

A DUNA ÉS EGYÉB FELSZÍNI VIZEK VÍZMINŐSÉGÉNEK VIZSGÁLATA A VÍZ KERETIRÁNYELV SZERINT

TARTALOMJEGYZÉK

12 A DUNA ÉS EGYÉB FELSZÍNI VIZEK VÍZMINŐSÉGÉNEK VIZSGÁLATA A VÍZ KERETIRÁNYELV SZERINT. 15

12.1 Jogszabályi háttér, határértékek, vizsgálati elemek, módszer	15
12.1.1 Jogszabályi háttér	15
12.1.2 Vizsgálati területek	16
12.1.2.1 Duna	16
12.1.2.2 Egyéb víztestek	17
12.1.3 Határértékek	17
12.1.3.1 Víz fizikai, kémiai jellemzők	17
12.1.3.1.1 Duna vízre vonatkozó VKI szerinti határértékek	17
12.1.3.1.2 Állóvizekre vonatkozó VKI szerinti határértékek	18
12.1.4 Vizsgálati elemek	19
12.1.4.1 Fizikai kémiai paraméterek	19
12.1.4.1.1 A Duna vizsgált fizikai kémiai paraméterei	19
12.1.4.1.2 Az állóvizek vizsgált fizikai kémiai paraméterei	19
12.1.4.2 A biológiai elemek	20
12.1.5 A vizsgálatok módszerei	22
12.1.5.1 A víz fizikai kémiai paramétereinek vizsgálati módszere	22
12.1.5.2 Fitoplankton vizsgálata	23
12.1.5.2.1 Mintavétel	23
12.1.5.2.2 A mintavétel módszere	24
12.1.5.2.3 Az értékelés módszere	25
12.1.5.3 Fitobenton vizsgálata	27
12.1.5.3.1 Mintavételek	27
12.1.5.3.2 A mintavétel módszere	28
12.1.5.3.3 Az értékelés módszere	28
12.1.5.4 Makrofita vizsgálata	29
12.1.5.4.1 Mintavételek	29
12.1.5.4.2 A mintavétel módszere	30
12.1.5.4.3 Az értékelés módszere	31
12.1.5.5 Makroszkopikus vízi gerinctelenek (makrozoobenton) vizsgálata	32
12.1.5.5.1 A mintavételek	32
12.1.5.5.2 A mintavétel módszere	34
12.1.5.5.3 Az értékelés módszere	35
12.1.5.6 Halak vizsgálata	35
12.1.5.6.1 A mintavételek	35
12.1.5.6.2 A mintavétel módszere	37
12.1.5.6.3 Az értékelés módszere	38
12.2 A vizsgált Duna szakasz (Dunaföldvár-Baja)	39
12.2.1 A vizsgált Duna szakasz országos archív adatainak értékelése	42
12.2.1.1 Fizikai-kémiai változók	42
12.2.1.2 Biológiai elemek	44
12.3 A vizsgált Duna szakasz (1560.6 fkm-1481.5 fkm) alapállapota	45
12.3.1 A vizsgált Duna szakasz felvízi szelvényei	48
12.3.1.1 Fizikai-kémiai jellemzők	48
12.3.1.2 Fitoplankton	51
12.3.1.3 Fitobenton	56
12.3.1.4 Makrofita	59
12.3.1.5 Makrozoobenton	60
12.3.1.6 Halak	61
12.3.2 A vizsgált Duna szakasz közvetlen alvízi szelvényei	64
12.3.2.1 Fizikai-kémiai jellemzők	64
12.3.2.2 Fitoplankton	69
12.3.2.3 Fitobenton	75
12.3.2.4 Makrofita	79
12.3.2.5 Makrozoobenton	81
12.3.2.6 Halak	83

12.3.3	Távoli alvízi dunai vizsgálati szelvények.....	85
12.3.3.1	Fizikai-kémiai jellemzők.....	85
12.3.3.2	Fitoplankton.....	90
12.3.3.3	Fitobenton.....	96
12.3.3.4	Makrofita.....	101
12.3.3.5	Makrozoobenton.....	104
12.3.3.6	Halak.....	107
12.3.4	A HURWAEP444 víztesthez tartozó Duna szakasz összefoglaló élővilágvédelmi és VKI szempontú értékelése.....	112
12.3.4.1	A víz fizikai kémiai paraméterei.....	112
12.3.4.1.1	A vizsgált dunai szakasz VKI szerinti minősítése a 2012-2013. évi vizsgálatok alapján.....	112
12.3.4.1.2	A Paksi Atomerőmű felmelegedett hűtővizének elméleti hatásai a vizsgált dunai szakasz vízminőségi mutatóira.....	113
12.3.4.2	Fitoplankton.....	123
12.3.4.2.1	A fitoplankton ökológiai állapotértékelése a Duna vizsgált szakaszain.....	123
12.3.4.2.2	A vizsgált dunai szakaszok VKI szerinti minősítése a 2012-2013. évi fitoplankton vizsgálatok alapján.....	127
12.3.4.3	Fitobenton.....	128
12.3.4.3.1	A fitobenton ökológiai állapotértékelése a Duna vizsgált szakaszain.....	128
12.3.4.3.2	A vizsgált dunai szakaszok VKI szerinti minősítése a 2012-2013. évi fitobenton vizsgálatok alapján.....	131
12.3.4.4	Makrofita.....	132
12.3.4.4.1	A makrofitonok élővilágvédelmi értékelése a Duna vizsgált szakaszain.....	132
12.3.4.4.2	A vizsgált dunai szakaszok VKI szerinti minősítése a 2012-2013. évi makrofita vizsgálatok alapján.....	135
12.3.4.5	Makrozoobenton.....	135
12.3.4.5.1	A makrozoobenton élővilágvédelmi értékelése a Duna vizsgált szakaszain.....	135
12.3.4.5.2	A vizsgált dunai szakaszok VKI szerinti minősítése a 2012-2013. évi makrozoobenton vizsgálatok alapján.....	143
12.3.4.6	Halak.....	143
12.3.4.6.1	A haleygyüttes élővilágvédelmi értékelése a Duna vizsgált szakaszain.....	143
12.3.4.6.2	A vizsgált dunai szakaszok VKI szerinti minősítése a 2012-2013. évi halközösség vizsgálatok alapján.....	150
12.3.4.7	A vizsgált HURWAEP444 víztesthez tartozó Duna szakaszok összesített VKI szempontú állapotminősítése.....	150
12.4	A közeli egyéb felszíni víztestek alapállapota.....	151
12.4.1	Kondor-tó és a Horgász tavak (HULWAIH005).....	151
12.4.1.1	Víz vizsgálatának fizikai kémiai eredményei.....	151
12.4.1.2	Fitoplankton.....	153
12.4.1.3	Fitobenton.....	156
12.4.1.4	Makrofita.....	157
12.4.1.5	Makrozoobenton.....	160
12.4.1.6	Halak.....	162
12.4.1.7	A HULWAIH005 jelű, Paksi Horgász-tavak megnevezésű víztest összesített VKI szempontú állapotminősítése.....	165
12.4.2	Faddi-Holt-Duna (HULWAIH066).....	166
12.4.2.1	Víz fizikai kémiai vizsgálatának eredményei.....	166
12.4.2.2	Fitoplankton.....	168
12.4.2.3	Fitobenton.....	170
12.4.2.4	Makrofita.....	172
12.4.2.5	Makrozoobenton.....	175
12.4.2.6	Halak.....	178
12.4.2.7	A HULWAIH066 jelű, Faddi-Holt-Duna megnevezésű víztest összesített VKI szempontú állapotminősítése.....	180
12.4.3	Tolnai-Északi-Holt-Duna (HULWAIH136).....	181
12.4.3.1	A víz vizsgálatának fizikai, kémiai eredményei.....	181
12.4.3.2	Fitoplankton.....	183
12.4.3.3	Fitobenton.....	184
12.4.3.4	Makrofita.....	186
12.4.3.5	Makrozoobenton.....	189
12.4.3.6	Halak.....	193
12.4.3.7	A HULWAIH136 jelű, Tolnai-Északi-Holt-Duna megnevezésű víztest összesített VKI szempontú állapotminősítése.....	195
12.4.4	Sió-csatorna.....	196
12.4.4.1	A víz vizsgálatának fizikai kémiai eredményei.....	196
12.4.4.2	Fitoplankton.....	197
12.4.4.3	Fitobenton.....	198
12.4.4.4	Makrofita.....	199
12.4.4.5	Makrozoobenton.....	200

12.4.4.6	Halak	201
12.4.4.7	A HURWAEP959 jelű, Sió-alsó megnevezésű víztest összesített VKI szempontú állapotminősítése	205
12.5	Paks II. létesítésének hatása a Dunára	205
12.5.1	Hatótényezők a létesítés időszakában	206
12.5.1.1	Közvetlen hatások	206
12.5.1.1.1	A talajvízszint süllyesztés során kitermelt talajvíz hatása	206
12.5.1.1.2	Tisztított kommunális szennyvíz kibocsátás hatása	207
12.5.1.1.3	A rekuperációs vízerőmű építése	210
12.5.1.2	Közvetett hatások	210
12.5.1.3	Országhatáron áttérjedő környezeti hatások	210
12.5.2	Üzemzavarok, haváriák hatótényezői a létesítés időszakában	211
12.5.2.1	Üzemzavarok, haváriák közvetlen hatásai a Dunára	211
12.5.2.1.1	A létesítéskori dízelolaj tartály sérülése	211
12.5.2.1.1	A kommunális szennyvíztisztító havária jellegű működési hibája	211
12.5.3	A létesítés hatásterületei	212
12.5.3.1	Közvetlen hatások területe	212
12.5.3.2	Közvetett hatások területe	212
12.5.3.3	Országhatáron áttérjedő környezeti hatások	212
12.5.4	Paks II. létesítésének összefoglaló hatásmátrixa	213
12.6	Paks II. üzemelésének hatásai a Dunára	214
12.6.1	A normál üzemelés	214
12.6.1.1	Hatótényezők a normál üzemelés időszakában	214
12.6.1.1.1	Víz kivétel a Dunából	214
12.6.1.1.2	A felmelegedett hűtővíz bevezetése a Dunába	214
12.6.1.1.3	Tisztított technológiai hulladékvíz kibocsátás	217
12.6.1.1.4	Tisztított kommunális szennyvíz kibocsátás	217
12.6.1.1.5	Tisztított csapadékvíz elvezetés	217
12.6.1.2	Felszíni vizeket érintő hatások Víz Keretirányelv (VKI) szerinti értékelése	218
12.6.1.2.1	Közvetlen hatások a Duna fizikai kémiai állapotára	218
12.6.1.2.2	Közvetlen hatások a Duna ökológiai állapotára	240
12.6.1.2.3	Közvetett hatások	243
12.6.1.2.4	Országhatáron áttérjedő környezeti hatások	243
12.6.1.3	Paks II. üzemelésének hatásterületei	244
12.6.1.3.1	Közvetlen hatások területe	244
12.6.1.3.2	Közvetett hatások területe	245
12.6.1.3.3	Országhatáron áttérjedő környezeti hatások	245
12.6.1.4	Paks II. és a Paksi Atomerőmű együttes üzemelésének közvetlen hatásai	245
12.6.1.5	Paks II. és a Paksi Atomerőmű együttes üzemelésének közvetett hatásai	246
12.6.1.6	Paks II. és a Paksi Atomerőmű együttes üzemelése hatásainak értékelése a Vízyűjtő-gazdálkodási terv tükrében	246
12.6.1.7	Paks II. és a Paksi Atomerőmű együttes üzemelésének hatásterületei	248
12.6.1.7.1	Közvetlen hatásterület a Duna fizikai kémiai állapotára	248
12.6.1.7.2	Közvetlen hatásterület a Duna ökológiai állapotára	249
12.6.1.7.3	Közvetett hatások területe	250
12.6.1.7.4	Országhatáron áttérjedő környezeti hatások	250
12.6.2	Az üzemelés időszakában bekövetkező üzemzavarok, haváriák	251
12.6.2.1	Az üzemelés időszakában bekövetkező üzemzavarok, haváriák hatótényezői	251
12.6.2.2	Az üzemelés időszakában bekövetkező üzemzavarok, haváriák hatásai a Dunára	251
12.6.2.2.1	A kommunális szennyvíztisztító havária jellegű működési hibája	251
12.6.2.3	Az üzemelés időszakában bekövetkező üzemzavarok, haváriák hatásterületei	253
12.6.1	Paks II. üzemelésének összefoglaló hatásmátrixa	254
12.6.1	A Paksi Atomerőmű és a Paks II. üzemelésének összefoglaló hatásmátrixa	255
12.6.1.1	Az üzemelés időszakában bekövetkező üzemzavarok, haváriák hatásmátrixa	256
12.7	Paks II. felhagyásának várható hatásai a Dunára	257
12.7.1	Hatótényezők Paks II. felhagyásakor	257
12.7.1.1	Közvetlen hatások	257
12.7.1.2	Közvetett hatások	257
12.7.1.3	Országhatáron áttérjedő környezeti hatások	257
12.8	Környezetellenőrző monitorozó rendszer	257

12.8.1	Víz fizikai és kémiai tulajdonságai	257
12.8.2	Biológiai elemek.....	259
12.9	Irodalomjegyzék.....	261

ÁBRAJEGYZÉK

12.1.5-1.	ábra: A Duna 2012. és 2013. évi fizikai-kémiai vizsgálati szelvények átnézetes helyszínrajza	40
12.1.5-2.	ábra: A Duna 2012. évi fizikai-kémiai vizsgálati szelvények helyszínrajza.....	41
12.2.1-1.	ábra: A Duna vízjárása (Paks-Dombori-Baja) 2006-2013. között.....	45
12.2.1-2.	ábra: A Duna vízjárása (Paks-Dombori-Baja) 2012-2013. között.....	45
12.2.1-3.	ábra: A Duna vízhozam és víz hőmérséklet változása (Paks-Dombori-Baja) 2012-2013.-ban.....	46
12.2.1-4.	ábra: Duna (Paks) víz hőmérséklet éves átlag változásának időbeni vizsgálata 1970-2013. között	47
12.2.1-5.	ábra: Dunai napi víz hőmérséklet (Paks) éven belüli eloszlás vizsgálata 1970-2013. között	47
12.3.1-1.	ábra: Dunaföldvár 1560.6 fkm 0-ás számú vizsgálati szelvény helyszínrajza	48
12.3.1-2.	ábra: Paks komp 1. szelvény (1533.5 fkm) vizsgálati és mintázási pontjai	49
12.3.2-1.	ábra: Paks melegvíz (2), Nagysarkantyú (3), és Uszód (4), 1526.0-1524.8 fkm közötti szelvények helyszínrajza.....	65
12.3.2-2.	ábra: Gerjen 5. szelvény (1516 fkm) vizsgálati és mintázási pontok helyszínrajza	66
12.3.3-1.	ábra: Dombori 1506.8 fkm - 6 számú vizsgálati szelvény helyszínrajza	86
12.3.3-2.	ábra: Sió-dél (1496 fkm-Gemenc) - 7 számú vizsgálati szelvény helyszínrajza.....	86
12.3.3-3.	ábra: Baja 1481.5 fkm (közúti híd) - 8 számú vizsgálati szelvény helyszínrajza	87
12.3.4-1.	ábra: Dunai oldott oxigén 90 %-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.)	114
12.3.4-2.	ábra: A Duna oxigén telítettség változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.).....	114
12.3.4-3.	ábra: Duna BOI ₅ 90 %-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.)	115
12.3.4-4.	ábra: A Duna BOI ₅ változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)	115
12.3.4-5.	ábra: Dunai oldott KOI _p 90 %-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.).....	116
12.3.4-6.	ábra: A Duna KOI _p s változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.).....	116
12.3.4-7.	ábra: A Duna BOI ₅ /KOI _p s arányok változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)	117
12.3.4-8.	ábra: Dunai oldott NH ₄ -N 90 %-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.).....	118
12.3.4-9.	ábra: A Duna NH ₄ -N változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)	118
12.3.4-10.	ábra: A Duna NO ₃ -N változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)	119
12.3.4-11.	ábra: Duna PO ₄ -P 90%-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.).....	119
12.3.4-12.	ábra: A Duna PO ₄ -P változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.).....	120
12.3.4-13.	ábra: A Duna pH változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.).....	120
12.3.4-14.	ábra: A Duna fajlagos vezetőképesség (μS/cm) változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)	121
12.3.4-15.	ábra: Duna klorofill-a 90 %-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.)	121
12.3.4-16.	ábra: Duna Kőolaj és termékei 90 %-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.)	122
12.3.4-17.	ábra: A fitoplankton biomassa (μg/l) változása az egyes mintaszelvényekben a nyári (augusztusi) és őszi (szeptember/októberi) mintavételek átlagaként.....	123
12.3.4-18.	ábra: A klorofill-a (μg/l) tartalom változása az egyes mintaszelvényekben a nyári (augusztusi) és őszi (szeptember/októberi) mintavételek átlagaként.....	124
12.3.4-19.	ábra: A fitoplankton klorofill-a tartalma (μg/l) a 2012. márciusi, júniusi, augusztusi, szeptemberi mintavétel átlagaként a Paks komp - Gerjen-Foktő közötti szelvények között	124
12.3.4-20.	ábra: A fitoplankton klorofill-a tartalma (μg/l) a 2012. novemberi mintavétel során a Paks komp - Gerjen-Foktő közötti szelvények között.....	125
12.3.4-21.	ábra: A fitoplankton biomasszája (μg/l) a 2012. márciusi, júniusi, augusztusi, szeptemberi mintavétel átlagaként a Paks komp - Gerjen-Foktő közötti szelvények között	125
12.3.4-22.	ábra: A fitoplankton biomasszája (μg/l) a 2012. novemberi mintavétel során a Paks komp - Gerjen-Foktő közötti szelvények között	126
12.3.4-23.	ábra: A 2012. augusztusi fitoplankton biomassa értékek klaszter analíziséből készített dendrogram a Paks komp felvízi, a közeli alvízi és a Gerjen-Foktő közép távoli alvízi szakasz mintaelemségei alapján	127
12.3.4-24.	ábra: A fitobenton IPS index értékeinek alakulása a Duna vizsgált szelvényeiben a nyári és őszi, illetve a jobb és bal parti minták átlagaként.....	128
12.3.4-25.	ábra: A kovaalga flóra alapján számított IPS index értékek a Duna vizsgált szelvényeinek jobb és bal parti mintáiban, azok szezonális átlagaként	129

12.3.4-26. ábra: A 2012. augusztusi fitobenton relatív gyakoriság értékeinek klaszter analizéséből készített dendrogram a Paks komp felvízi, a közeli alvízi és a Gerjen-Foktő közép távoli alvízi szakasz mintaegységei alapján.....	130
12.3.4-27. ábra: A dunai mintavételi szakaszok fitobenton relatív gyakoriság adatainak kanonikus korrespondencia analízissel (CCA) képzett ordinációja	131
12.3.4-28. ábra: A dunai mintavételi szakaszok makrofiton közösségeinek átlagos abundancia (DAFOR) értékei a nyári és őszi mintavételek során.....	132
12.3.4-29. ábra: A dunai mintavételi egységek főkoordináta analizise a 2012-es és 2013-as nyári, illetve őszi mintavételek összevont makrofiton adatai alapján	133
12.3.4-30. ábra: A dunai mintavételi helyek makrofiton állományainak Ward-féle módszerrel képzett klasztere a 2012-es és 2013-as nyári, illetve őszi mintavételek összevont adatai alapján.....	134
12.3.4-31. ábra: A makrozoobenton átlagos egyedszáma, taxonszáma és diverzitása a 2012-2013 időszakban vett nyári minták alapján	135
12.3.4-32. ábra: A makrozoobenton átlagos egyedszáma, taxonszáma és diverzitása a 2012-2013 időszakban vett őszi minták alapján	136
12.3.4-33. ábra: A mintavételi helyek egyedszámok alapján, Bray-Curtis hasonlósági függvénnyel képzett klasztere a 2012-2013-as nyári minták alapján	137
12.3.4-34. ábra: A mintavételi helyek egyedszámok alapján, Bray-Curtis hasonlósági függvénnyel képzett klasztere a 2012-2013-as őszi minták alapján	138
12.3.4-35. ábra: A makrogerinctelen szervezetek jelenléte-hiánya alapján, a mintavételi helyek Rogers-Tanimoto hasonlósági függvénnyel képzett klaszter diagramja a nyári mintákra	139
12.3.4-36. ábra: A makrogerinctelen szervezetek jelenléte-hiánya alapján, a mintavételi helyek Rogers-Tanimoto hasonlósági függvénnyel képzett klaszter diagramja az őszi mintákra.....	140
12.3.4-37. ábra: A hatóképes vízkémiai paraméterek és a mintavételi helyek ordinációja CCA alkalmazásával a nyári minták alapján	141
12.3.4-38. ábra: A hatóképes vízkémiai paraméterek és a mintavételi helyek ordinációja CCA alkalmazásával az őszi minták alapján	142
12.3.4-39. ábra: A dunai mintavételi szakaszok halközösségeinek CPUE értékei a nyári mintavétel során	144
12.3.4-40. ábra: A dunai mintavételi szakaszok halközösségeinek CPUE értékei az őszi mintavétel során	145
12.3.4-41. ábra: A köves aljzatú minta alegységek halközösségeinek CPUE értékei a felvízi és az alvízi szakaszokon	146
12.3.4-42. ábra: A Duna kövezett ajzatú mintavételi alegységeinek dendrogramja	147
12.3.4-43. ábra: A kanonikus korrespondencia analízis (CCA) diagramja; Duna, nyári mintavétel, adult egyedek	148
12.3.4-44. ábra: A kanonikus korrespondencia analízis (CCA) diagramja; Duna, köves aljzat, nyári-őszi mintavétel, adult és ivadék egyedek.....	149
12.4.1-1. ábra: Vizsgálati terület a Kondor-tó és a Horgász-tavak	152
12.4.1-2. ábra: A fitoplankton biomasszája és összetétele a Kondor-tavon és a Horgász-tavak levezető csatornáján	154
12.4.1-3. ábra: A Kondor-tavi és horgásztói mintavételi helyek helyek makrofiton állományainak klasztere (nyári és őszi mintavétel)	159
12.4.1-4. ábra: A Kondor-tó és Horgász-tavak mintavételi egységeiben gyűjtött makrogerinctelenek denzitása és taxonszáma	161
12.4.2-1. ábra: Vizsgálati terület a Faddi-Holt-Dunán.....	166
12.4.2-2. ábra: A fitoplankton biomasszája és összetétele a Faddi-Holt-Dunán	168
12.4.2-3. ábra: A Faddi-Holt-Duna mintavételi helyek makrofiton állományainak Bray-Curtis hasonlósági függvénnyel képzett klasztere a nyári és őszi mintavétel összevont adatai alapján	173
12.4.2-4. ábra: A dunai és a Faddi, valamint a Kondor-tó, illetve a Horgász-tavak mintavételi helyek makrofiton állományainak Bray-Curtis hasonlósági függvénnyel képzett klasztere a nyári és őszi mintavétel összevont adatai alapján	174
12.4.2-5. ábra: A Faddi-Holt-Duna mintavételi egységeiben gyűjtött makrogerinctelenek denzitása és taxonszáma	176
12.4.2-6. ábra: A makrogerinctelen szervezetek jelenlét-hiánya alapján, a mintavételi helyek Rogers-Tanimoto hasonlósági függvénnyel képzett klaszter diagramja a nyári összes mintára a Faddi-Holt-Dunán	177
12.4.2-7. ábra: A mintavételi egységek dendrogramja a halak abundancia értéke alapján	179
12.4.3-1. ábra: Vizsgálati terület a Tolnai-Északi-Holt-Dunán	181
12.4.3-2. ábra: A makrofiton fajok átlagos növénymenyisége a nyári és őszi mintavétel összevont adatai alapján a Tolnai-Holt-Duna mintavételi pontjain	187
12.4.3-3. ábra: A makrofiton fajok Shannon diverzitás értékei a Tolnai-Holt-Duna mintavételi pontjain a nyári és őszi mintavételek összevont adatai alapján	187
12.4.3-4. ábra: A Tolnai-Holt-Duna mintavételi pontjainak fajszám értékei a nyári és őszi mintavétel összevont makrofiton adatai alapján	187
12.4.3-5. ábra: A Tolnai-Holt-Duna, Faddi-Holt-Duna, a Kondor-tó és a Horgász-tavak makrofiton állományainak főkoordináta analizise a 2012-es és 2013-as nyári, illetve őszi mintavételek összevont makrofiton adatai alapján	188
12.4.3-6. ábra: A makrozoobenton átlagos egyedszáma, taxonszáma és diverzitása nyáron a két szelvényben.....	191

12.4.3-7. ábra: A makrozoobenton átlagos egyedszáma, taxonszáma és diverzitása összességében a két szelvényben	191
12.4.3-8. ábra: A kvalitatív adatok klasztere a nyári makrozoobenton mintavételek alapján	192
12.4.4-1. ábra: Sió csatorna alvízi vizsgálati szelvény helyszínrajza	196
12.4.4-2. ábra: A Sió 2013. évi nyári mintavételeinek dendrogramja	203
12.4.4-3. ábra: A Sió 2013. évi őszi mintavételeinek dendrogramja	203
12.6.1-1. ábra: Melegvíz kibocsátás és a dunai kritikus víz hőmérséklet változásának időbeni vizsgálata	215
12.6.1-2. ábra: Dunai víz hőmérséklet és a pH kapcsolat vizsgálata	220
12.6.1-3. ábra: Dunai víz hőmérséklet és a vezetőképesség kapcsolat vizsgálata	221
12.6.1-4. ábra: Dunai víz hőmérséklet és a klorid kapcsolat vizsgálata	222
12.6.1-5. ábra: Dunai víz hőmérséklet és az oldott oxigén kapcsolat vizsgálata	223
12.6.1-6. ábra: Dunai víz hőmérséklet és az oxigén telítettség kapcsolat vizsgálata	224
12.6.1-7. ábra: Dunai víz hőmérséklet és BOI_5 kapcsolat vizsgálata	225
12.6.1-8. ábra: Dunai víz hőmérséklet és KOl_d kapcsolat vizsgálata	226
12.6.1-9. ábra: Dunai víz hőmérséklet és KOl_{ps} kapcsolat vizsgálata	226
12.6.1-10. ábra: Dunai víz hőmérséklet és ammónia-nitrogén kapcsolat vizsgálata	227
12.6.1-11. ábra: Dunai víz hőmérséklet és nitrit-nitrogén kapcsolat vizsgálata	228
12.6.1-12. ábra: Dunai víz hőmérséklet és nitrát-nitrogén kapcsolat vizsgálata	229
12.6.1-13. ábra: Dunai víz hőmérséklet és összes szerves nitrogén kapcsolat vizsgálata	229
12.6.1-14. ábra: Dunai víz hőmérséklet és összes nitrogén kapcsolat vizsgálata	230
12.6.1-15. ábra: Dunai víz hőmérséklet és ortofoszfát kapcsolat vizsgálata	231
12.6.1-16. ábra: Dunai víz hőmérséklet és ortofoszfát-P kapcsolat vizsgálata	231
12.6.1-17. ábra: Dunai víz hőmérséklet és összes foszfor kapcsolat vizsgálata	232
12.6.1-18. ábra: Dunai víz hőmérséklet és a klorofill kapcsolat vizsgálata	233
12.6.1-19. ábra: Dunai víz hőmérséklet és nátrium-ion kapcsolat vizsgálata	234
12.6.1-20. ábra: Dunai víz hőmérséklet és kálium-ion kapcsolat vizsgálata	235
12.6.1-21. ábra: A hőterhelés hatása és hatásterülete meghatározásának folyamatábrája a biológiai elemeknél	241
12.6.1-22. ábra: Paks II. hőterhelésének teljes hatásterülete az önálló üzemelés időszakában	244
12.6.1-23. ábra: Felmelegedett hűtővíz dunai bevezetés kritikus hatásterületének lehatárolása 2085-ig	249
12.6.1-24. ábra: A Paksi Atomerőmű és Paks II. együttes hőterhelésének teljes hatásterülete	250

TÁBLÁZATJEGYZÉK

12.1.3-1. táblázat: A Duna vízre vonatkozó VKI szerinti határértékek	18
12.1.3-2. táblázat: A Telephely környezetében lévő állóvizekre vonatkozó VKI szerinti határértékek	18
12.1.4-1. táblázat: A Dunára vonatkozó fizikai és kémiai elemek felsorolása, VKI vízminőségi csoportokkal	19
12.1.4-2. táblázat: Állóvizekre vonatkozó fizikai és kémiai vizsgálatok felsorolása, VKI vízminőségi csoportokkal	20
12.1.5-1. táblázat: Fitoplankton mintavételek a Dunán	24
12.1.5-2. táblázat: Fitoplankton mintavételek a további víztesteken	24
12.1.5-3. táblázat: Fitobenton mintavételek a Dunán	27
12.1.5-4. táblázat: A fitobenton VKI szempontú állapotértékelésének EQR értékei és minősítési kategóriái a Duna Paks/komp - Gerjen-Foktő közötti szakaszán 2009-2010-ben végzett vizsgálat eredményei alapján az egyes mintavételi időszakokban	27
12.1.5-5. táblázat: Fitobenton mintavételek az egyéb víztesteken	28
12.1.5-6. táblázat: Makrofita mintavételek a Dunán	29
12.1.5-7. táblázat: Makrofita mintavételek az egyéb víztesteken	30
12.1.5-8. táblázat: A makroszkopikus vízi gerinctelen taxonok mintavétele a Dunán	33
12.1.5-9. táblázat: A makroszkopikus vízi gerinctelen taxonok mintavétele az egyéb víztesteken	34
12.1.5-10. táblázat: A halközösség mintavételi alegységeinek koordinátái a Dunán	37
12.1.5-11. táblázat: A halközösség mintavételi alegységeinek koordinátái az egyéb víztesteken	37
12.1.5-12. táblázat: Az állóvíz víztestek halközösség alapján történő minősítése során figyelembe vett kritériumok	39
12.1.5-1. táblázat: A dunai vizsgálati szelvények és egyéb jellemzők	41
12.2.1-1. táblázat: 2007-2011. közötti törzshálózati vizsgálatok átlag értékei, VKI szempont szerinti minősítéssel	43
12.2.1-2. táblázat: HURWAEP444 Duna Szob-Baja között (24. típus) víztest VKI határértékrendszere szerinti állapot értékelése	43
12.3.1-1. táblázat: Felvízi dunai szelvények vízminőségi vizsgálatainak VKI szerinti minősítése	50
12.3.1-2. táblázat: Felvízi dunai szakasz (1560.6-1533.5 fkm) VKI minősítése	51

12.3.1-3. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna felvízi szakaszán a márciusi mintavétel során	51
12.3.1-4. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna felvízi szakaszán a júniusi mintavétel során	52
12.3.1-5. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna felvízi szakaszán az augusztusi mintavétel során	52
12.3.1-6. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna felvízi szakaszán az őszi (2012.szeptember, 2013. október) mintavétel során	53
12.3.1-7. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna felvízi szakaszán a novemberi mintavétel során	53
12.3.1-8. táblázat: A felvízi-szakasz fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	55
12.3.1-9. táblázat: A felvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata a nyári mintavétel során	56
12.3.1-10. táblázat: A felvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata az őszi mintavétel során	57
12.3.1-11. táblázat: A felvízi-szakasz fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	58
12.3.1-12. táblázat: A paksi, felvízi szakaszon előkerült makrofítion fajok és becsült DAFOR mennyiségük	59
12.3.1-13. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári és őszi mintavétel alapján a felvízi szakaszon a makrofítion adatok alapján	60
12.3.1-14. táblázat: A felvízi, paksi szakaszon kimutatott makrogerinctelen taxonok listája	60
12.3.1-15. táblázat: A felvízi szakasz ökológiai minősítése a nyári és az őszi makrogerinctelen minták alapján	61
12.3.1-16. táblázat: A paksi, felvízi szakaszon előkerült halfajok	62
12.3.1-17. táblázat: A mintavételi egységek fogási eredményeinek alapadatai a nyári és az őszi mintavétel alapján	63
12.3.1-18. táblázat: A CPUE értékek összevetése a korábbi eredményekkel	63
12.3.1-19. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári mintavétel alapján a felvízen	64
12.3.1-20. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei az őszi mintavétel alapján a felvízen	64
12.3.2-1. táblázat: A közvetlen alvízi Duna (1534-1516 fkm) 2012. évi vizsgálatainak éves átlag értékeit összesítő táblázata, VKI szerinti minősítéssel	67
12.3.2-2. táblázat: Közvetlen alvízi dunai szakasz VKI minősítése (1526-1516 fkm)	69
12.3.2-3. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna közeli alvízi szakaszán a márciusi mintavétel során	69
12.3.2-4. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna közeli alvízi szakaszán a júniusi mintavétel során	70
12.3.2-5. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna közeli alvízi szakaszán az augusztusi mintavétel során	70
12.3.2-6. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna közeli alvízi szakaszán a szeptemberi mintavétel során	71
12.3.2-7. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna közeli alvízi szakaszán a novemberi mintavétel során	71
12.3.2-8. táblázat: A közeli alvízi-szakasz fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	75
12.3.2-9. táblázat: A közeli alvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata a nyári mintavétel során	75
12.3.2-10. táblázat: A közeli alvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata a nyári mintavétel során	76
12.3.2-11. táblázat: A közeli alvízi-szakasz fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	79
12.3.2-12. táblázat: A közeli alvízi szakaszon előkerült makrofítion fajok és becsült DAFOR mennyiségük	80
12.3.2-13. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári és őszi mintavétel alapján a közeli alvízi szakaszon a makrofítion adatok alapján	80
12.3.2-14. táblázat: A közeli alvízi szakaszon kimutatott makrogerintelen taxonok listája	82
12.3.2-15. táblázat: A közeli alvízi szakasz ökológiai minősítése a nyári és őszi makrozoobenton minták alapján	82
12.3.2-16. táblázat: A közeli alvízi szakaszon előkerült halfajok	83
12.3.2-17. táblázat: A közeli alvízi mintavételi egységek fogási eredményeinek alapadatai a nyári mintavétel alapján	84
12.3.2-18. táblázat: A közeli alvízi mintavételi egységek fogási eredményeinek alapadatai az őszi mintavétel alapján	84
12.3.2-19. táblázat: A CPUE értékek összevetése a korábbi közvetlen alvízi, valamint a felvízi eredményekkel	84
12.3.2-20. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári mintavétel alapján a közeli alvízi szakaszon	85
12.3.2-21. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei az őszi mintavétel alapján a közeli alvízi szakaszon	85
12.3.3-1. táblázat: Távoli alvízi dunai szakasz (1506.8-1481.5 fkm) vízminőségi vizsgálatainak VKI szerinti minősítése	88
12.3.3-2. táblázat: Távoli alvízi dunai szakasz (1506.8-1481.5 fkm)	89
12.3.3-3. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna közép-távoli alvízi szakaszán a márciusi mintavétel során	90

12.3.3-4. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna közép-távoli alvízi szakaszán a júniusi mintavétel során	90
12.3.3-5. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna közép-távoli alvízi szakaszán az augusztusi mintavétel során	91
12.3.3-6. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna közép-távoli alvízi szakaszán az őszi (2012.szeptember, 2013. október) mintavétel során	91
12.3.3-7. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna közép-távoli alvízi szakaszán a novemberi mintavétel során	92
12.3.3-8. táblázat: A közép-távoli alvízi-szakasz fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	94
12.3.3-9. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna távoli alvízi szakaszán az augusztusi mintavétel során	94
12.3.3-10. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentrációja ($\mu\text{g/l}$) a Duna távoli alvízi szakaszán az októberi mintavétel során	95
12.3.3-11. táblázat: A távoli alvízi-szakasz fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	96
12.3.3-12. táblázat: A közép-távoli alvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata a nyári mintavétel során	96
12.3.3-13. táblázat: A közép-távoli alvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata az őszi mintavétel során	97
12.3.3-14. táblázat: A közép-távoli alvízi szakasz fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	99
12.3.3-15. táblázat: A távoli alvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata a nyári mintavétel során	99
12.3.3-16. táblázat: A távoli alvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata az őszi mintavétel során	100
12.3.3-17. táblázat: A távoli alvízi-szakasz fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	101
12.3.3-18. táblázat: A közép-távoli alvízi szakaszon előkerült makrofiton fajok és becült DAFOR mennyiségük	102
12.3.3-19. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári és őszi mintavétel alapján a közép-távoli alvízi szakaszon a makrofiton adatok alapján	103
12.3.3-20. táblázat: A távoli alvízi szakaszon előkerült makrofiton fajok és becült DAFOR mennyiségük	103
12.3.3-21. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári és őszi mintavétel alapján a távoli alvízi szakaszon a makrofiton adatok alapján	104
12.3.3-22. táblázat: A közép-távoli alvízi szakaszon kimutatott makrogerinctelen taxonok listája	105
12.3.3-23. táblázat: A közép-távoli szakasz ökológiai minősítése a nyári és őszi minták alapján	105
12.3.3-24. táblázat: A távoli alvízi szakaszon kimutatott makrogerinctelen taxonok listája	106
12.3.3-25. táblázat: A távoli alvízi szakasz ökológiai minősítése a nyári és őszi minták alapján	107
12.3.3-26. táblázat: A közép-távoli alvízi alszakaszon előkerült halfajok	108
12.3.3-27. táblázat: A mintavételi egységek fogási eredményeinek alapadatai a nyári és az őszi mintavétel alapján a közép-távoli alvízi szakaszon	108
12.3.3-28. táblázat: A CPUE értékek összevetése a korábbi közvetlen alvízi, valamint a felvízi eredményekkel	109
12.3.3-29. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári mintavétel alapján a közép-távoli szakaszon	109
12.3.3-30. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei az őszi mintavétel alapján a közép-távoli szakaszon	109
12.3.3-31. táblázat: A távoli alvízi alszakaszon előkerült halfajok	110
12.3.3-32. táblázat: A mintavételi egységek fogási eredményeinek alapadatai a mintavételek alapján a távoli alvízi alszakaszon	111
12.3.3-33. táblázat: A CPUE értékek összevetése az alvízi, valamint a felvízi eredményekkel	111
12.3.3-34. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári mintavétel alapján a távoli alvízi szakaszon	112
12.3.3-35. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei az őszi mintavétel alapján a távoli alvízi szakaszon	112
12.3.4-1. táblázat: A vizsgált dunai szakasz (1560.6-1481.5 fkm) VKI minősítése	112
12.3.4-2. táblázat: A vizsgált dunai szakaszok ökológiai állapota a fitoplankton alapján	127
12.3.4-3. táblázat: A vizsgált dunai szakaszok ökológiai állapota a fitobenton alapján	131
12.3.4-4. táblázat: A vizsgált dunai szakaszok ökológiai állapota a makrofita alapján	135
12.3.4-5. táblázat: A vizsgált dunai szakaszok ökológiai állapota a makrozoobenton alapján	143
12.3.4-6. táblázat: A vizsgált dunai szakaszok ökológiai állapota a halegyüttes alapján	150
12.3.4-7. táblázat: A Duna vizsgált szakaszának (HURWAEP444) szakaszonkénti és vizsgálati elemenként meghatározott VKI szempontú minősítése	151
12.4.1-1. táblázat: Kondortó-Horgász-tavak víztest fizikai-kémiai állapotának VKI szerinti minősítése	153
12.4.1-2. táblázat: A fitoplankton biomasszája ($\mu\text{g/l}$) és az a-klorofill koncentráció ($\mu\text{g/l}$) a Kondor-tavon és a Horgász-tavak levezető csatornáján	153
12.4.1-3. táblázat: A (HULWAIH005) jelű víztestet alkotó Kondor-tó, valamint Horgász-tavak fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	155

12.4.1-4. táblázat: Az élőbevonat kovaalga állományának összetétele, a Kondor-tó és a Horgász-tavak levezető csatornája, 2012.....	156
12.4.1-5. táblázat: A (HULWAIH005) jelű víztestet alkotó Kondor-tó, valamint Horgász-tavak fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	157
12.4.1-6. táblázat: A mintavételek során kimutatott makrofiton fajok a Kondor-tavon (PLKTMF), valamint a Horgász-tavak (PLHTMF) területén.....	158
12.4.1-7. táblázat: A mintavételi helyek ökológiai állapota a makrofiton alapú ökológiai vízminősítés alapján a Kondor-tavon	159
12.4.1-8. táblázat: A mintavételi helyek ökológiai állapota a makrofiton alapú ökológiai vízminősítés alapján a Horgász-tavakon.....	159
12.4.1-9. táblázat: A Kondor-tó (PLKTMZB) és a Horgász-tavak (PLHTMZB) makrogerinctelen taxonjainak listája.....	161
12.4.1-10. táblázat: A Kondor-tó és a Horgász-tavak ökológiai minősítése	162
12.4.1-11. táblázat: A mintavételek során előkerült halfajok	163
12.4.1-12. táblázat: A Kondor-tó halközösségének néhány funkcionális jellemzője	163
12.4.1-13. táblázat: A Horgász-tó halközösségeinek néhány funkcionális jellemzője	164
12.4.1-14. táblázat: A Kondor-tó és a Horgász-tavak ökológiai állapotminősítése a halegyüttes alapján	164
12.4.1-15. táblázat: A Paksi Horgász-tavak (Kondor-tó és Horgász-tavak) (HULWAIH005) VKI alapú minősítése	165
12.4.2-1. táblázat: Telephely környezetében lévő állóvizek vízminőségi vizsgálatok eredményei, VKI szerinti minősítéssel.....	167
12.4.2-2. táblázat: Faddi-Holt-Duna víztest fizikai-kémiai állapotának VKI szerinti minősítése.....	167
12.4.2-3. táblázat: A fitoplankton biológiai állapota (µg/l) és az a-klorofill koncentráció (µg/l) értékei a Faddi-Holt-Dunán	168
12.4.2-4. táblázat: A (HULWAIH066) jelű, Faddi-Holt-Duna megnevezésű víztest fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	170
12.4.2-5. táblázat: Az élőbevonat kovaalga állományának összetétele a Faddi-Holt-Dunában	170
12.4.2-6. táblázat: A (HULWAIH066) jelű, Faddi-Holt-Duna megnevezésű víztest fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	172
12.4.2-7. táblázat: Faddi-Holt-Duna makrofiton fajlistája	173
12.4.2-8. táblázat: A Faddi-Holt-Duna ökológiai állapota a makrofiton alapú ökológiai vízminősítés alapján	174
12.4.2-9. táblázat: A Faddi-Holt-Duna makrozoobenton nyári és az őszi mintavételek taxon listája	175
12.4.2-10. táblázat: A Faddi-Holt-Duna ökológiai állapotértékelése a makrozoobenton alapján	177
12.4.2-11. táblázat: A Faddi-Holt-Duna mintavétele során előkerült halfajok.....	178
12.4.2-12. táblázat: A Faddi-Holt-Duna halközösségeinek néhány funkcionális jellemzője	178
12.4.2-13. táblázat: A Faddi-Holt-Duna ökológiai állapotértékelése a halközösség alapján	180
12.4.2-14. táblázat: A Faddi-Holt-Duna (HULWAIH066) VKI alapú minősítése	180
12.4.3-1. táblázat: Tolnai-Északi-Holt-Duna és a Sió csatorna alvízi szakasz vízminőségi vizsgálatok eredményei, VKI szerinti minősítéssel.....	182
12.4.3-2. táblázat: A fitoplankton biológiai állapota (µg/l) és az a-klorofill koncentráció (µg/l) értékei a Tolnai-Északi-Holt-Dunán	183
12.4.3-3. táblázat: A (HULWAIH136) jelű, Tolnai-Északi-Holt-Duna megnevezésű víztest fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	184
12.4.3-4. táblázat: Az élőbevonat kovaalga állományának összetétele a Tolnai-Holt-Dunában	184
12.4.3-5. táblázat: A (HULWAIH136) jelű, Tolnai-Északi-Holt-Duna megnevezésű víztest fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	185
12.4.3-6. táblázat: A Tolnai-Északi-Holt-Dunán kimutatott makrofita fajok.....	186
12.4.3-7. táblázat: A Tolnai-Északi-Holt-Duna ökológiai állapota a makrofiton alapú ökológiai vízminősítés alapján	189
12.4.3-8. táblázat: A Tolnai-Északi-Holt-Dunában kimutatott makrogerinctelen taxonok listája.....	190
12.4.3-9. táblázat: A Tolnai-Holt-Duna VKI szerinti minősítése a MZB alapján.....	192
12.4.3-10. táblázat: A mintavétel során a Tolnai-Északi-Holt-Dunából előkerült halfajok	193
12.4.3-11. táblázat: A Tolnai-Holt-Duna halközösségeinek néhány funkcionális jellemzője nyáron	194
12.4.3-12. táblázat: A Tolnai-Holt-Duna halközösségeinek néhány funkcionális jellemzője ősszel.....	194
12.4.3-13. táblázat: A Tolnai-Északi-Holt-Duna minősítése az őszi mintavétel alapján.....	195
12.4.3-14. táblázat: A Tolnai-Északi-Holt-Duna (HULWAIH136) VKI alapú minősítése.....	195
12.4.4-1. táblázat: A fitoplankton biológiai állapota (µg/l) és az a-klorofill koncentráció (µg/l) értékei a Sió-csatornán	197
12.4.4-2. táblázat: A (HURWAE959) jelű, Sió alsó megnevezésű víztest fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése.....	198
12.4.4-3. táblázat: Az élőbevonat kovaalga állományának összetétele a Sió-csatornában	198
12.4.4-4. táblázat: A (HURWAE959) jelű, Sió alsó megnevezésű víztest fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése	199
12.4.4-5. táblázat: A Sió-csatorna mintavételi egység ökológiai állapotminősítésének eredménye a 2013. évi összevont mintavételek makrofiton adatai alapján.	200
12.4.4-6. táblázat: A Sió-csatornából kimutatott makrogerinctelen taxonok listája.....	200
12.4.4-7. táblázat: A Sió-csatorna VKI szerinti minősítése a MZB alapján.....	201
12.4.4-8. táblázat: A Sióból 2013-ban előkerült halfajok listája	202

12.4.4-9. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári mintavétel alapján a Sión.....	204
12.4.4-10. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei az őszi mintavétel alapján a Sión	204
12.4.4-11. táblázat: A Sió alsó (HURWAEP959) VKI alapú minősítése	205
12.5.1-1. táblázat: A Paksi Atomerőmű tisztított kommunális szennyvíz elhelyezés monitoring rendszerének 2012-2013. évi vízkémiai eredményei	208
12.5.1-2. táblázat: Számított koncentráció növekmény normál üzemmód esetén a V4 szelvényben	209
12.5.1-3. táblázat: Számított hosszmenti koncentráció növekmény normál üzemmód esetén, Duna vízhozam 579 m ³ /s (20 000 évente visszatérő szélsőséges kisvízhozam)	209
12.5.2-1. táblázat: Hosszmenti koncentráció növekmény havária esetén, Duna vízhozam 579 m ³ /s.....	211
12.5.4-1. táblázat: Paks II. létesítésének hatása a Duna élővilágára, összefoglaló táblázat	213
12.6.1-1. táblázat: A Paksi Atomerőmű melegvíz kibocsátásai	214
12.6.1-2. táblázat: A Paksi Atomerőmű és Paks II. melegvíz kibocsátásai	215
12.6.1-3. táblázat: Melegvíz kibocsátás (Q m ³ /s) alakulása Paks II. megvalósulása esetén, a Duna várható évi legnagyobb vízhőmérsékletével (T _{Duna} , °C) a mértékadó üzemi időpontokban	216
12.6.1-4. táblázat: A Dunai háttérvízbe (Dunaföldvár 1560.6 fkm) szelvénybe várható vízminőségi paraméterek VKI szerinti értékelése	236
12.6.1-5. táblázat: A Dunai alvíz (Fadd 1506.8 fkm) szelvényben várható vízminőségi paraméterek VKI szerinti értékelése	237
12.6.1-6. táblázat: A Dunai alvíz országhatár (Hercegszántó 1433 fkm) szelvényben várható vízminőségi paraméterek VKI szerinti értékelése	238
12.6.1-7. táblázat: A dunai víztest szakaszok fizikai-kémiai paraméterek szerinti VKI értékelés összesítése	238
12.6.2-1. táblázat: Hosszmenti koncentráció növekmény havária esetén, Duna vízhozam 579 m ³ /s.....	252
12.6.1-1. táblázat: Paks II. két blokkja önálló üzemelésének (2037-2085) hatása a Duna akvatikus élővilágára, összefoglaló táblázat	254
12.6.1-1. táblázat: A Paksi Atomerőmű és Paks II. együttes üzemelésének hatása a Duna élővilágára, összefoglaló táblázat	255
12.6.1-2. táblázat: Az üzemelés során fellépő havária lehetséges hatásai a Duna élővilágára, összefoglaló táblázat	256
12.8.1-1. táblázat: A dunai vízminőségi monitoring tervezett mintavételi szelvényei	258
12.8.1-2. táblázat: A dunai monitoring rendszer vizsgálati komponensei	259
12.8.2-1. táblázat: A javasolt monitorozó rendszer élőlény specifikus mutatói	260

RÖVIDÍTÉSJEGYZÉK

Rövid név	Teljes név
ANOVA	(Analysis of Variance, variancia analízis) parametrikus próbák közül az egyik legelterjedtebb statisztikai próba, mely több minta átlagát hasonlíttja össze.
ÁNTSz OTH	Állami Népegészségügyi és Tisztiorvosi Szolgálat Országos Tisztifőorvosi Hivatal
ASPT	(Average Score Per Taxon, taxononkénti átlagos pontszám) a BMWP pontrendszerből számított érték.
BM	Belügyminisztérium
BME	Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
BMWP	(Biological Monitoring Working Party)-pontrendszer a bentonban élő gerinctelen állatok családok (egyes esetekben osztály vagy nem) szerinti regisztrálásán alapuló minősítés.
CPUE	(Catch per unit effort) egységnyi hosszra, felületre, illetve időre kalkulált fogás – általában egyedszámban meghatározva.
DBC	Design Basis Conditions
DdKTVF	Dél-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség
DDNPI	Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság
EKD	Előzetes Konzultációs Dokumentum
EME	elektromos mintavételi eszköz
EQIHRF	Ecological Quality Index of Hungarian Riverine Fishes a hazai vízfolyásokra kidolgozott multimetrikus, EQR alapú halközösségek alapú ökológiai minősítő rendszer
EQR	Ecological Quality Ratio
ERBE	MVM ERBE Zrt.
EüM	Egészségügyi Minisztérium
FB	fitobenton
fkm	folymkilométer
FRH	Folyékony radioaktív hulladék
FP	fitoplankton
GPS	Global Positioning System
HCLPF	High Confidence of Low Probability of Failure – Magas konfidenciaszinten biztosított alacsony hibavalószínűség
HLPI	magyar állóvízi fitoplankton index
HRPI	magyar folyóvízi fitoplankton index
KHV - KHT	Környezeti hatásvizsgálat - Környezeti hatástanulmány
KöM	Környezetvédelmi Minisztérium
KÖV	Közepes vízállás
KV/NV	Kis/nagyvíz
LE	Lakos egyenérték
LKV	Legkisebb vízállás
LVN	Legnagyobb vízállás
MF	makrofita
MgSZH	Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal
MIR	Modernised International Reactor (Modernizált nemzetközi reaktor)
MMCP	Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer
MVM	MVM Magyar Villamos Művek Zártkörűen Működő Részvénytársaság
MVM Paks II. Zrt.	MVM Paks II. Atomerőműfejlesztő Zártkörűen Működő Részvénytársaság
MZB	makrozoobenton
NBmR	Nemzeti Biodiverzitás monitorozó Rendszer
NQr	Normalizált folyóvízi fitoplankton metrika
NV	Nagy víz
OMSz	Országos Meteorológiai Szolgálat
Paks II.	Paks II. Atomerőmű
Paksi Atomerőmű	MVM Paksi Atomerőmű Zrt.
TÁP	taxononkénti átlagos pontszám, a bináris makrozoobenton adatokon alapuló biológiai vízminősítés során használható minősítés
TIR	Természetvédelmi Információs Rendszer
ÜHG	Üvegház hatású gázok
VGT (OVGT)	Magyarország Vízügyi-gazdálkodási Terve
VKI	Víz Keretirányelv

12 A DUNA ÉS EGYÉB FELSZÍNI VIZEK VÍZMINŐSÉGÉNEK VIZSGÁLATA A VÍZ KERETIRÁNYELV SZERINT

12.1 JOGSZABÁLYI HÁTTÉR, HATÁRÉRTÉKEK, VIZSGÁLATI ELEMOK, MÓDSZER

12.1.1 JOGSZABÁLYI HÁTTÉR

Nemzetközi Irányelvek

- 92/43/ EKG 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)
Az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK Irányelve (2000. október 23.) a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról
Az Európai Parlament és a Tanács 2008/105/EK Irányelve (2008. december 16.) a vízpolitika területén a környezetminőség előírásokról
A Bizottság 2009/90/EK Irányelve (2009. július 31.) a vizek állapotának kémiai elemzésére és figyelemmel kísérésére vonatkozó műszaki előírásoknak a 2000/60/EK európai parlamenti és tanácsi irányelv szerinti megállapításáról
A Tanács 793/93/EKG RENDELETE (1993. március 23.) a létező anyagok kockázatainak értékeléséről és ellenőrzéséről
A Tanács Irányelve (1983. szeptember 26.) a kadmium kibocsátásokra vonatkozó határértékekről és minőségi célkitűzésekről
A Tanács Irányelve (1984. március 8.) a klór-alkáli elektrolízis-iparágon kívüli ágazatokból származó higany kibocsátásokra vonatkozó határértékekről és minőségi célkitűzésekről
A Tanács Irányelve (1986. június 12.) a 76/464/EKG irányelv mellékletének I. listájában szereplő egyes veszélyes anyagok kibocsátására vonatkozó határértékekről és minőségi célkitűzésekről

Törvények

1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól
1995. évi LVII. törvény a vízgazdálkodásról
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.
1997. évi XLI Törvény a halászatról
2003. évi XXXII. törvény a Washingtonban, 1973. március 3. napján elfogadott, a veszélyeztetett vadon élő állat- és növényfajok nemzetközi kereskedelméről szóló egyezmény kihirdetéséről
2013. évi CII. törvény a halgazdálkodásról és a hal védelméről

Kormányrendeletek

- 275/2004. (X.8.) Korm. rendelet Az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről
220/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet a felszíni vizek minősége védelmének szabályairól
221/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet a vízgyűjtő-gazdálkodás egyes szabályairól
2/2005. (I. 11.) Korm. rendelet egyes tervek, illetve programok környezeti vizsgálatáról
314/2005. (XII.25.) Korm. rendelet a környezeti hatásvizsgálati és az egységes környezethasználati engedélyezési eljárásról
100/2014. (III. 25.) Korm. rendelet a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról szóló, 2000. október 23-i 2000/60/EK európai parlamenti és tanácsi irányelv környezeti célkitűzéseinek teljes körű átültetésével összefüggésben egyes kormányrendeletek módosításáról

Kormányhatározat

- A Kormány 1042/2012. (II. 23.) Korm. határozata Magyarország vízgyűjtő-gazdálkodási tervéről

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.) FVM 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
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
10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól
133/2013. (XII. 29.) VM rendelet a halgazdálkodás és a halvédelem egyes szabályainak megállapításáról
28/2004: (XII. 25 .) KvVM rend. A vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól

12.1.2 VIZSGÁLATI TERÜLETEK

A környezeti hatásvizsgálat megalapozása érdekében a Víz Keretirányelv (VKI) szempontú vizsgálatok elvégzésére került sor a 2012. és 2013. évben a Duna 1560,6 és 1481,5 fkm közötti szelvényeiben, valamint több, a Dunával közvetlenül, vagy közvetett kapcsolatban álló víztesten [12-29], [12-30].

12.1.2.1 Duna

A vizsgált Duna-szakaszon az alábbi mintaszelvényekben történtek vizsgálatok.

I. Duna/Dunaföldvár

Távoli felvízi vizsgálati szakasz.

A mintavétel a fizikai-kémiai paraméterekre, a fitoplankton és a fitobenton vizsgálatokra terjedt ki 2013-ban.

II. Duna/Paks (komp)

Közei felvízi vizsgálati szakasz.

2013-ban a mintavétel a makrofita, makrozoobenton, valamint a halközösség vizsgálatokra terjedt ki.

2012-ben ebben a szelvényben fizikai-kémiai vizsgálat, valamint fitoplankton és a fitobenton mintavétel történt.

III-V. Duna/Paks (melegvíz kifolyó, Nagysarkantyú, Uszód)

Közei alvízi vizsgálati szakasz.

A mintavétel a fizikai-kémiai paraméterekre, a fitoplankton és a fitobenton vizsgálatokra terjedt ki 2012-ben.

VI. Duna/Gerjen-Foktő

Közép-távoli alvízi vizsgálati szakasz

A mintavétel kiterjedt a fizikai-kémiai paraméterekre, a fitoplankton, fitobenton, makrofita, makrozoobenton és a halközösség vizsgálatára 2012-ben.

VII. Duna/Dombori

Közép-távoli alvízi vizsgálati szakasz

A mintavétel kiterjedt a fizikai-kémiai paraméterekre, a fitoplankton, fitobenton, makrofita, makrozoobenton és a halközösség vizsgálatára 2013-ban

VIII. Duna/Sió-dél

Távoli alvízi vizsgálati szakasz

A mintavétel kiterjedt a fizikai-kémiai paraméterekre, a fitoplankton, fitobenton, makrofita, makrozoobenton és a halközösség vizsgálatára 2013-ban

IX. Duna/Baja

Távoli alvízi vizsgálati szakasz

A mintavétel kiterjedt a fizikai-kémiai paraméterek, a fitoplankton, fitobenton, makrofita, makrozoobenton és a halközösség vizsgálatára egyaránt.

A VKI szerinti értékeléshez a mintaszelvényeket szakaszokra osztottuk. Ezek **felvízi, közeli alvízi, távoli alvízi**. A biológiai elemek értékeléséhez a távoli szakaszon elkülönítettünk egy **közép-távoli (al)szakaszt** is.

A vizsgált dunai szelvények mindegyike a "Duna Szob és Baja között" megnevezésű, HURWAEP444 jelű víztesthez tartozik. Az adott víztest a Duna 1708-1481 folyamkilométerek közötti szakasza.

A víztest a síkvidéki, meszes, nagyon-nagy folyók típusába sorolható [12-45].

12.1.2.2 Egyéb víztestek

A dunai kapcsolattal rendelkező víztestek közül VKI szempontú vizsgálatok elvégzésére került sor a 2012. évben a Paksi Atomerőmű melegvizével közvetlenül táplált paksi Kondor-tavon, Horgásztavakon, valamint az időszakosan melegvízzel ellátott Faddi-Holt-Dunán. Emellett vizsgálatainkat 2013-ban kiegészítettük a Tolnai-Északi-Holt-Dunával és a Sió-csatorna alvízi szakaszával. A Tolnai-Holt-Duna szintén időszakosan kap melegvizet betáplálást az erőmű melegvíz-csatornáján keresztül. A többi vizsgált víztesttel szemben a Sió-csatorna nincs közvetlen kapcsolatban a Paksi Atomerőművel, elsősorban szerves anyag és növényi tápanyag szennyezésével kis mértékben befolyásolja a Duna Sió torkolat alatti vízminőségét. Áradás során ugyanakkor a Duna vize visszaduzzaszt a Sió-csatornán, így közvetett hatás potenciálisan kialakulhat.

Valamennyi vizsgált víztér része a Víz keretirányelv által meghatározott víztesteknek. A víztestek neveit és kódjukat az alábbiakban mutatjuk be.

Földrajzi név	Víztest név	Víztest kód
Kondor-tó	Paksi Atomerőmű HE Halastavak	HU_LW_AIH005
Horgász-tavak	Paksi Atomerőmű HE Halastavak	HU_LW_AIH005
Faddi-Holt-Duna	Faddi-Holt-Duna	HU_LW_AIH066
Tolnai-Északi-Holt-Duna	Tolnai-Északi-Holt-Duna	HU_LW_AIH136
Sió	Sió alsó	HU_RW_AEP959

12.1.3 HATÁRÉRTÉKEK

12.1.3.1 Víz fizikai, kémiai jellemzők

12.1.3.1.1 Duna vízre vonatkozó VKI szerinti határértékek

A Duna vízre vonatkozó 10/2010 (VIII.18) VM rendelet és a VGT 5.2 háttér anyaga szerinti vízminőségi határértékek						
Komponens	mért. egys.	kiváló	jó	Nem éri el a jó állapotot		
				mérsékelt	gyenge	rossz
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
Vezetőképesség	µS/cm	<500	500-700	700-3000	3000-5000	>5000
Klorid	mg/l	<25	25-40	40-300	300-500	500
Oxigén telítettség	%	70-110	110-120 70-80	50-70 120-150	50-20 150-200	<20 >200
O ₂	mg/l	>8	7-8	7-4	4-3	<3
BOI ₅	mg/l	<2	2-3	3-15	15-25	>25
KOI _k	mg/l	<10	10-15	15-50	50-70	>70
NH ₄	mg/l	0.13	0.13-0.26	0.26-1.28	1.28-6.41	>6.4
Ammónium-N (NH ₄ ⁺ -N)	mg/l	<0.10	0.1-0.20	0.20-1.0	1.0-5.0	>5.0
NO ₂ -N	mg/l	<0.01	0.01-0.03	0.03-0.3	0.3-1.0	>1
Nitrát-N (NO ₃ ⁻ -N)	mg/l	<1.0	1.0-2	<2.0	5.0-25	>25
Összes N	mg/l	<1.5	1.5-3.0	1.5-3.0	3-10	10-50

A Duna vízre vonatkozó 10/2010 (VIII.18) VM rendelet és a VGT 5_2 háttér anyaga szerinti vízminőségi határértékek						
Komponens	mért. egys	kiváló	jó	Nem éri el a jó állapotot		
				mérsékelt	gyenge	rossz
Orto-foszfát-P (PO ₄ -P)	µg/l	<50	50-80	80-500	500-1000	>1000
Összes P	µg/l	<100	100-150	150-1000	1000-2000	>2000
Cd	µg/l	<0.08	0.08	0.08-0.09	0.09-0.15	>0.15
Hg	µg/l	0.05				
Ni	µg/l	20.0				
Pb	µg/l	7.2				
Zn	µg/l	75				
Cu	µg/l	10				
Cr	µg/l	20				
As	µg/l	20				

Megjegyzés:

a kiemelt (kivastagított) értékek a 10/2010 (VIII.18) VM rendeletben szerepelnek

a nem kiemelt számok a VGT 5_2 háttéranyagában részletezett határértékek

12.1.3-1. táblázat: A Duna vízre vonatkozó VKI szerinti határértékek

12.1.3.1.2 Állóvizekre vonatkozó VKI szerinti határértékek

Az egyéb állóvizekből származó vízminták vizsgált paramétereinek értékelésénél a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet 1. mellékletét és a 2. melléklet „1.3. Vízminőségi határértékek állóvizekre) pontjában lévő táblázat „**P**” oszlopában lévő (13. típus: meszes-kis területű-sekély-nyílt vízfelületű-állandó) határértékeket alkalmaztuk. A határértékeket a 12.1.3-2. táblázat táblázatban adtuk meg.

A telephely környezetében lévő állóvizekre vonatkozó 10/2010 (VIII.18) VM rendelet és a VGT 5_2 háttér anyaga szerinti vízminőségi határértékek				
Komponens	mért. egys.	Kiváló	Jó	Nem éri el a jó állapotot
Klorofill	µg/l	<15	15-40	>40
Átlátszóság	cm	120	80	>80
pH		7.7-8.3	7.2-8.8	>8.8
Vezetőképesség	µS/cm	<600	600-900	>900
Klorofill	mg/l	<15	15-40	>40
Oxigén telítettség	%	80-120	70-130	>130
O ₂	mg/l	8-10	7-11	>11
BOI ₅	mg/l	<3	3-4	>4
KOI _k	mg/l	<25	25-40	>40
NH ₄	mg/l	0.13	0.38	>0.38
Ammónium-N (NH ₄ ⁺ -N)	mg/l	<0.10	0.1-0.3	>0.3
NO ₃	mg/l	0.9	1.8	>1.8
Nitrát-N (NO ₃ -N)	mg/l	<0.20	0.2-0.4	>0.4
Összes N	mg/l	<1.5	1.5-2.5	>2.5
Orto-foszfát	mg/l	0.15	0.25	1.5
Orto-foszfát (PO ₄ -P)	µg/l	<30	30-120	>120.0
Összes P	µg/l	100	100-300	>300
Cd	µg/l	<0.08	0.08	
Hg	µg/l	0.05		
Ni	µg/l	20.0		
Pb	µg/l	7.2		
Zn	µg/l	75		
Cu	µg/l	10		
Cr	µg/l	20		
As	µg/l	20		

12.1.3-2. táblázat: A Telephely környezetében lévő állóvizekre vonatkozó VKI szerinti határértékek

12.1.4 VIZSGÁLATI ELEMEEK

12.1.4.1 Fizikai kémiai paraméterek

12.1.4.1.1 A Duna vizsgált fizikai kémiai paraméterei

2012-ben és 2013-ban a Duna vizsgálatának keretében az alábbi kémiai komponensek elemzése történt meg. A felsorolt komponensek esetében megadtuk, hogy az adott komponens melyik VKI minősítési csoportba tartozik. A korábbi vizsgálatokban nem csak VKI szerint minősítettünk, ezért szerepelnek a vizsgálatok között olyan elemek is, amelyek a rendelet szerint nem lettek vízminőségi csoportokba besorolva.

Komponensek	Mértékegység	VKI szerinti vízminőségi csoportok
pH		Savasodási állapot
Vezetőképeség	μS/cm	Sótartalom
Oldott oxigén	mg/l	Oxigén háztartás
Oxigén telítettség	%	Oxigén háztartás
BOI ₅	mg/l	Oxigén háztartás
KOI _k	mg/l	Oxigén háztartás
Ammónium-N (NH ₄ ⁺ -N)	mg/l	Növényi tápanyagok
Nitrit-N (NO ₂ ⁻ -N)	mg/l	Növényi tápanyagok
Nitrát-N (NO ₃ ⁻ -N)	mg/l	Növényi tápanyagok
Összes N	mg/l	Növényi tápanyagok
Orto-foszfát (PO ₄ -P)	μg/l	Növényi tápanyagok
Összes foszfor	μg/l	Növényi tápanyagok
Cd	μg/l	Fémek
Hg	μg/l	Fémek
Ni	μg/l	Fémek
Pb	μg/l	Fémek
As	μg/l	Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)
Zn	μg/l	Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)
Cr	μg/l	Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)
Cu	μg/l	Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)
TPH	μg/l	
Víz hőmérséklet	°C	
Összes lebegőanyag	mg/l	
Összes lúgosság	mmol/l	
Nitrát (NO ₃ ⁻)	mg/l	
Nitrit (NO ₂ ⁻)	mg/l	
Orto-foszfát	μg/l	
Ammónium (NH ₄ ⁺)	mg/l	
Összes cianid	mg/l	

12.1.4-1. táblázat: A Dunára vonatkozó fizikai és kémiai elemek felsorolása, VKI vízminőségi csoportokkal

12.1.4.1.2 Az állóvizek vizsgált fizikai kémiai paraméterei

2012-ben és 2013-ban a telephely térségében lévő állóvizek vizsgálatának keretében, az alábbi kémiai komponensek elemzése történt meg. A felsorolt komponensek esetében megadtuk, hogy az adott komponens melyik VKI minősítési csoportba tartozik. A korábbi vizsgálatokban nem csak VKI szerint minősítettünk, ezért szerepelnek a vizsgálatok között olyan elemek is amelyek a rendelet szerint nem lettek vízminőségi csoportokba besorolva.

Komponensek	Mértékegység	VKI szerinti vízminőségi csoportok
pH		Savasodási állapot
Vezetőképeség	μS/cm	Sótartalom
Oldott oxigén	mg/l	Oxigén háztartás
Oxigén telítettség	%	Oxigén háztartás
BOI ₅	mg/l	Oxigén háztartás
KOI _k	mg/l	Oxigén háztartás
Ammónium-N (NH ₄ ⁺ -N)	mg/l	Növényi tápanyagok
Nitrát-N (NO ₃ ⁻ -N)	mg/l	Növényi tápanyagok

Komponensek	Mértékegység	VKI szerinti vízminőségi csoportok
Összes N	mg/l	Növényi tápanyagok
Orto-foszfát (PO ₄ ³⁻⁻ P)	µg/l	Növényi tápanyagok
Összes foszfor	µg/l	Növényi tápanyagok
a-klorofil	µg/l	Növényi tápanyagok
Cd	µg/l	Fémek
Hg	µg/l	Fémek
Ni	µg/l	Fémek
Pb	µg/l	Fémek
Cu	µg/l	Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)
Zn	µg/l	Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)
Cr	µg/l	Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)
As	µg/l	Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)
KOIps	mg/l	
Szerves N	mg/l	
TPH	µg/l	
Víz hőmérséklet	°C	
Nitrit-N (NO ₂ -N)	mg/l	
Összes lebegőanyag	mg/l	
Összes lúgosság	mmol/l	
Nitrát (NO ₃ ⁻)	mg/l	
Nitrit (NO ₂ ⁻)	mg/l	
Orto-foszfát	µg/l	
Ammónium (NH ₄ ⁺)	mg/l	
Összes cianid	mg/l	

12.1.4-2. táblázat: Állóvizekre vonatkozó fizikai és kémiai vizsgálatok felsorolása, VKI vízminőségi csoportokkal

12.1.4.2 A biológiai elemek

A vizsgálat célja a Paks II. beruházása során a létesítés, működés és felhagyás környezeti hatásainak vizsgálata, azok meghatározása a Víz Keretirányelv szempontjai alapján. Ezen alapvető követelménynek megfelelően a vizsgálati tervet úgy alakítottuk ki, hogy egyaránt figyelembe vettük és összehangoltuk

- (1) a környezeti hatásvizsgálati és az egységes környezethasználati engedélyezési eljárásról szóló 314/2005. (XII.25.) kormányrendeletben foglaltakat,
- (2) a 2000/60/EK számú Víz Keretirányelv, a hazai Országos Vízügyi-gazdálkodási Terv és az ebben foglalt monitorozásra vonatkozó szabványok, ajánlások szempontrendszerét,
- (3) a felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályaira vonatkozó 31/2004 (XII. 30.) KvVM rendelet szabályait, továbbá
- (4) a korábban a területen végzett kutatások eredményeit,
- (5) az EKD során megfogalmazott 8588-32/2012 számú DdKTVF hatósági véleményt, nem utolsó sorban
- (6) a vizsgált biológiai elemek monitorozásának elvi, tapasztalati megfontolásait.

A mintavételi metodika kidolgozása során hangsúlyos figyelmet kapott az a korábban, a Paksi Atomerőmű kibocsátásának hőterhelésére vonatkozó vizsgálatok során kimutatott tény, hogy a Paksi Atomerőmű kibocsátása a kibocsátással érintett dunai víztérben a VKI öt fokozatú, robusztus minősítése szerint nem okoz osztálykülönbségnyi változást (Kék Csermely Kft [12-22]). Így a mintavételi és értékelési eljárások megtervezése során arra törekedtünk, hogy az eredmények alapján a finomabb változások is kimutathatók legyenek a várható hatások és hatásterületek pontosabb meghatározása érdekében.

Ilyen értelemben a hatásvizsgálatot megalapozó 2012-2013. évi monitorozás a 31/2004 KvVM rendeletben foglaltak értelmében egyrészt megfeleltethető a rendelet 8/A§ (1) bekezdésében foglalt, a hatásvizsgálat kiegészítését célzó feltáró monitorozó programnak, másrészt a rendelet 8/C§ (1), (2) bekezdése értelmében egy egyedi stratégia alapján felépített vizsgálati monitorozó programnak is.

A biológiai elemek közül a Víz Keretirányelvben (2000/60/EK Irányelve), illetve a felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályaira vonatkozó 31/2004 (XII. 30.) KvVM rendeletben foglalt valamennyi élőlénycsoport - fitoplankton (FP); fitobenton (FB); makrofita (MF); makroszkopikus vízi gerinctelenek (MZB); halak - vizsgálatára sor került. Itt kell kiemelni azt is, hogy a tavakra vonatkozóan nincs jelenleg elfogadott és egységes VKI alapú ökológiai állapotértékelő rendszer a makrozoobenton és a halak esetében. Ezen taxonok értékelését egyedi, de VKI szempontok szerint végezzük el, figyelembe véve a rendelkezésre álló ajánlásokat (Halasi-Kovács és mtsai [12-17]).

A **fitoplankton** a víz alzat nélküli tömegében szuszpendálva előforduló, önálló mozgásra képtelen mikroszkopikus növények összefoglaló neve. Mennyisége és fajösszetétele rendkívül fontos vízminőségi mutató. A merített vízminta fitoplanktonja a víztér aktuális minőségi állapotát jelzi, de a taxonómiai összetétel elárulja azt is, hogy milyen hatások (szervetlen és szerves terhelés, meteorológiai szituáció változása) érték az adott vízteret. A fitoplankton az a biológiai elem, melyet már a biológiai vízminősítés történetének legkorábbi szakaszában is használtak. A planktonikus taxonok döntő hányadának ökológiai toleranciája ismert, így ezek alapján számos index került kidolgozásra. A fitoplankton mennyiségén alapulnak azok a trofitási skálák (ill. mérőszámok), melyek a növényi tápanyagterhelést jelzik. A fajösszetétel részben a trofitásról, a szerves terhelésről (szaprobítás), valamint a tó egyes hidrológiai sajátosságairól is tanúskodik.

A **fitobenton** a vízben a vízfenék, vagy valamely egyéb alzathoz rögzült életmódú, mikroszkopikus növényi szervezetek összefoglaló neve. Gyors generációs idejüknek köszönhetően jó indikátorszerkezetei a rövidtávú folyamatoknak. Ugyanakkor rögzült életmódjuk következtében a vízfolyásokban a fitoplanktonhoz képest a hosszabb expozíciójú terhelések kimutatására is alkalmasak.

Makrofita növénynek nevezzük azokat a növényeket, amelyek a megfigyelés pillanatában a vízben és a víz partján pusztá szemmel észrevehetőek és meghatározhatóak (Holmes & Whitton [12-20]), illetve azokat a fajokat, amelyek a teljes generatív életciklusukat képesek úgy véghezvinni, hogy vegetatív részeik a vízben alámerültek, illetve vízzel jól átitott talajon vannak [12-8]. Ez alapján a makrofita növény, mint kategória magába foglalja a vízben élő vagy életmenetének egy adott szakaszában a vízhez erősen kötődő edényes növényeket és mohákat, illetve a makroalgák egy jelentős csoportját is. A növényzet az egyik legstabilabb és használható jelzője az adott terület környezeti adottságainak (időjárás, makroklima, talaj- és vízviszonyok, kémhatás stb.). A vegetáció alapvetően meghatározza a legtöbb állatközösség élőhelyét, így nélküle többnyire nehezen vagy nem értelmezhetőek a zoológiai vizsgálatok eredményei sem. Az élőhelyekre ható beavatkozások előtt a növényzet nem tud „elmenekülni”, az állatfajok jelentős részénél jellemző migráció vagy aktív mozgásos menekülés, áttelepülés a növények esetében nem működik, a terjedési folyamatok az antropogén beavatkozás sebességéhez képest általában elhanyagolhatóan lassúak vagy nem működnek. Így alapvető információt képesek biztosítani az egyes élőhelyek környezeti állapotáról.

A **vízi makroszkopikus gerinctelen**, vagy **makrozoobenton** fogalom alatt, egy széles taxonómiai lefedettségű, terepi körülmények között szabad szemmel látható, valamely életszakaszban a vízhez szorosan kötődő, de eltérő életmenet stratégiájú élőlényegyüttest értünk. Jellemző rájuk az életforma-típusok széles skálája. Szinte minden víztér típusban megtalálhatóak. Az egész vízteret benépesítik, hiszen megtalálhatóak a meder üledékfelszínének felső rétegében éppúgy, mint a víz felületi hártáján. Kifejezett a kisléptékű térbeni variabilitásuk, azaz a habitat-preferencia sokszínűsége, alkalmassá teszi az élőlényegyüttest élőhely- és környezetminősítésre. Ugyanezen okok miatt az antropogén beavatkozások jelentős mértékben képesek megváltoztatni az élőlényközösség természetes ökológiai struktúráját.

A **halak** a vízi ökoszisztéma kiemelten fontos csoportját képezik. A táplálékpiramis csúcsán lévő szervezetek nagy jelentőségűek a vízi környezet állapotának meghatározásában. Ez azt jelenti, hogy egy adott víztér bizonyos tulajdonságai (geográfiai, hidrológiai, fizikai-kémiai tulajdonságok, stb.) meghatározzák annak halközösségét minőségi és mennyiségi értelemben egyaránt, emellett a halak befolyásolni képesek környezetük paramétereit. Élettevékenységeik folytán a vízi ökoszisztémákban eltérő anyagforgalmi utak jöhetnek létre, ezáltal meghatározni, vagy befolyásolni képesek élőhelyük jellemzőit. A vízi élettek vízminőségének változását a halközösségek struktúrája érzékenyen tükrözi, ezért azok összetételének vizsgálata megfelelő eszköz a vizek minőségének jellemzésére. A halegyüttesek monitorozásának több előnye közül kiemelhető, hogy a vízi szervezetek közül a halak élőhely mérete leginkább humán léptékű, emiatt a környezeti változásokra adott válaszaik könnyen kezelhető információt biztosítanak.

12.1.5 A VIZSGÁLATOK MÓDSZEREI

12.1.5.1 A víz fizikai kémiai paramétereinek vizsgálati módszere

A mintavételek során az MSZ 12750-2:1971 (Felszíni vizek vizsgálata. Mintavétel és tartósítás), az MSZ ISO 5667-6:1995 (Vízminőség. Mintavétel. 6. rész: Útmutató folyókból és patakokból végzett mintavételhez) és az MSZ ISO 5667-4:1995 (Vízminőség. Mintavétel. 4. rész: Útmutató természetes és mesterséges tavakból végzett mintavételhez) szabványok előírásait alkalmaztuk.

A **dunai vízmintavételek** során a keresztaszvénnyek mintavételi pontjain (jobb part, közép, bal part) a vízmélységtől függően, két különböző mélységből pontmintákat vettünk és az adott mintavételi pontra vonatkoztatva a helyszínen mélyiségi átlagmintát képeztünk. Ezeket a mélyiségi átlagmintákat vizsgáltuk akkreditált laboratóriumban a vonatkozó vizsgálati szabványok előírásai szerint.

Mintavétel közben a mintavételi pontokon (jobb part, közép, bal part), mértük a Dunavíz hőmérsékletét 0,5-1,0 m mélységben.

A helyszínen mértük a mélyiségi átlagminták pH-ját, fajlagos elektromos vezetőképességét, az oldott oxigén mennyiséget és koncentrációt. A helyszíni mérési eredményeket a Mintavételi jegyzőkönyvekben rögzítettük, amelyek a Vizsgálati jegyzőkönyvek mellékletét képezték.

Az **egyéb felszíni vizek mintavétele** során az állóvizek jobb part, közép és bal part pontjairól, 0,5-1,0 m mélységből vettünk pontmintákat és a helyszínen képeztünk keresztaszvénny átlagmintát. Ezeket a mélyiségi átlagmintákat vizsgáltuk akkreditált laboratóriumban a vonatkozó vizsgálati szabványok előírásai szerint.

A helyszínen mértük a keresztaszvénny átlagminták hőmérsékletét, pH-ját, fajlagos elektromos vezetőképességét, az oldott oxigén mennyiséget és koncentrációt. A helyszíni mérési eredményeket rögzítő Mintavételi jegyzőkönyvek a Vizsgálati jegyzőkönyvek mellékletei voltak

A dunai és egyéb felszíni vizek vizsgálati eredményeit a 2000/60/EK Irányelv „Víz Keretirányelv”-nek való megfelelést szolgáló, a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól szóló 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet és a VGT 5 fejezetéhez kiadott 5.2 háttéranyag szerint értékeltük.

A 1042/2012. (II. 23.) Korm határozat és a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet értelmében a mérési eredmények értékelését „A felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól” szóló 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet (VKI) 1. számú melléklete (1.1. EQS TÁBLÁZAT) és 2. számú melléklete (1.1. VÍZMINŐSÉGI HATÁRÉRTÉKEK VÍZFOLYÁSOKRA „I” oszlopa „Duna hazai szakasza”), valamint a Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv (VGT) 5. fejezet 5.2 háttér anyagában megadott vízminőségi határértékek, valamint módszertan alapján végeztük.

Élőlény csoportok minősítéséhez a VGT 5. fejezet 5.2 háttéranyagára és az 5.1 mellékletére támaszkodtunk.

A 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet részletei:

3. Környezetminőségi határértékekre vonatkozó előírások

3. § (1) A felszíni vizeket szennyező elsőbbségi és egyéb veszélyes anyagok környezetminőségi határértékeit a rendelet 1. melléklete tartalmazza.

(2) Egy adott szennyező anyagra meghatározott környezetminőségi határérték túllépése nem minősül az e rendeletben meghatározott előírások megszegésének, ha az bizonyítottan országhatáron átnyúló szennyezés következménye, nem állt rendelkezésre hatékony intézkedés, és lefolytatták a vízgyűjtő-gazdálkodás egyes szabályairól szóló kormányrendeletben meghatározott egyeztetési mechanizmusokat az érintett országgal.

4. Vízminőségi határértékekre vonatkozó előírások

6. § (1) A felszíni víz ökológiai állapotát befolyásoló vízminőségi határértékeket a rendelet 2. melléklete tartalmazza. Az általunk vizsgált komponensek határértékeit „I” víztest típus – Duna hazai szakasza- oszlopból kigyűjtöttük és a táblázatban összesítettük. A vízminőségi határértékek – a (3) bekezdésben meghatározott kivétellel – éves átlagértékként meghatározott vízszennyezettségre vonatkoznak.

- (3) Amennyiben az oxigénháztartás és tápanyagtartalom által okozott vízszennyezettség az éves átlagra előírt vízminőségi határérték kétszeresét eléri vagy meghaladja, oldott oxigén esetében pedig a felét nem éri el, úgy az értékelés során az éves átlagérték nem vehető figyelembe, a minősítést a mért érték alapján kell elvégezni.

A rendelet szerint a minősítést az átlagértékek, valamint az ahhoz rendelt határértékek alapján végeztük el, a vízminőségi paraméterek grafikus feldolgozását is ennek alapján készítettük el. Az osztályba sorolást és a színek alkalmazását a felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól szóló 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet alapján végeztük. A szabvány alapján végzett értékelésnél a jogszabályban előírt értékek alapján minősítettük a mintákat. (12.1.3-1. táblázat)

A mintavételi hely kódok megadása az alábbi metódus szerint történt minden élőlénycsoportnál. Így példaként:

PLDFP11; P50DMZB12; P50THDH1

PL: Paks Lévai projekt keretei között, 2012-ben végzett mintavétel;
P50: Paks 50 km-es kiterjesztés projekt keretei között, 2013-ban végzett mintavétel.
D: Duna; KT: Kondor-tó; HT: Horgász-tavak; FHD: Faddi-Holt-Duna; THD: Tolnai-Északi-Holt-Duna; S: Sió
FP: fitoplankton; FB: fitobenton; MF: makrofita; MZB: makrozoobenton; H: hal
1: mintaegységek száma (1-5-ig)
1: jobb part; 2: bal part; 3: közép (Csak a dunai mintahelyeknél)

12.1.5.2 Fitoplankton vizsgálata

12.1.5.2.1 Mintavétel

A fitoplankton mintavételekre a Dunán összesen 9 szelvényben került sor 2012-ben, illetve területi kiterjesztésként 2013-ban. 2012-ben minden mintavételi ponton öt időpontban végeztünk mintavételt, míg 2013-ban kétszeri ismétlésben végeztük azokat.

A mintavételi időpontok pontos kiválasztása során figyelembe vettük a Duna mintavételre való alkalmasságát. A mintavételeket összehangoltuk a víz fizikai és kémiai vizsgálatainak, valamint a többi élőlénycsoport vizsgálatának időpontjaival.

A 2013. évi mintavételi gyakoriság meghatározása és az időszakok kiválasztása során az előző évi mintavételek eredményeit is figyelembe vettük (12.1.5-1. táblázat).

Szakasz	Szelvény szám	Név	Mintaegység kód	EOVX	EOVY	Dátum
FELVÍZI	I.	Dunaföldvár, híd (1560,6 fkm), bal part	P50DFP12	163063	641430	2013.08.2
		Dunaföldvár, híd (1560,6 fkm), sodor	P50DFP13	162916	641274	2013.10.1
		Dunaföldvár, híd (1560,6 fkm), jobb part	P50DFP11	162770	641110	2013.10.1
	II.	Paks komp (1533,5 fkm) bal part	PLDFP12	143 416	638 232	2012.03.2
		Paks komp (1533,5 fkm) sodor	PLDFP13	143 642	638 200	2012.06.2
		Paks komp (1533,5 fkm) jobb part	PLDFP11	143 830	638 220	2012.08.2
KÖZELI ALVÍZI	III.	melegvíz-csatorna torkolati szelvény (1526,0 fkm) bal part	PLDFP22	137820	637140	2012.03.2
		melegvíz-csatorna torkolati szelvény (1526,0 fkm) sodor	PLDFP23	137 660	636 960	2012.06.2
		melegvíz-csatorna torkolati szelvény (1526,0 fkm) jobb pa	PLDFP21	137 530	636 720	2012.08.2
	IV.	Nagysarkantyú (1525,3 fkm) bal part	PLDFP32	137 455	637 510	2012.03.2
		Nagysarkantyú (1525,3 fkm) sodor	PLDFP33	137 251	637 355	2012.06.2
		Nagysarkantyú (1525,3 fkm) jobb part	PLDFP31	137 071	637 217	2012.08.2
	V.	Uszód (1524,7 fkm) bal part	PLDFP42	136 910	637 882	2012.03.2
		Uszód (1524,7 fkm) sodor	PLDFP43	136 830	637 753	2012.06.2
		Uszód (1524,7 fkm) jobb part	PLDFP41	136 650	637 430	2012.08.2
KÖZÉP TÁVOLI ALVÍZI	VI.	Gerjen-Foktő (1516,0 fkm) bal part	PLDFP52	128 275	639 835	2012.03.2
		Gerjen-Foktő (1516,0 fkm) sodor	PLDFP53	128 165	639 630	2012.06.2
		Gerjen-Foktő (1516,0 fkm) jobb part	PLDFP51	128 037	639 440	2012.08.2

Szakasz	Szelvény szám	Név	Mintaegység kód	EOVX	EOVY	Dátum
TÁVOLI ALVÍZ	VII.	Dombori (1506,8 fkm), bal part	P50DFP22	119560	638666	2012.09.2
		Dombori (1506,8 fkm), sodor	P50DFP23	119676	638516	2012.11.1
		Dombori (1506,8 fkm), jobb part	P50DFP21	119869	638321	2013.08.2
	VIII.	Sió-dél, Gemenc (1496,0 fkm), bal part	P50DFP32	109269	639091	2013.08.2
		Sió-dél, Gemenc (1496,0 fkm), sodor	P50DFP33	109137	638972	2013.10.1
		Sió-dél, Gemenc (1496,0 fkm), jobb part	P50DFP31	119560	638866	2013.10.1
	IX.	Baja, híd (1481,5 fkm), bal part	P50DFP42	94263	640909	2013.08.2
		Baja, híd (1481,5 fkm), sodor	P50DFP43	94267	640733	2013.10.1
		Baja, híd (1481,5 fkm), jobb part	P50DFP41	94272	640561	2013.10.1

12.1.5-1. táblázat: Fitoplankton mintavételek a Dunán

Az egyéb víztestek mintavételeit a következő táblázat mutatja be.

Név	Mintaegység kód	EOVX	EOVY	Dátum
Kondor-tó	PLKTFP	136349	636005	2012.03.22 2012.06.27 2012.09.26 2012.11.14
Horgász-tavak	PLHTFP	136905	636083	2012.11.14
Faddi-Holt-Duna 1. (komp)	PLFHDFP1	124768	633461	2012.03.22 2012.06.27 2012.09.26 2012.11.14
Faddi-Holt-Duna 2. (strand)	PLFHDFP2	121340	636694	2012.03.22 2012.06.27 2012.09.26 2012.11.14
Tolnai-Északi-Holt-Duna 1.	P50THDFP1	119567	630528	2013.08.27
Tolnai-Északi-Holt-Duna 2.	P50THDFP2	122280	632612	2013.10.11
Sió-csatorna	P50SFP1	110692	636658	2013.08.28 2013.10.10

12.1.5-2. táblázat: Fitoplankton mintavételek a további víztesteken

12.1.5.2.2 A mintavétel módszere

A fitoplankton mintavétele a Víz Keretirányelvnek megfelelő mennyiségi mintavétel, az MSZ EN 15110 (mintavétel) és az MSZ EN 14407:2004 (mintafeldolgozás) szabványok szerint történt. Az eredmények EQR alapú értékelését a CN TC 230 EU szabványtervezet, ill. a Víz Keretirányelv hazai alkalmazására kidolgozott ajánlások (Szilágyi és mtsai. [12-40], [12-41]) szerint végeztük.

A merített fitoplankton mintákat a helyszínen Lugol-oldattal rögzítettük. A fitoplankton állománysűrűségét UTERMÖHL-féle fordított planktonmikroszkóppal határoztuk meg.

A fitoplankton biomasszáját az állománysűrűség és a fajlagos biomassza adatok alapján számítottuk ki. Az egyes taxonok fajlagos biomasszáját vagy közvetlen méréssel határoztuk meg, vagy logaritmusos intervallum skála szerinti lineáris mérattartományuk becslése után, a megfelelő forgási ellipszoid (gömb) térfogatával tekintettük azonosnak (Németh, [12-31]).

Az egyedenként felvett lineáris méretek alapján egyenként számítottuk ki a fajlagos térfogatokat, majd azokat átlagoltuk. A térfogat ismeretében a sűrűséget egységnyi négyzet véve, a fajlagos biomasszákat tömeg-egységben fejeztük ki.

A fitoplankton biomassza adatokat és a biomasszájának a nagyobb rendszertani egységek szerinti %-os megoszlását, valamint az a-klorofill koncentráció értékeit a 12.3.1.2 Fitoplankton alfejezet táblázataiban foglaltuk össze. A biomassza eredményeket µg/l mértékegységben fejeztük ki, de a szövegben mg/l értékre átszámítva említjük.

A fitoplankton dominancia-struktúrájának rövid jellemzések 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	876-937
8	15/16-1	938-1000

A domináns taxonok jelölése:

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

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

12.1.5.2.3 Az értékelés módszere

A Víz Keretirányelv szerinti fitoplankton alapú ökológiai értékelés során mind a mennyiségi (a-klorofill koncentráció) mind a minőségi (taxonómiai összetétel) jellemzőket figyelembe vettük (ÖKO Zrt. [12-34], Szilágyi és mtsai. [12-40], [12-41]).

A **vízfolyásokon** az értékelés a HRPI magyar folyóvízi fitoplankton index számított értékei alapján történt, amellyel a folyók ökológiai állapota jellemezhető. Megjegyezzük, hogy az ökológiai állapot pontos meghatározásához a vegetációs periódusban vett minták HRPI értékeinek átlagát (AnnHRPI=ÁtlagHRPI) kell kiszámítani.

A HRPI-index számításának lépései a következők:

1. Az a-klorofill koncentráció adatok alapján kiszámítjuk az NChl-a értékét a vizsgált víztípusra kidolgozott képlet alapján:

$$NChl-a = a \cdot Chl-a + b$$

ahol,

NChl-a: az a-klorofill koncentráció normalizált értéke
Chl-a: a mért a-klorofill koncentráció értéke
a és b: a vizsgált víztípusra jellemző állandók

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

$$Q = \sum(p_i \cdot F_i)$$

ahol,

p_i: a taxonok vagy kodonok biomasszára vonatkoztatott relatív abundanciája,
F_i: adott taxonhoz vagy kodonhoz tartozó súlyfaktor
Q_r = Q/5

A súlyfaktor értéke a 0-5 között változó egész szám. A taxonok besorolásához Borics és mtsai [12-6] tanulmányát vettük alapul.

Q_r normalizált értékét (NQ_r) a vizsgált vízfolyásnak megfelelő típuscsoportra kidolgozott következő képlet szerint számítottuk ki.

$$NQ_r = 0,7334x_2 + 0,3253x - 0,0137 \text{ (3. típuscsoport)}$$

3. NChl-a és NQ_r értékek ismeretében HRPI értékét a mennyiségi viszonyokat nagyobb súllyal figyelembevevő következő képlet alapján számítjuk ki:

$$HRPI = (2NChl-a + NQ_r)/3$$

ahol,

HRPI: magyar folyóvízi fitoplankton index

NChl-a: normalizált a-klorofill metrika

NQ_r : normalizált folyóvízi fitoplankton metrika

Az ökológiai állapot fitoplankton alapú értékelésére a valamennyi típus esetében használható, $NQ_r = 0-1$, ill. $HRPI = 0-1$ intervallumban, egyenlő osztályközökkel (0.2) kialakított következő határérték-táblázatot használtuk:

ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOT	NQ_r
kiváló	≥ 0.801
jó	0.601-0.80
mérsékelt	0.401-0.60
gyenge	0.201-0.40
rossz	≤ 0.200

A trofitás fokozatait Felföldy [12-11] tízfokozatú skálája alapján a következők szerint (Németh, [12-31]) foglaltuk össze.

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-oligotrófikus (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.)

Az **állóvizek** ökológiai minősítéséhez alkalmazott Q-index értékének megállapításához a Borics és mtsai [12-6] tanulmányában állóvizekre megadott kodonoknak megfelelő Fi súlyfaktor értékekkel számoltunk.

Q_r normalizált értékét (NQ_r) a vizsgált tótípusra kidolgozott következő képlet szerint számítottuk ki.

$$NQ_r (y) = 2.9044x_3 - 5.8143x_2 + 4.3764x - 0,4666 \text{ (13. tótípus)}$$

A normalizált a-klorofill koncentráció: $NChl-a = -0,00002 \cdot (Chl-a)^2 - 0,0029 \cdot Chl-a + 0,8348$

Ahol: Chl-a (a-klorofill koncentráció (µg/l))

Az a-klorofill koncentráció értéket is figyelembe vevő HLPI-index

$$HLPI = (NChl-a + NQ_r)/2$$

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

ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOT	NQ_r ill. HLPI
kiváló	≥ 0.801
jó	0.601-0.800
mérsékelt	0.401-0.600
gyenge	0.201-0.400
rossz	≤ 0.200

12.1.5.3 Fitobenton vizsgálata

12.1.5.3.1 Mintavételek

A fitobenton mintavételekre a Duna összesen 9 szelvényében került sor 2012-ben, illetve területi kiterjesztésként 2013-ban (12.1.5-3 táblázat).

Szakasz	SZELVÉNY SZÁM	NÉV	MINTAEGYSÉG KÓD	EOVX	EOVY	DÁTUM
FELVÍZI	I.	Dunaföldvár, híd (1560,6 fkm), bal part	P50DFB12	163063	641430	2013.08.27
		Dunaföldvár, híd (1560,6 fkm), jobb part	P50DFB11	162770	641110	2013.10.11
	II.	Paks komp (1533,5 fkm) bal part	PLDFB12	143416	638232	2012.08.28
		Paks komp (1533,5 fkm) jobb part	PLDFB11	143830	638220	2012.09.26
KÖZELI ALVÍZ	III.	melegvíz-csatorna torkolati szelvény (1526,0 fkm) jobb part	PLDFB21	137530	636720	2012.08.28 2012.09.26
	IV.	Nagysarkantyú (1525,3 fkm) bal part	PLDFB32	137455	637510	2012.08.28
		Nagysarkantyú (1525,3 fkm) jobb part	PLDFB31	137071	637217	2012.09.26
	V.	Uszód (1524,7 fkm) bal part	PLDFB42	136910	637882	2012.08.28
		Uszód (1524,7 fkm) jobb part	PLDFB41	136650	637430	2012.09.26
	KÖZÉP- TÁVOLI ALVÍZ	VI.	Gerjen-Foktó (1516,0 fkm) bal part	PLDFB52	128275	639835
Gerjen-Foktó (1516,0 fkm) jobb part			PLDFB51	128037	639440	2012.09.26
VII.		Dombori (1506,8 fkm), bal part	P50DFB22	119560	638666	2013.08.28 2013.10.10
		Dombori (1506,8 fkm), jobb part	P50DFB21	119869	638321	
VIII.		Sió-dél, Gemenc (1496,0 fkm), bal part	P50DFB32	109269	639091	2013.08.28
		Sió-dél, Gemenc (1496,0 fkm), jobb part	P50DFB31	119560	638866	2013.10.10
TÁVOLI ALVÍZ	IX.	Baja, híd (1481,5 fkm), bal part	P50DFB42	94263	640909	2013.08.27
		Baja, híd (1481,5 fkm), jobb part	P50DFB41	94272	640561	2013.10.11

12.1.5-3. táblázat: Fitobenton mintavételek a Dunán

A mintavételeket mindkét évben kétszeres ismétlésben végeztük a vegetációs periódusban. A mintavételi időpontok pontos kiválasztása során figyelembe vettük a Duna mintavételre való alkalmasságát, azokat összehangoltuk a víz fizikai és kémiai vizsgálatainak, valamint a többi élőlénycsoport vizsgálatának időpontjaival.

A meghatározott mintavételi időszakok adatai konzervatív eredményeket biztosítanak (Kék Csermely [12-22]), így megfelelnek a környezeti hatásvizsgálat szempontjainak, szakmailag megalapozott eredményeket biztosítanak, miközben megfelelnek a VKI alapvető szempontrendszerének.

Mintavétel időszaka	Átlag érték (EQR)	Szélső értékek (EQR)	Minősítés
Március	0,726	0,639-0,797	jó
Június	0,787	0,662-0,970	jó
Augusztus	0,678	0,409-0,882	mérsékelt
Október	0,625	0,378-0,882	mérsékelt

12.1.5-4. táblázat: A fitobenton VKI szempontú állapotértékelésének EQR értékei és minősítési kategóriái a Duna Paks/komp - Gerjen-Foktó közötti szakaszán 2009-2010-ben végzett vizsgálat eredményei alapján az egyes mintavételi időszakokban

Az egyéb víztestek vizsgálatának helyszínét és időpontjait a 12.1.5-5 táblázat mutatja be.

Név	Mintaegység kód	EOVX	EOVY	Dátum
Kondor-tó	PLKTFB	136343	636003	2012.06.27 2012.09.26
Horgász-tavak	PLHTFB	136903	636083	2012.11.14
Faddi-Holt-Duna 1. (komp)	PLFHDFB1	124763	633463	2012.06.27 2012.09.26
Faddi-Holt-Duna 2. (strand)	PLFHDFB2	121343	636694	2012.06.27 2012.09.26
Tolnai-Északi-Holt-Duna 1	P50THDFB1	119563	630523	2013.08.27
Tolnai-Északi-Holt-Duna 2	P50THDFB2	122283	632613	2013.10.11
Sió-csatorna	P50SFP1	110693	636653	2013.08.27 2013.10.10

12.1.5-5. táblázat: Fitobenton mintavételek az egyéb víztesteken

12.1.5.3.2 A mintavétel módszere

A fitobenton mintavételi módszere a Víz Keretirányelvnek megfelelő mennyiségi mintavétel, az MSZ EN 15110 (mintavétel) és az MSZ EN 14407: 2004 (mintafeldolgozás) szabványok szerint, figyelembe véve Ács és Kiss (2011) módszertani útmutatóját [12-1]. Az eredményeket az IPS kovaalga indexből számított EQR értékek alapján értékeltük, a Víz Keretirányelv hazai alkalmazása céljából kidolgozott besorolás (Szilágyi és mtsai. [12-40], [12-41]) alapján.

Az élőbevonat kovaalgáit a kovahéjak hidrogén-peroxidos feltárását követően, Styrax gyantába ágyazott preparátumok fénymikroszkópos (OPTON planktonmikroszkóp, 100-szoros nagyítású olajimmerziós objektív, fáziskontraszt beállítás) vizsgálatával határoztuk meg (Németh, [12-31]). A kovaalgák kvalitatív vizsgálata során Krammer és Lange-Bertalot [12-24], [12-25], [12-26], [12-27] taxonómiai felfogását követjük.

12.1.5.3.3 Az értékelés módszere

A bevonatlakó kovaalga állományoknak egyedszámra vonatkoztatott, faj-, nemzetség-, ill. család-szintű százalékos relatív abundancia adatai alapján számítjuk ki a szennyezettség mértékét jellemző, a VKI Módszertani Útmutató [12-44] ajánlása szerinti következő kovaalga indexet:

$$IPS_0 = \frac{\sum(S_i \cdot V_i \cdot p_i)}{\sum(V_i \cdot p_i)}$$

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 S_i érték 1 (nagyon toleráns) és 5 (nagyon érzékeny) között, a V_i értéke 1 (a faj kevésbé 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:

$$IPS = 4.75IPS_0 - 3.75$$

Az eredményeket **vízfolyások** esetében az IPS kovaalga indexből számított EQR értékek alapján értékeltük, a Víz Keretirányelv hazai alkalmazása céljából kidolgozott besorolás (Szilágyi és mtsai. [12-40], [12-41]) alapján.

A típusspecifikus minősítéshez szükséges EQR-érték kiszámítása a vizsgált vízfolyás típusának megfelelő egyenlet alapján történik.

Az ökológiai állapot megállapítására az egyenlő osztályközökkel (0.2) kialakított következő határérték-táblázatot használjuk:

ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOT	EQR
kiváló	≥ 0.801
jó	0.601-0.80
mérsékelt	0.401-0.60
gyenge	0.201-0.40
rossz	≤ 0.200

Állóvizek ökológiai állapotát a fitobenton kovaalga álományának mennyiségi és minőségi vizsgálata eredményeiből számított TDIL-index (Stenger-Kovács és mtsai [12-39]) alapján értékeljük. Az eredmények értékeléséhez a jelenleg is fejlesztés alatt álló módszer eredeti változata szerint, Stenger-Kovács és mtsai [12-39] következő osztályozását használtuk:

ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOT	TDIL
kiváló	4-5
jó	3<4
mérsékelt	2<3
gyenge	1<2
rossz	0<1

12.1.5.4 Makrofita vizsgálata

12.1.5.4.1 Mintavételek

A makrofita mintavételre a Dunán 2012-ben és 2013-ban összesen egy felvízi és hét alvízi szelvényben került sor a vegetációs periódusban (12.1.5-6. táblázat). A mintavételi időpontok pontos kiválasztása során figyelembe vettük a Duna mintavételre való alkalmasságát, azokat összehangoltuk a víz fizikai és kémiai vizsgálatának, valamint a többi élőlénycsoport vizsgálatának időpontjaival.

Szakasz	Szelvény szám	Név	Mintaegység kód	EOVX	EOVY	Dátum
Felvíz	I.	Paks felvíz jobb part	P50DMF11	143810	638876	2013.07.2
		Paks felvíz bal part	P50DMF12	143398	638622	2013.10.0
Közeli alvízi	II.	Paks melegvíz kifolyó alatt jobb pa	PLDMF11	137622	636605	2012.07.0
		Paks melegvíz kifolyó alatt bal part	PLDMF12	137774	637254	2012.09.3
	III.	Nagysarkantyú jobb part	PLDMF21	137077	637148	2012.07.0
		Nagysarkantyú bal part	PLDMF22	137392	637549	2012.09.3
	IV.	Uszód jobb part	PLDMF31	136219	637711	2012.07.0
		Uszód bal part	PLDMF32	136213	638260	2012.09.3
Közép-távoli alvízi	V.	Gerjen-Foktó jobb part	PLDMF41	130280	638212	2012.07.0
		Gerjen-Foktó bal part	PLDMF42	129609	639081	2012.09.3
	VI.	Dombori jobb part	P50DMF21	121592	639411	2013.07.2
		Dombori bal part	P50DMF22	121000	639605	2013.10.0
Távoli alvízi	VII.	Sió-dél jobb part	P50DMF31	108176	639604	2013.07.2
		Sió-dél	P50DMF32	108820	639554	2013.10.0
	VIII.	Baja	P50DMF41	97912	639050	2013.07.2
		Baja	P50DMF42	97576	639454	2013.10.0

12.1.5-6. táblázat: Makrofita mintavételek a Dunán

Az egyéb víztestek vizsgálatának helyszínét és időpontjait a 12.1.5-7 táblázat mutatja be.

Név	Mintaegység kód	EOVX	EOVY	Dátum
Kondor-tó	PLKTMF1	136611	635862	2012.07.0
	PLKTMF2	136317	636067	2012.09.2
Horgász-tavak	PLHTMF1	136902	636063	2012.07.0 2012.09.2
	PLHTMF2	136887	636159	
	PLHTMF3	136387	636161	
	PLHTMF4	136257	636141	
	PLHTMF5	136805	635970	

Név	Mintaegység kód	EOVX	EOVY	Dátum
Faddi-Holt-Duna 1.	PLFHDMF1	126038	635541	2012.07.0
	PLFHDMF2	126131	635109	
	PLFHDMF3	126101	634635	
Faddi-Holt-Duna 2.	PLFHDMF4	123372	634779	2012.09.2
	PLFHDMF5	123036	634807	
	PLFHDMF6	122632	635730	
Tolnai-Északi-Holt-Duna	P50THDMF1	120485	631078	2013.08.2 2013.10.0
	P50THDMF2	119338	630506	
	P50THDMF3	122212	634162	
	P50THDMF4	122270	634234	
	P50THDMF5	122022	632164	
Sió-csatorna	P50SMF	110702	636105	2013.08.2 2013.10.0

12.1.5-7. táblázat: Makrofita mintavételek az egyéb víztesteken

12.1.5.4.2 A mintavétel módszere

A mintavétel során figyelembe vettük az EN 15460 és EN 14184 szabványok előírásait, a folyó- és állóvizek makrofita állományainak felmérési segédletét (Lukács et al. [12-28]), illetve azokat az alap statisztikai szabályokat, amelyek az adatok gyűjtésére, mintavételi egységek számára és a randomításra vonatkoznak.

A terepi mintavételi eljárás a STAR projekt Kohler [12-23] módszertanán alapul. A makrofita mintavétel során a kijelölt mintavételi sávban található összes makrofita faj nevét fel kell írni, illetve növény mennyiség indexet kell minden egyes fajhoz becsülni. A növény mennyiség 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.

A növény mennyiség 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.

A **folyóvizek** makrofita felmérése hosszirányú/partial 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 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.

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 szakasz hossza 100 m. 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 %-ában vízben állnak.

Állóvizek makrofita felmérése a part mentén elhelyezett, azzal párhuzamos, a víztest méretétől függő számú transzekt mentén történt. A transzektok száma Schaumburg et al. [12-35] 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 túl-ig érték van megadva a mintavételi transzektok számára. A transzektok 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.

A jelen felmérés során az állóvizekben 5 transzekt felmérését végeztük el.

Minden egyes a parttal párhuzamos transzekt felmérése során további négy övtranszektet jelöltünk ki, amely a partra merőleges. Az övtranszektok 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 övtranszektok felmérése során minden egyes övtranszektban előforduló makrofita fajt és azok becsült növény mennyiségét feljegyeztük 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.

12.1.5.4.3 Az értékelés módszere

A RI számítása az alámerült, szabadon úszó, gyökerező hínarak, illetve az iszap- és mocsárinövények adatai alapján történik. A minősítés során kizárólag a Kohler-módszeren alapuló gyűjtés során szerzett adatok kiértékelése történik. A terepi helyszínen megállapított 1–5-ig terjedő abundancia értékeket (Kohler [12-23]) az alábbi módon konvertáljuk mennyiségi értékekké:

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 [12-5] valamint a német, osztrák és szlovák rendszerek kategóriáit.

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

A számítás feltételei **folyóvizek** esetében (1) Az indikátor fajok mennyiségeinek összege eléri a 16-ot; (2) Az indikátor fajok aránya eléri a 75 %-ot. **Állóvizek** esetében (1) A makrofiton fajok mennyiségeinek összege eléri az 55-öt, kivéve a szikes tavakat, ahol ez az érték minimum 15; (2) Az indikátor fajok aránya 75% felett kell legyen.

Ezen túlmenően mind a folyó-, mind az állóvizek esetében, amennyiben 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-nel csökkenteni kell. Amennyiben ezen feltételek miatt az RI értéke < -100, akkor RI= -100.

- *Amorpha fruticosa*
- *Elodea canadensis/ nuttallii*
- *Myriophyllum spicatum*
- *Najas marina*
- *Potamogeton pectinatus*
- *Ceratophyllum demersum*
- *Ceratophyllum submersum*

A Referencia Indexet az alábbi képlet segítségével számítjuk:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

ahol:

RI = referencia index;
 Q_{Ai} = Az 'A' csoportba tartozó fajok "mennyisége";
 Q_{Ci} = A 'C' csoportba tartozó fajok "mennyisége";
 Q_{gi} = Mind a három csoport fajainak "mennyisége";
 n_A = Az 'A' csoport fajainak száma;
 n_C = A 'C' csoport fajainak száma;
 n_g = (A+B+C) teljes fajszám.

Az RI értékét az alábbi képlet segítségével alakítjuk a VKI által megkövetelt 0 és 1 közé eső értékké.

$$EQR = \{(RI + 100) * 0,5\}/100$$

A minősítési határértékek alföldi folyók esetén:

	Ökológiai állapot	EQR	RI értéke
kiváló	1	1.00 – 0.75	
jó	2	0.70 – 0.48	
mérsékelt	3	0.47 – 0.30	
rossz	4	0.29 – 0.08	
gyenge	5	-	A növényzet hiánya

míg sekély állóvizek esetén:

	Ökológiai állapot	EQR	RI értéke
kiváló	1	1.00 – 0.75	
jó	2	0.74 – 0.55	
mérsékelt	3	0.54 – 0.35	
rossz	4	0.34 – 0.08	
gyenge	5	-	A növényzet hiánya

12.1.5.5 Makroszkopikus vízi gerinctelenek (makrozoobenton) vizsgálata

12.1.5.5.1 A mintavételek

A makroszkopikus vízi gerinctelenek mintavételére a Dunán 2012-ben és 2013-ban összesen egy felvízi és hét alvízi szelvényben került sor a vegetációs periódusban. Egy mintaegység három-három mintavételi alegység mintázásából tevődött össze (12.1.5-8. táblázat/12.1.5-6. táblázat). A mintavételi időpontok pontos kiválasztása során figyelembe vettük a Duna mintavételre való alkalmasságát, azokat összehangoltuk a víz fizikai és kémiai vizsgálatainak, valamint a többi élőlénycsoport vizsgálatának időpontjaival.

Szakasz	Szelvény szám	Név	Minta alegység kód	EOVX	EOVY	Dátum
FELVÍZ	I.	Paks felvíz jobb part	P50DMZB111	143810	638876	2013.07.2
			P50DMZB112	143829	638808	
			P50DMZB113	143810	638677	2013.10.0
		Paks felvíz bal part	P50DMZB121	143398	638622	
			P50DMZB122	143227	637537	
KÖZELI ALVÍZI	II.	Paks melegvíz kifolyó alatt jobb pa	P50DMZB123	143053	637345	2012.07.0
			PLDMZB111	137622	636605	
			PLDMZB112	137531	636653	2012.09.3
		Paks melegvíz kifolyó alatt bal part	PLDMZB113	137482	636739	
			PLDMZB121	137774	637254	
	III.	Nagysarkantyú jobb part	PLDMZB122	137594	637412	2012.07.0
			PLDMZB123	137457	637515	
			PLDMZB211	137077	637148	2012.09.3
		Nagysarkantyú bal part	PLDMZB212	137089	637194	
			PLDMZB213	136952	637296	
	IV.	Uszód jobb part	PLDMZB221	137392	637549	2012.07.0
			PLDMZB222	137272	637601	
			PLDMZB223	136978	637869	2012.09.3
		Uszód bal part	PLDMZB311	136219	637711	
			PLDMZB312	136173	637743	
KÖZÉP-TÁVOLI ALVÍZ	V.	Gerjen-Foktő jobb part	PLDMZB313	135098	638049	2012.07.0
			PLDMZB321	136213	638260	
			PLDMZB322	136147	638276	2012.09.3
		Gerjen-Foktő bal part	PLDMZB323	135766	638359	
			PLDMZB411	130280	638212	
	VI.	Dombori jobb part	PLDMZB412	129031	638801	2012.07.0
			PLDMZB413	128639	638936	
			PLDMZB421	129609	639081	2012.09.3
		Dombori bal part	PLDMZB422	129192	639202	
			PLDMZB423	129038	639302	
TÁVOLI ALVÍZI	VII.	Sió-dél jobb part	P50DMZB211	121592	639411	2013.07.2
			P50DMZB212	121591	639399	
			P50DMZB213	121565	639392	2013.10.0
		Sió-dél bal part	P50DMZB221	121000	639605	
			P50DMZB222	120984	639601	
	VIII.	Baja jobb part	P50DMZB223	120903	639556	2013.07.2
			P50DMZB311	108176	639604	
			P50DMZB312	108081	639687	2013.10.0
		Baja bal part	P50DMZB313	108017	639787	
			P50DMZB321	108820	639554	
			P50DMZB322	108719	639733	2013.07.2
			P50DMZB323	108548	639921	
			P50DMZB411	97912	639050	2013.07.2
			P50DMZB412	97368	638972	
			P50DMZB413	97244	638949	2013.10.0
			P50DMZB421	97576	639454	
			P50DMZB422	97474	639409	
			P50DMZB423	97276	639427	

12.1.5-8. táblázat: A makroszkopikus vízi gerinctelen taxonok mintavétele a Dunán

Az egyéb víztestek vizsgálatának helyszínét és időpontjait a 12.1.5-9 táblázat mutatja be.

Név	Mintaegység kód	EOVX	EOVY	Dátum
Kondor-tó	PLKTMZB11	136611	635862	2012.07.01 2012.09.29
	PLKTMZB12	136317	636067	
	PLKTMZB13	136121	635805	
Horgász-tavak	PLHTMZB	136902	636063	2012.07.01 2012.09.29
Faddi-Holt-Duna 1.	PLFHDMZB11	126038	635541	2012.07.01 2012.09.29
	PLFHDMZB12	126131	635105	
	PLFHDMZB13	126101	634635	

Faddi-Holt-Duna 2.	PLFHDMBZB21	123372	634779	2012.07.01 2012.09.29
	PLFHDMBZB22	123036	634807	
	PLFHDMBZB23	122632	635730	
Tolnai-Északi-Holt-Duna 1.	P50THDMBZB11	122212	634162	2013.08.21 2013.10.06
	P50THDMBZB12	120485	631078	
	P50THDMBZB13	119338	630506	
Tolnai-Északi-Holt-Duna 2.	P50THDMBZB21	122270	634234	2013.08.21 2013.10.06
	P50THDMBZB22	122022	632164	
	P50THDMBZB23	119694	630551	
Sió-csatorna	P50SMZB11	110702	636105	2013.08.21 2013.10.06
	P50SMZB12	110699	636135	
	P50SMZB13	110702	636163	

12.1.5-9. táblázat: A makroszkopikus vízi gerinctelen taxonok mintavétele az egyéb víztesteken

12.1.5.5.2 A mintavétel módszere

Vízfolyások

A mintavétel alapját az EU-STAR/AQEM-protoll [12-2], illetve ennek a magyarországi viszonyokra kidolgozott változata, az "NBmR-mintavételi eljárás a vízi makroszkopikus gerinctelenekre" adta. A mintavételt a MSZ EN 27828:1998 (Vízminőség. Biológiai mintavétel. A vízi bentikus makroszkopikus gerinctelenek kézhálós mintavételének irányelvei (ISO 7828:1985) és MSZ EN 28265: 1998 (Vízminőség. Kavicsos aljzatú sekély édesvizekben élő bentikus makroszkopikus gerinctelenek gyűjtésére alkalmas mennyiségi mintavétők szerkezete és használata (ISO 8265:1988) szabvány figyelembevételével végeztük.

A mintavétel hossza folyók és folyamok (Duna) esetében 3x10 méteres szakasz, amely 500 méterre reprezentatív. A lábalható parti övben kézi egyelhálással (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) kell felkavarni az aljzatot, és a benne élő, vagy felületen kapaszkodó vízi makroszkopikus gerinctelen szervezeteket, melyeket a víz áramlása a hálóba sodor kell kiemelni. 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 al 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 m² területet fed le mintázott szakaszonként.

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. A határozás sztereomikroszkóp segítségével történik. Az adatok rögzítése Excel alapú adatbázisban történik, mely tartalmazza a taxonok AQEM/STAR kódját (ID_ART), a taxon nevét, a mintavételi hely (pont) nevét és a taxonok mennyiségét ind/m² -ben. Ez lehetővé teszi az adatok további elemzését az ASTERICS 3.3 szoftverrel (www.aqem.de).

Állóvizek

A vízi makroszkopikus gerinctelen szervezetekre állóvizekben jelenleg még nem áll rendelkezésre kidolgozott és az EU VKI által is elfogadott mintavételi eljárás. Az alkalmazott módszer többnyire az AQEM eljárásait követi.

A bejárt mederszakasz, mely nem eshet jelentős hidromorfológiai karaktert érintő (pl. híd, strand, keresztöltés) mederrészletre, 250 méter. A mintavételi szakasz hossza: 3x10 méteres – az előzetesen bejárt 250 m-re reprezentatív – szakaszt kell kiválasztani, majd ezekben a mederrészletekben kell mintát venni, hasonlóan a vízfolyásoknál leírtak szerint. A mintázandó mikrohabitat-típusok: hínaras, mocsári növényzet és nyílt üledékfelszín. Az egyes szakaszokban 5-5 replikátumot kell venni, melyeket a későbbiekben a vízfolyásoknál ismertetett módon kell kezelni.

A mocsári növényzetben a hálót adott felületen (0,25x0,25 m) kell meghúzni három-három alkalommal. A hínárnövényzetből történő mintavétel során az adott felületen (0,25x0,25 m) az üledék felszínének mintázásán túl egy alulról felfelé irányuló húzást kell tenni, míg a szabad üledékfelszínen a (0,25x0,25 m) területen kell a hálót meghúzni úgy, hogy annak pereme kissé az üledékbe érjen.

A minták feldolgozása a vízfolyásnál ismertetett módon történik.

12.1.5.5.3 Az értékelés módszere

A kvantitatív adatok elemzése során a közösségszerkezeti mutatók közül vizsgáljuk az egyedszámot (denzitás ind/ m²), illetve a taxonszámot. A minták mennyiségi adatainak (taxonszám, denzitás, 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.

Ökológiai állapotértékelés vízfolyásokban

A mintavételi pontok ökológiai állapotértékelését egy, a VKI által előírt ún. multimetrikus index, a HMMI (Hungarian Multimetric Macroinvertebrate Index) alapján végeztük (Várbíró et al. [12-42], [12-43]), 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.

Ökológiai állapotértékelés állóvizekben

Minthogy 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 [12-7] alapján végeztük.

12.1.5.6 Halak vizsgálata

12.1.5.6.1 A mintavételek

A halak mintavételére a Dunán 2012-ben és 2013-ban összesen egy felvízi és három alvízi szakasz 7 szelvényében került sor a vegetációs periódusban. Egy mintaegység több mintavételi alegység mintázásából tevődött össze. A mintavételi alegységeket az élőhelyi adottságok, kiemelten az aljzat alapján különítettük el (12.1.5-10. táblázat), figyelembe véve a 2009-2010-ben végzett vizsgálatok eredményeit is (Kék Csermely [12-22]) A mintavételi időpontok pontos kiválasztása

során figyelembe vettük a Duna mintavételre való alkalmasságát, azokat összehangoltuk a víz fizikai és kémiai vizsgálatainak, valamint a többi élőlénycsoport vizsgálatának időpontjaival.

Szakasz	Szelvény szám	Név	Minta alegység kód	Aljzat típus	EOVX	EOVY	Dátum
FELVÍZ	I.	Paks felvíz jobb part	P50DH1111F	természetes	143808	638925	2013.07.22 2013.10.08
			P50DH1111A		143821	638836	
			P50DH1112F		143809	638744	
			P50DH1112A	kövezett	143846	638291	
			P50DH112F		138673	635785	
			P50DH112A		138193	636157	
		Paks felvíz bal part	P50DH121F	kövezett	143407	638517	2013.07.22 2013.10.08
			P50DH121A		143400	637924	
			P50DH1221F	természetes	142645	637012	
			P50DH1221A		142477	636850	
			P50DH1222F		141166	635895	
			P50DH1222A		140910	635816	
KÖZELI ALVÍZI	II.	Paks melegvíz kifolyó alatt jobb part	PLHD111F	kövezett	137636	636585	2012.07.03 2012.10.01
			PLHD111A		137599	636598	
			PLHD112F	természetes	137572	636610	
			PLHD112A		137492	636739	
			PLHD113F	kövezett	137495	636749	
			PLHD113A		137477	636753	
			PLHD114F	természetes	137451	636762	
			PLHD114A		137220	636951	
		Paks melegvíz kifolyó alatt bal part	PLHD12F	természetes	138031	637008	
			PLHD12A		137616	637379	
	III.	Nagysarkantyú jobb part	PLHD211F	kövezett	137085	637157	2012.07.03 2012.10.01
			PLHD211A		137061	637156	
			PLHD212F	természetes	136978	637287	
			PLHD212A		136597	637452	
		Nagysarkantyú bal part	PLHD22F	természetes	137277	637587	
			PLHD22A		136815	637932	
	IV.	Uszód jobb part	PLHD311F	természetes	136279	637672	2012.07.03 2012.10.01
			PLHD311A		136181	637745	
			PLHD312F	kövezett	136181	637745	
			PLHD312A		136167	637789	
			PLHD313F	természetes	135146	638029	
			PLHD313A		134761	638133	
		Uszód bal part	PLHD32F	kövezett	135045	638546	
			PLHD32A		134447	638637	
			PLHD411F	természetes	133531	638177	2012.07.04 2012.10.02
			PLHD411A		133301	638202	
KÖZÉP- TÁVOLI ALVÍZI	V.	Gerjen-Foktő jobb part	PLHD412F	kövezett	133259	638208	
			PLHD412A		133245	638205	
			PLHD413F	kövezett	130948	638071	
			PLHD413A		130663	638089	
		Gerjen-Foktő bal part	PLHD421F	kövezett	133609	638693	
			PLHD421A		133329	638692	
			PLHD422F	természetes	129184	639197	
			PLHD422A		128971	639328	
	VI.	Dombori jobb part	P50DH211F	kövezett	122003	639644	2013.07.22 2013.10.09
			P50DH211A		121733	639493	
			P50DH212F	természetes	121583	639398	
			P50DH212A		121337	639228	
		Dombori bal part	P50DH221F	kövezett	122367	640294	2013.07.22 2013.10.09
			P50DH221A		122052	640158	
			P50DH222F	természetes	121017	639616	
			P50DH222A		120738	639452	
TÁVOLI ALVÍZI	VII.	Sió-dél jobb part	P50DH311F	kövezett	108977	638878	2013.07.23 2013.10.09
			P50DH311A		108746	639076	
			P50DH312F	természetes	105195	639734	
			P50DH312A		104929	639632	
		Sió-dél bal part	P50DH321F	természetes	108832	639535	

Szakasz	Szelvény szám	Név	Minta alegység kód	Aljzat típus	EOVX	EOVY	Dátum
			P50DH321A	kövezett	108640	639816	2013.10.09
			P50DH322F		107480	640608	
			P50DH322A		107181	640634	
	VIII.	Baja jobb part	P50DH411F	természetes	99622	639351	2013.07.23 2013.10.10
			P50DH411A		99335	639314	
			P50DH412F	kövezett	98624	639177	
			P50DH412A		98296	639123	
		Baja bal part	P50DH421F	természetes	99779	639811	2013.07.23 2013.10.10
			P50DH421A		99430	639772	
			P50DH422F	kövezett	98199	639524	
			P50DH422A		97862	639460	

12.1.5-10. táblázat: A halközösség mintavételi alegységeinek koordinátái a Dunán

Az egyéb víztestek vizsgálatának helyszínét és időpontjait a 12.1.5-11 táblázat mutatja be.

Név	Mintaegység kód	EOVX	EOVY	Dátum
Kondor-tó	PLKTH11F	136433	635966	2012.07.05 2012.10.03
	PLKTH11A	136320	636046	
	PLKTH12F	136176	635795	
	PLKTH12A	136099	635698	
Horgász-tavak	PLHTH1F	136911	636078	2012.07.01 2012.09.29
	PLHTH1A	136875	635978	
Faddi-Holt-Duna 1.	PLFHDH11F	121301	637163	2012.07.05 2012.10.03
	PLFHDH11A	121442	636911	
Faddi-Holt-Duna 2.	PLFHDH21F	125648	633688	2012.07.05 2012.10.03
	PLFHDH21A	125685	633795	
	PLFHDH22F	125711	633979	
	PLFHDH22A	125586	633888	
Tolnai-Északi-Holt-Duna 1.	P50THDH11F	119342	630550	2013.07.21 2013.10.07
	P50THDH11A	119537	630626	
	P50THDH12F	120370	630909	
	P50THDH12A	120511	630954	
Tolnai-Északi-Holt-Duna 2.	P50THDH21F	122008	632297	2013.07.21 2013.10.07
	P50THDH21A	122117	632428	
	P50THDH22F	122293	632578	
	P50THDH22A	122361	632714	
Sió-csatoma	P50SH11F	110726	636174	2013.07.23 2013.10.09
	P50SH11A	110678	636580	
	P50SH12F	110720	636862	
	P50SH12A	110717	637199	

12.1.5-11. táblázat: A halközösség mintavételi alegységeinek koordinátái az egyéb víztesteken

12.1.5.6.2 A mintavétel módszere

Vízfolyások

A mintavétel megtervezésekor figyelembe vettük 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 [12-16], [12-17]. Továbbá a tervezésnél figyelembe vettük a Paksi Atomerőmű környékén végzett hatásvizsgálatok módszertani fejezeteit, eredményeit (Halasi-Kovács [12-14]; Kék Csermely [12-22]). Ennek megfelelően a mintavétel módszere a VKI követelményeinek megfelelő.

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, vagy szükséges fragmentált és sztratifikált (vagyis több alegységből áll, amelyek hossza a jellemző élőhelyek arányában történik kijelölésre). A mintavételi egység hossza 500 méter volt. A mintavételt csónakból, a víz sodrával egy irányban, egyenlő sebességgel végeztük. A mintavételt – az EME sajátosságait figyelembe véve – a ripális (parti) régióban végeztük. A mintavételi alegységek felső és alsó végpontjait GPS segítségével rögzítettük. A mintavételi hosszakat GPS segítségével mértük. Az eredmények értékeléséhez meghatároztuk az előkerült fajokat, diktafonon rögzítettük egyedszámukat mintavételi alegységenként. Az ivadék (0+) határozását, és számbavételét szintén elvégezzük, az adult példányoktól elkülönítve. A mintavételt kétszeri ismétlésben végeztük el egy nyári és egy őszi időpontban. A mintavétel pontos időpontjának kijelölése a vízállás és az időjárás figyelembe vételével történt. 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 Halasi-Kovács és Harka (2012) munkája szerint történt. [12-49], [12-50], [12-51]

Állóvizek

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), fragmentált és sztratifikált (vagyis több alegységből áll, amelyek hossza a jellemző élőhelyek arányában történik kijelölésre) volt. A mintavételi egység hossza 300 m. A mintavételt csónakból végeztük. A mintavételt – az EME sajátosságait figyelembe véve – elsősorban a litorális (parti) régióban végeztük. A mintavételi alegységek felső és alsó végpontjait GPS segítségével rögzítettük. A mintavételi hosszakat GPS segítségével mértük.

A Horgász-tavak mintavételi helyszínen a vizsgálatokat egy kisebb teljesítményű, akkumulátorról üzemelő Hans Grassl IG 200 II/B típusú EME-vel végeztük, 30 cm-es átmérőjű kézi anóddal. A berendezés szintén megfelel a 90/2000. (XI. 14.) FVM rendeletében rögzített érintésvédelmi és regisztrációs követelményeknek. A mintavétel ebben az esetben is kvantitatív, részleges (azaz a meder keresztszelvényének egy-egy részletében történik), ugyanakkor folyamatos volt. A mintavétel hossza 150 m. A mintavételt gázolva végeztük. A mintavételi egység felső és alsó végpontjait GPS segítségével rögzítettük. A mintavételi hosszt GPS segítségével mértük.

Az eredmények értékeléséhez minden esetben meghatároztuk az előkerült fajokat, diktafonon rögzítettük egyedszámukat mintavételi alegységenként. Az ivadék (0+) határozását, és számbavételét szintén elvégezzük, az adult példányoktól elkülönítve.

A mintavételt kétszeri ismétlésben végeztük el egy nyári és egy őszi időpontban. A mintavétel pontos időpontjának kijelölését összehangoltuk a dunai mintavételekkel. A mintavétel időszaka a nappal.

A halak meghatározása Berinkey (1966) és Miller (1990), rendszertani besorolásuk, nevezéktanuk Halasi-Kovács és Harka (2012) munkája szerint történt. [12-49], [12-50], [12-51]

12.1.5.6.3 Az értékelés módszere

Az értékelés során figyelembe vettük 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/ EKG Irányelv A természetes élőhelyek és vadon élő növény- és állatvilág megőrzéséről; 201/2006. (X.2.) Korm. rendelettel módosított 275/2004. (X.8.) Korm. rendelet az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről.

A kvantitatív adatok ökológiai elemzése során vizsgáltuk a taxon (faj) számot, az abundanciát (CPUE) mintaegységenként, szakaszonként, a finomabb skálájú értékelés érdekében a Dunai minták esetében kisebb (alegység) szinten is. Az adatok értékelését, összehasonlítását statisztikai módszerekkel végezzük el.

Ökológiai állapotértékelés vízfolyásokban

A korszerkezet VKI szerinti minősítés érdekében történő meghatározását az ivadék (0+) és idősebb (>0+) korosztály egymástól elkülönülő felvételezésével végeztük el. Az eredmények értékelését a vízfolyások esetében a VKI követelményeinek megfelelő, hazai vízfolyásokra kialakított értékelési módszer (EQIHRF) felhasználásával végeztük (Halasi-Kovács és Tóthmérész [12-18]). 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 dunai víztípus a minősítési protokoll szerint a Duna (8. típus). A minősítést 2000 méteres egységenként adjuk meg. Ez alapján szakaszonként adunk meg minősítési értékeket. A Sió az "Alföldi kis és közepes folyók, csatornák" (6. típus) típusba sorolható. A minősítést 1000 méterre adjuk meg.

Ökológiai állapotértékelés állóvizekben

Az eredmények értékelését az állóvizek esetében egyedi szakértői becsléssel végezzük el, mivel jelenleg sem magyar, sem európai minősítési rendszer nem áll rendelkezésre. A minősítés során figyelembe vesszük a Halasi-Kovács et al [12-17] dokumentumban foglaltakat.

A szakértői minősítés hármasskálájú. Ezek a következők: megfelelő (3), közepes (2), rossz (1). Az adott állóvíz víztest minőségi besorolását a táblázatban meghatározott értékek számtani átlaga alapján adjuk meg. A VKI szerinti öt szintű minősítést a következő módon végezzük:

- 1,00= rossz (1)
- 1,33= gyenge (2)
- 1,66= gyenge (2)
- 2,00= mérsékelt (3)
- 2,33= jó (4)
- 2,66= jó (4)
- 3,00= kiváló (5)

A minősítés során figyelembe vesszük mind a nyári, mind az őszi mintavétel eredményeit oly módon, hogy a végső minősítési értéket az egyes minősítési értékek számtani átlagaként határozzuk meg, a kerekítés szabályainak megfelelően.

A minősítésnél figyelembe vett adottságok	Érték		
	1	2	3
Faj-adatsorok alapján összetett szakértői megítélés	1	2	3
Specialista fajok relatív gyakorisága	<15%	15-33%	>33%
Óshonos fajok relatív gyakorisága	<33%	33-66%	>66%

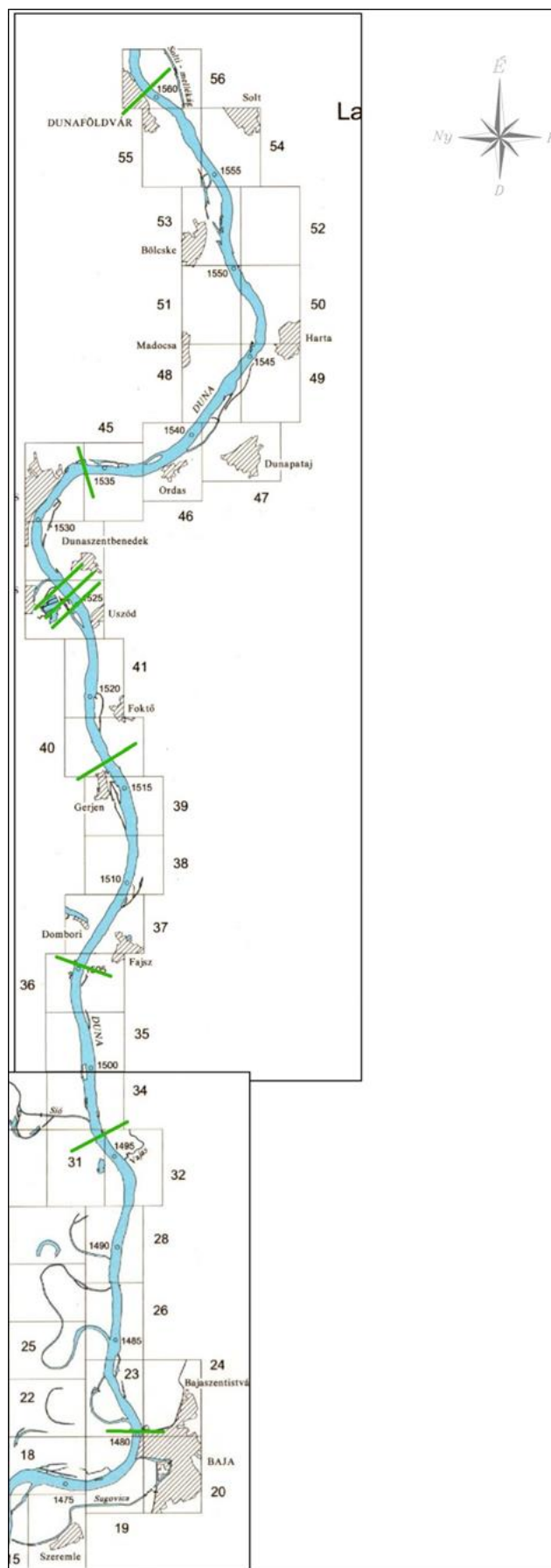
12.1.5-12. táblázat: Az állóvíz víztestek halközösség alapján történő minősítése során figyelembe vett kritériumok

12.2 A VIZSGÁLT DUNA SZAKASZ (DUNAFÖLDVÁR-BAJA)

A hatásvizsgálat keretében vizsgált dunai szakasz a **HURWAEP444** víztesthez tartozik.

A vizsgált Duna szakasz, a Paksi Atomerőmű melegvíz-csatorna torkolatától (1526 fkm) két fő, egy É-i, és egy D-i részre osztható. A bevezetett melegvíz hatásától mentes dunai szakaszt **felvízi szakaszként**, a bevezetett melegvíz hatása által érintett déli dunai szakaszt pedig **alvízi szakaszként** ismertetjük.

A 2012 és 2013. évi vizsgálatok átnézetes helyszínrajzát a 12.1.5-1. ábra mutatja.



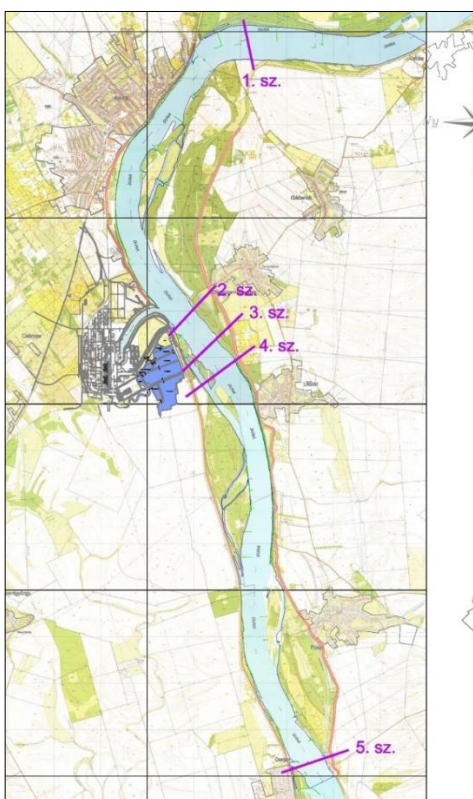
12.1.5-1. ábra: A Duna 2012. és 2013. évi fizikai-kémiai vizsgálati szelvények átnézetes helyszínrajza

A 12.1.5-1. táblázatban ismertetjük azokat a dunai szelvényeket, amelyben a program keretében 2012 és 2013-ban végzett vizsgálatokat (PR), valamint azokat, amelyben a vízminőségi törzshálózati (VmTH) eredményeket dolgoztuk fel.

Srsz	Szelvény neve	dunai fkm	Szelvény száma	Vizsg év	PR_vizsg. száma	Megjegyzés
1	Dunaföldvár (közúti híd)*	1560.6	0	2013	2	Távoli dunai felvízi szelvény. PR+VmTH vizsgálatok.
2	Paks (komp)	1534,0	1	2012	12	Közel dunai felvízi szelvény. PR vizsgálatok.
3	Paks melegvíz-csatorna	1526,0	2	2012	12	Közvetlen hatások alvízi szelvénye. PR vizsgálatok.
4	Nagysarkantyú	1525.3	3	2012	12	Közvetlen hatások alvízi szelvénye. PR vizsgálatok.
5	Uszód	1524.7	4	2012	12	Közvetlen hatások alvízi szelvénye. PR vizsgálatok.
6	Gerjen-Foktő	1516,0	5	2012	12	Közvetlen hatások alvízi szelvénye. PR vizsgálatok.
7	Fadd-Dombori*	1506.8	6	2013	6	Távoli alvízi szelvény. PR+VmTH vizsgálatok
8	Sió-Dél (Gemenc)	1496,0	7	2013	6	Távoli alvízi szelvény. PR vizsgálatok
9	Baja (közúti híd)	1481.5	8	2013	2	Távoli alvízi szelvény. PR vizsgálatok

12.1.5-1. táblázat: A dunai vizsgálati szelvények és egyéb jellemzők

A Duna 2012. évi vizsgálati szelvényeinek helyszínrajzát a 12.1.5-2. ábra mutatja.



12.1.5-2. ábra: A Duna 2012. évi fizikai-kémiai vizsgálati szelvények helyszínrajza

A 2013. évi vizsgálatokat a vizsgálati terület kibővítése indokolta.

Az egyes vizsgálati pontok részletes szelvény rajzai a későbbiekben, a szelvények alapállapotának bemutatásánál láthatóak, a "0" szelvényt a 12.3.1-1. ábra, az "1" szelvényt a 12.3.1-2. ábra, a "2-3-4" szelvényt a 12.3.2-1. ábra, az "5" szelvényt a 12.3.2-2. ábra, a "6" szelvényt a 12.3.3-1. ábra, a "7" szelvényt a 12.3.3-2. ábra, a "8" szelvényt a 12.3.3-3. ábra mutatja.

A hatásvizsgálat megalapozásához készített alapállapot vizsgálatokat az MVM ERBE Zrt. megbízásából a - Lévai Projekt A környezeti hatástanulmány összeállítását megalapozó szakterületi vizsgálati és értékelési programok (2012) és a MVM Paks II. Zrt. Paks II. - Környezetvédelmi és telephely engedélyeztetését megalapozó kiegészítő szakterületi vizsgálatok (2013) keretében végeztük el, a zárójelentésekben a Duna és egyéb felszíni vizek állapota fejezetrészeiben részletesen ismertettük. Jelen dokumentációban az összefoglaló értékelést adjuk meg.

12.2.1 A VIZSGÁLT DUNA SZAKASZ ORSZÁGOS ARHÍV ADATAINAK ÉRTÉKELÉSE

12.2.1.1 Fizikai-kémiai változók

A vizsgált dunai szakasz, amely a Paksi Atomerőmű dunai helyzetétől É-ra – ez a felvízi szakasz, – 34 km-re, D-re pedig, – ez az alvízi szakasz, – mintegy 45 km távolságra terjed. Ezen szakaszba két törzshálózati szelvény tartozik, a Dunaföldvár és a Fajsz állomások. A 2007-2011 (Fajsz-2012) közötti időszakra vonatkozó archív vízkémiai adatok feldolgozásával jellemeztük és végeztük el a dunai szakasz VKI előírások szerinti minősítését.

A vizsgálati eredmények lineáris trendvizsgálati módszerrel történő feldolgozása adja az alapját a dunai vízhőmérséklet emelkedésével várható vízkémiai komponensek időben történő változása vizsgálatának.

A vízhőmérséklet emelkedés okozta változás vizsgálatának keretében az alábbi komponens csoportokat vizsgáljuk.

Savasodási állapot: pH

Sótartalom: Vezetőképesség

Oxigén háztartási jellemzők -- Oldott oxigén, Oxigén telítettség BOI_5 , KOI_k , Ammónium-N (NH_4^{++} -N), Nitrit-N (NO_2 -N)

Növényi tápanyagok Nitrát-N (NO_3 -N), Összes nitrogén, Összes foszfor, Orto-foszfát (PO_4^{3-} -P),

Fémek: Cd, Hg, Ni, Pb

Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek): Zn, Cu, Cr, As

A VIZSGÁLT DUNA-SZAKASZ (DUNAFÖLDVÁR-FAJSZ) ARCHÍV ADATOK ALAPJÁN VÉGZETT MINŐSÍTÉSE VKI SZERINT

A vizsgált dunai szakasz (1560.6-1507.6 fkm) minősítését az 2007-2011. között, Fajsz esetében 2012-ig végzett vizsgálatok átlagértékei alapján végeztük el, a 12.1.3-1. táblázatban megadott határértékek alapján. A VKI szerint minősített, a vizsgálatok számát és átlageredményeit tartalmazó adatokat a 12.2.1-1. táblázatban összesítettük.

Az archív adatok értékeléséhez mellékeljük a 2007-ben elkészült, VGT-k 5_1 mellékleteiben szereplő, víztestek országos, VKI határértékrendszere szerinti állapotértékelése táblázatból, a HURWAEP444 Duna Szob-Baja között (24. típus) víztestre vonatkozó fizikai-kémiai elemekre vonatkozó minősítést (12.2.1-2. táblázat). Ebben a táblázatban tájékoztatóként közlünk a HURWAEP445 Duna Baja-Hercegszántó közötti víztestre vonatkozó minősítést is.

- A **savasodási** állapotot a vizsgálati eredmények időszak átlaga alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A **sótartalom** állapotot a vizsgálati eredmények időszak átlaga alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- Az **oxigénháztartás** állapotának osztály érték átlaga 4,5. A VKI értékelés alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A növényi **tápanyagok** állapotának osztály érték átlaga 4,2. A VKI értékelés metodikája alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A fémek állapotának osztály érték átlaga 4,5. A VKI értékelés metodikája alapján **jó állapotúnak** minősítjük.

A Duna Dunaföldvár-Fajsz szakaszát a 2007-2011 (2012) között elvégzett vízminőségi vizsgálatok alapján ökológiai szempontból jó állapotúnak, specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek) szempontjából jó, megfelelő állapotúnak minősíthetjük. A Duna Baja-Hercegszántó közötti víztest fizikai-kémiai elem csoportokra vonatkozó minősítése megegyezik a Duna Dunaföldvár-Fajsz szakaszával.

Ez a minősítési eredmény (**savasodás kivételével - jó**) megegyezik a 2010-ben elkészült, VGT 5_1 mellékletében szereplő, a víztestek VKI határértékrendszere szerinti állapotértékelés eredményével, amelyet a 12.2.1-2 táblázatba adtunk meg.

	Mintavételi hely kódja		101180039		101178210		101178933		101179653		101178232		VKI szerinti	
	Monitoring hely		Dunaföldvár						Fajsz		Hercegszántó		vízminőségi csoportok	
			bal part		sodor vonal		jobb part							
	Dunai fkm szelvény száma		1560.6 fkm		1560.6 fkm		1560.6 fkm		1507.6 fkm		1433.0 fkm			
KAJ	Vízminőségi paraméterek		db	átlag	db	átlag	db	átlag	db	átlag	db	átlag	db	átlag
156075	pH (labor mérés)		97	8.2	97	8.2	97	8.2	87	8.3	140	8.3	Savasodás	
155201	Klorid (Cl ⁻)	mg/l	86	23.7	86	24.1	86	24.4	49	22.7	121	22.9	Sótartalom	
159469	Vezetőképesség	µS/cm	97	405	97	414	97	424	87	403	140	405	Sótartalom	
158420	Oxigén (oldott) (O ₂)	mg/l	97	10.0	97	10.0	97	9.8	75	10.1	140	10.0	Oxigén háztartás	
159487	Oldott oxigén (oxigén telítettségi százalék)	%	97	91.9	97	91.9	97	90.5	75	95.0	140	93.8	Oxigén háztartás	
158970	Biokémiai oxigénigény (BOI ₅)	mg/l	97	2.7	97	2.7	97	2.7	75	2.7	140	2.7	Oxigén háztartás	
159001	Oxigénfogyasztás (KOI _d) eredeti	mg/l	97	12.0	97	11.9	97	11.9	75	11.3	140	11.4	Oxigén háztartás	
156754	Ammónia-ammónium-nitrogén (NH ₃ -NH ₄ -N)	mg/l	97	0.074	97	0.064	97	0.064	75	0.072	140	0.063	Növényi tápanyagok	
160551	Nitrit-nitrogén (NO ₂ -N)	mg/l	97	0.026	97	0.020	97	0.019	75	0.017	140	0.016	Növényi tápanyagok	
160560	Nitrát-nitrogén (NO ₃ -N)	mg/l	97	2.0	97	2.0	97	2.0	75	1.8	140	1.9	Növényi tápanyagok	
159405	Összes nitrogén (N)	mg/l	97	2.6	96	2.7	97	2.7	87	2.4	139	2.5	Növényi tápanyagok	
	Ortofoszfát-P (PO ₄ -P)	µg/l	97	57.1	97	58.0	97	53.5	75	61.6	140	47.4	Növényi tápanyagok	
158154	Összes foszfor (P)	mg/l	97	0.11	97	0.11	97	0.11	87	0.11	140	0.12	Növényi tápanyagok	
157601	Kadmium (oldott) (Cd)	µg/l	57	0.090	56	0.060	57	0.062	22	<0,05	92	0.125	Fémek	
157472	Higany (oldott) (Hg)	µg/l	57	0.075	56	<0,05	57	0.050	23	0.063	92	0.1	Fémek	
157885	Nikkel (oldott) (Ni)	µg/l	57	0.7	56	0.8	57	0.7	22	0.9	92	0.8	Fémek	
158099	Ólom (oldott) (Pb)	µg/l	57	1.9	56	<0,5	57	<0,5	24	<0,5	92	4.3	Fémek	
157665	Klorofill-a	µg/l	96	28.0	96	27.9	96	28.3	74	28.4	140	26.4		
120498	Arzén (As)	µg/l	6	1.8	6	1.6	6	1.6	0		6	1.6	Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)	
157050	Cink (oldott) (Zn)	µg/l	57	4.9	56	5.5	57	4.7	25	4.4	92	6.2	Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)	
120434	Króm összes (Cr)	µg/l	6	0.6	6	0.7	6	0.5	0		6	0.7	Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)	
156204	Réz (oldott) (Cu)	µg/l	57	3.7	56	1.8	57	1.7	25	1.3	92	2.1	Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)	

12.2.1-1. táblázat: 2007-2011. közötti törzshálózati vizsgálatok átlag értékei, VKI szempont szerinti minősítéssel

VGT- 5-1.1. melléklet: Felszíni víztestek állapota - Vízfolyás víztestek ökológiai állapota

ALEGYSÉG	KÖVIZIG	Víztest kategóriája	vt-VOR	Víztest név	Fizikai-kémiai elemek					
					Szervesanyagok	Tápanyagok	Sótartalom	Savasság	Fizikai kémiai elemek állapota	Fizikai-kémiai minősítés megbízhatósága
1-10	3	természetes	AEP44	Duna között Szob-Baja	jó	jó	kiváló	kiváló	jó	közepes

12.2.1-2. táblázat: HURWAEP444 Duna Szob-Baja között (24. típus) víztest VKI határértékrendszere szerinti állapot értékelése

12.2.1.2 Biológiai elemek

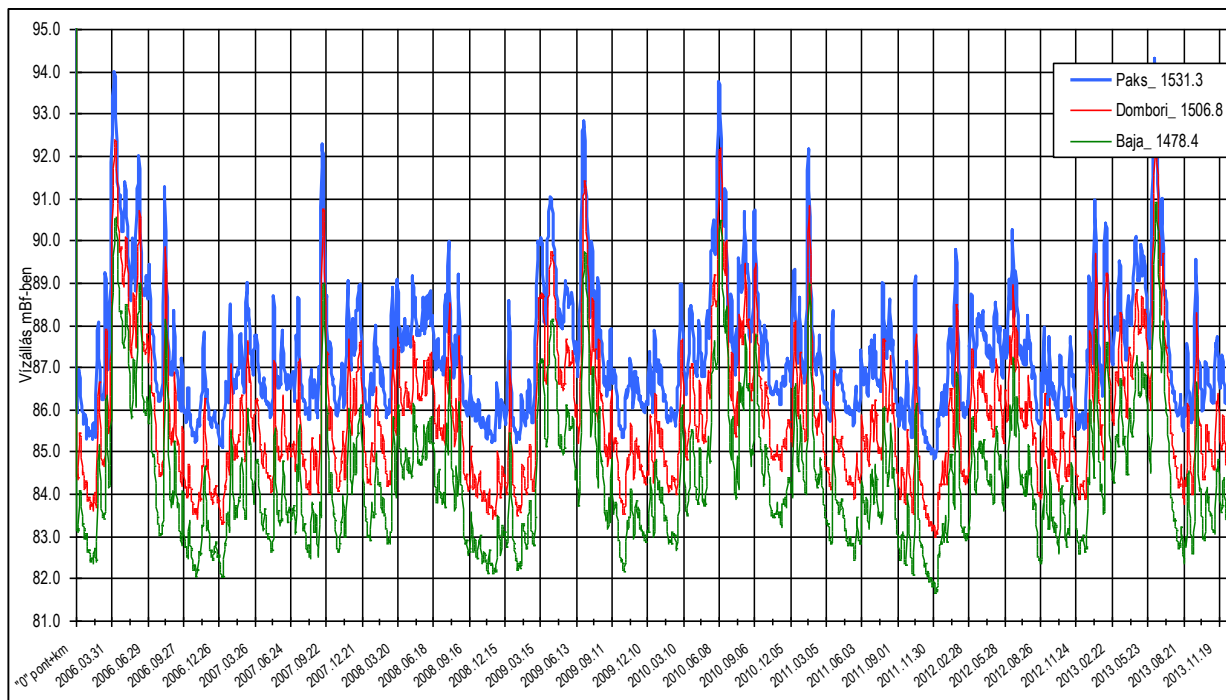
A Paks II. környezeti hatásvizsgálat szakmai alapidokumentációiban (MVM ERBE [12-29], [12-30]) összeállítottuk és értékeltük a Duna Dunaföldvár-Baja közötti vizsgálati szakaszára (HURWAEP444) vonatkozó archiv adatokat. Ezekből a következő megállapításokat lehet tenni.

- Az adott Duna-szakaszon - kiemelve a Paksi Atomerőmű környékét - az elmúlt 15 évben rendszeresen végeztek hidrobiológiai vizsgálatokat. Ezek eredményeként rendelkezünk archiv fitoplankton, fitobenton, makrozoobenton, és halközösség adatokkal. A korábbi makrofiton vizsgálatok kizárólag a Paksi Atomerőmű teraszterületeire vonatkozóan biztosítanak információt.
- A teljes körű, Víz Keretirányelvnek megfelelő ökológiai állapot meghatározást lehetővé tevő koherens archiv adatsorok a 2009-2010-ben végzett vizsgálatok (Kék Csermely Kft. [12-22]) eredményeként állnak rendelkezésre, míg egy-egy élőlénycsoportra vonatkozóan sporadikusan találhatók csak VKI szerint értékelhető adatok.
- A 2009-2010 közötti felmérés eredményeinek VKI szempontú állapotértékelése azt jelzi, hogy a paksi Duna-szakaszon a FP jó; a FB mérsékelt, a MZB mérsékelt, a halközösség jó állapotú. Az "egy rossz mind rossz" minősítési alapelvet követve ezek alapján a Duna ökológiai állapota mérsékelt. A VKI szempontú minősítés szerint a felvíz és a PA kibocsátása szerinti alvízi szakasz között nincs kimutatható - osztály különbséget okozó - eltérés.
- Az archiv adatok azt bizonyítják, hogy a HURWAEP444 jelű Duna-szakasz Dunaföldvár-Baja közötti szakasza mérsékelt ökológiai állapotú. Ezen belül a fitoplankton és a halak jellemzően jó, míg a fitobenton és a makrozoobenton adatok jellemzően mérsékelt állapotot tükröznek.
- A Duna részvízgyűjtő vízgyűjtő-gazdálkodási terve alapján a Duna teljes hazai szakaszának ökológiai állapota mérsékelt. Ez részben minőségi, de hasonló súllyal hidromorfológiai okokra vezethető vissza. A HURWAEP 444 jelű, Duna Szob-Baja közötti szakasza víztest jó ökológiai állapota a tervek szerint 2027-ig érhető el (VKKI [12-45]).
- A Paksi Atomerőmű hűtővíz kibocsátásának dunai hatására vonatkozóan szintén rendelkezünk archiv adatokkal. Az alga fiziológiai vizsgálatait azt jelzik, hogy az alga fotoszintézis intenzitása a melegvíz-csatornában alacsonyabb, mint a hidegvíz-csatornában, bizonyítva azt, hogy a hűtővíz alga biomasszája kis mértékben károsodik a hűtőrendszeren való áthaladás során. Ugyanakkor a dunai mintavételek a kibocsátás hatását nem igazolták sem a fitoplankton, sem a fitobenton esetében. A finom skálájú makrozoobenton és halközösség ökológiai vizsgálatok eredményei alapján a Dunába kibocsátott hűtővíz hőterhelésének hatása mintegy 2 km-es hossz-szelvényben volt kimutatható (Halasi-Kovács [12-14], Kék Csermely Kft. [12-22]). Ez a MZB esetében elsősorban kvalitatív, míg a halközösség esetében kvantitatív változásokat eredményezett.
- Vizsgáltuk a Duna paksi szakaszának halászati, horgászati haszonvételének adatait 2000-től. Ezek mind a halászati, mind a horgászati fogások fokozatos csökkenését mutatják. A csökkenés a 2011, 2012. évben megállt, ezekben az években újra kismértékű emelkedés volt megfigyelhető. Összességében egyrészt a kis területre vonatkozó fogási adatok jelentős bizonytalansága, másrészt a Dunára jellemző, a többi nagyfolyó telepítési-fogási szerkezettől való nagymértékű eltérése (Halasi-Kovács és Váradi [12-19]) okán a Paksi Atomerőmű működése és a dunai halak haszonvételének mennyiségi változása között nem mutatható ki összefüggés.
- Részben az archiv adatok szórványossága, valamint alacsonyabb megbízhatósága, részben annak okán, hogy a 2012-13-ban végzett vizsgálatok alapadatai megfelelő mennyiségű és minőségű, ráadásul a korábbi vizsgálatoktól eltérő módon teljes mértékben koherens adatsort biztosítottak az elemzések elvégzéséhez, a Paks II. környezeti hatásvizsgálata során az archiv adatokból levonható következtetéseket figyelembe vettük, de az elemzésekhez kizárólag a 2012-2013-ban végzett vizsgálatok eredményeit használtuk fel.

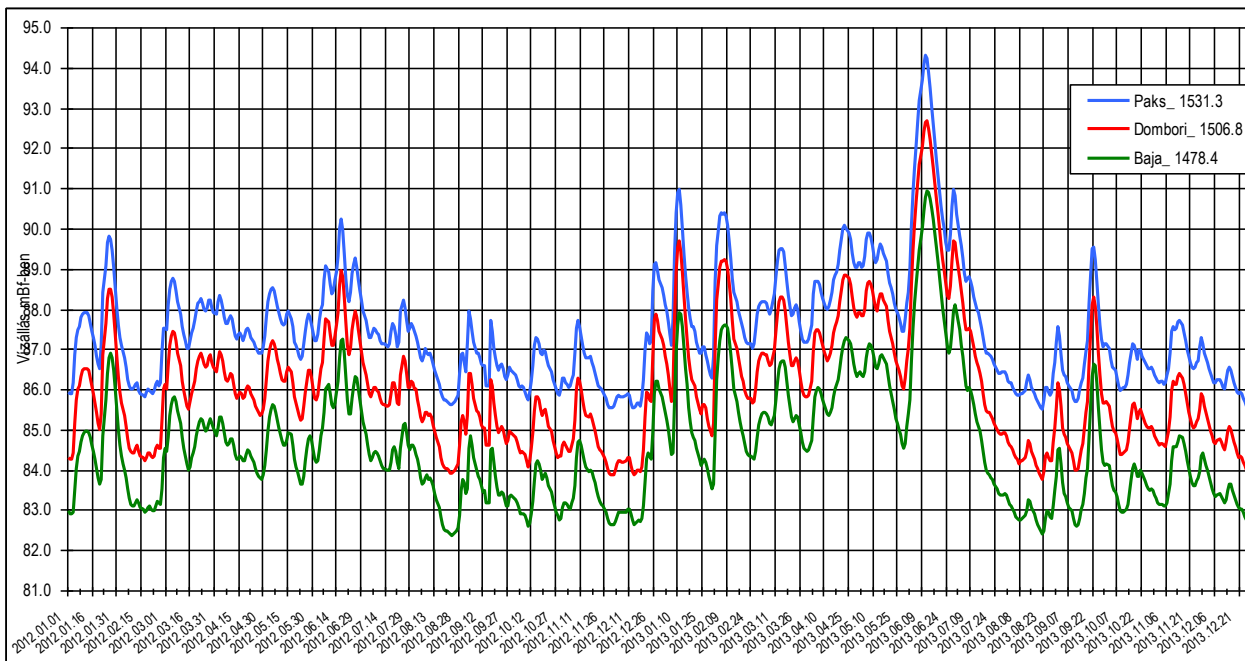
12.3 A VIZSGÁLT DUNA SZAKASZ (1560.6 FKM-1481.5 FKM) ALAPÁLLAPOTA

A vizsgált dunai szakaszt az archív 2006-2011 (2012), valamint a munka keretében 2012. és 2013. évben végzett vizsgálatok alapján jellemeztük. Az 12.2.1-1, 12.2.1-2 és a 12.2.1-3 ábrákon mutatjuk be ezen időszak hidrológiai jellemzőit.

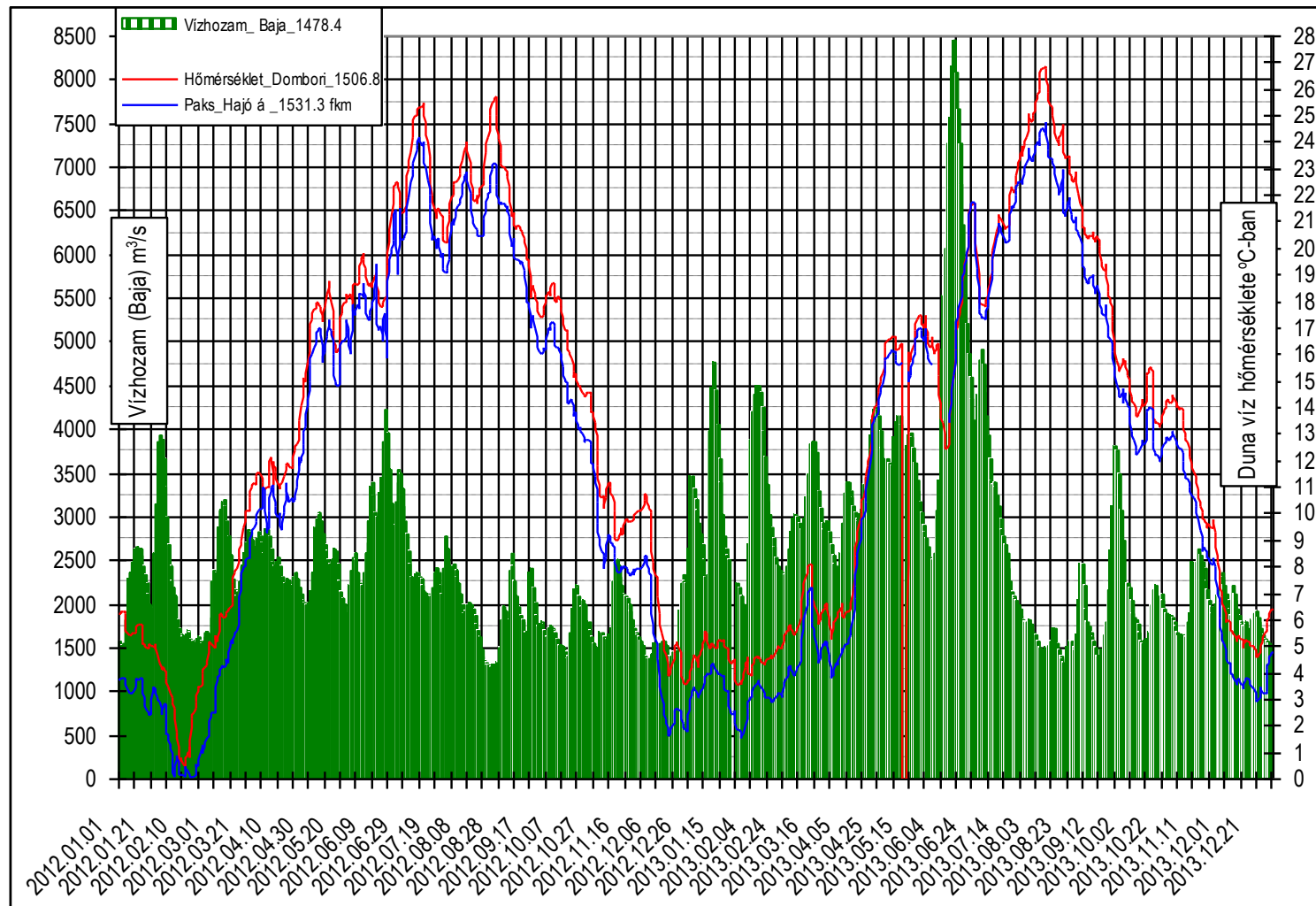
A szelvények minősítését a Duna vízre vonatkozó VKI szerinti határértékek (12.1.3-1. táblázat) alapján végeztük el.



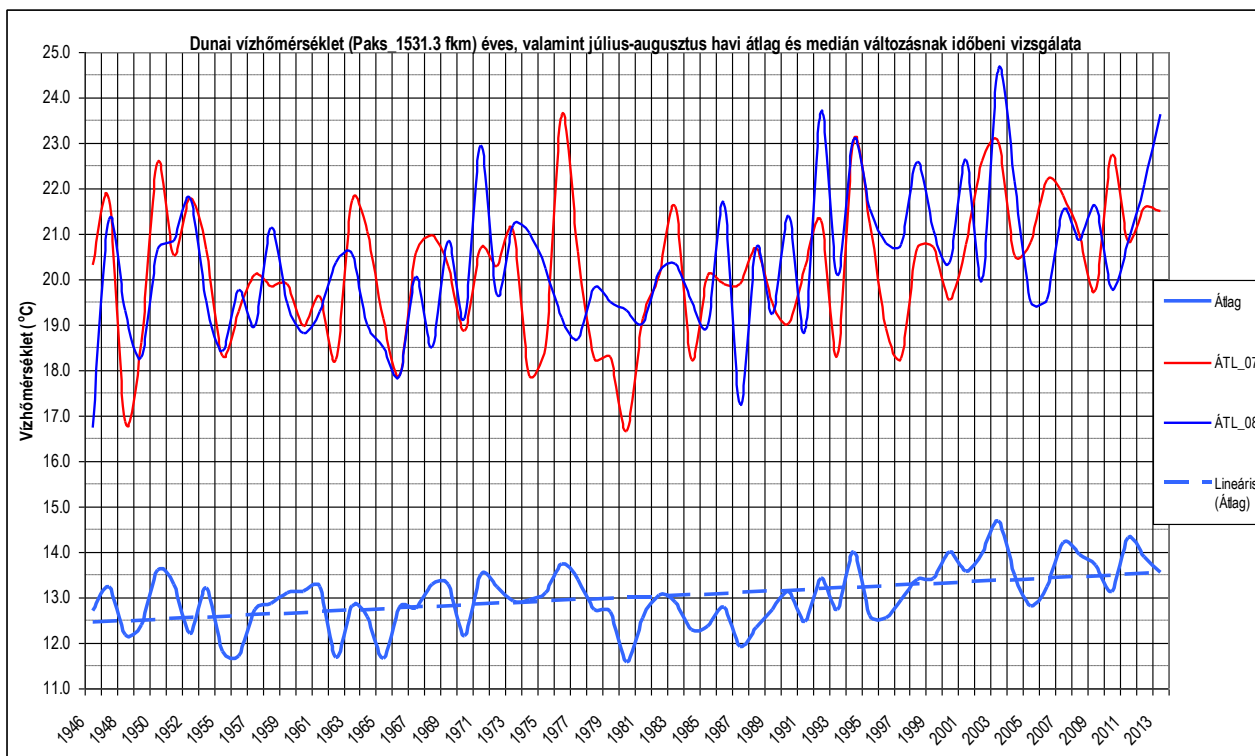
12.2.1-1. ábra: A Duna vízjárása (Paks-Dombori-Baja) 2006-2013. között



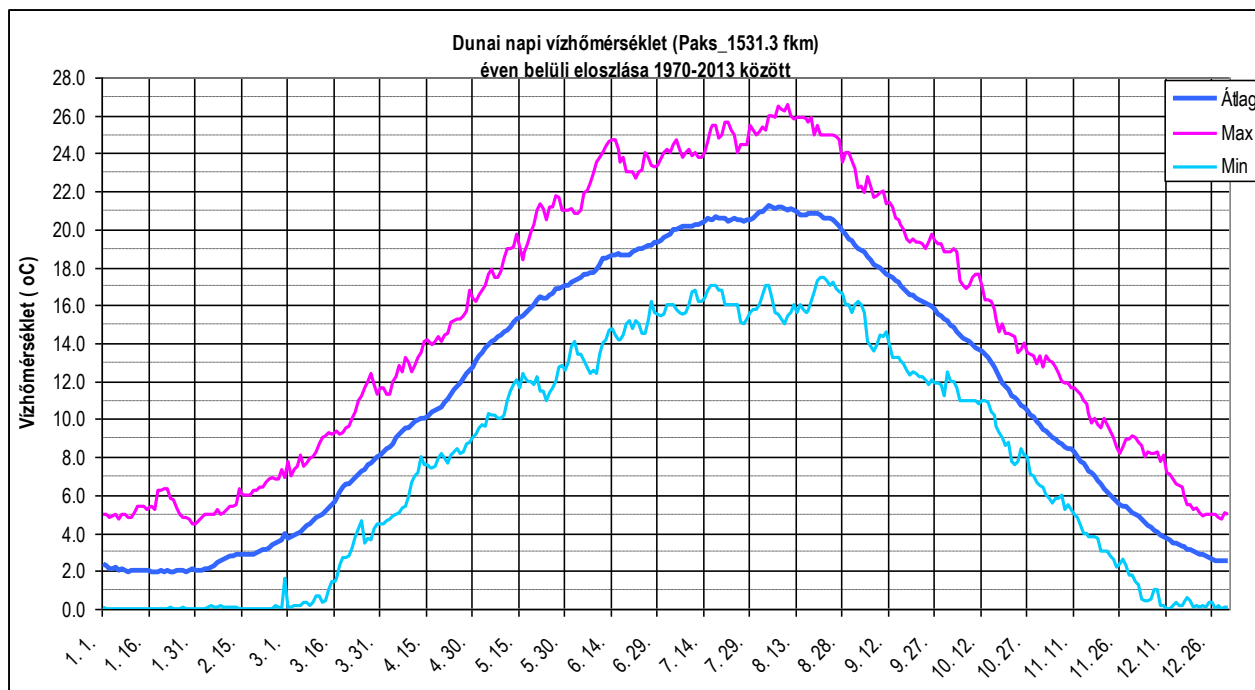
12.2.1-2. ábra: A Duna vízjárása (Paks-Dombori-Baja) 2012-2013. között



12.2.1-3. ábra: A Duna vízhozam és vízhőmérséklet változása (Paks-Dombori-Baja) 2012-2013.-ban



12.2.1-4. ábra: Duna (Paks) vízhőmérséklet éves átlag változásának időbeni vizsgálata 1970-2013. között



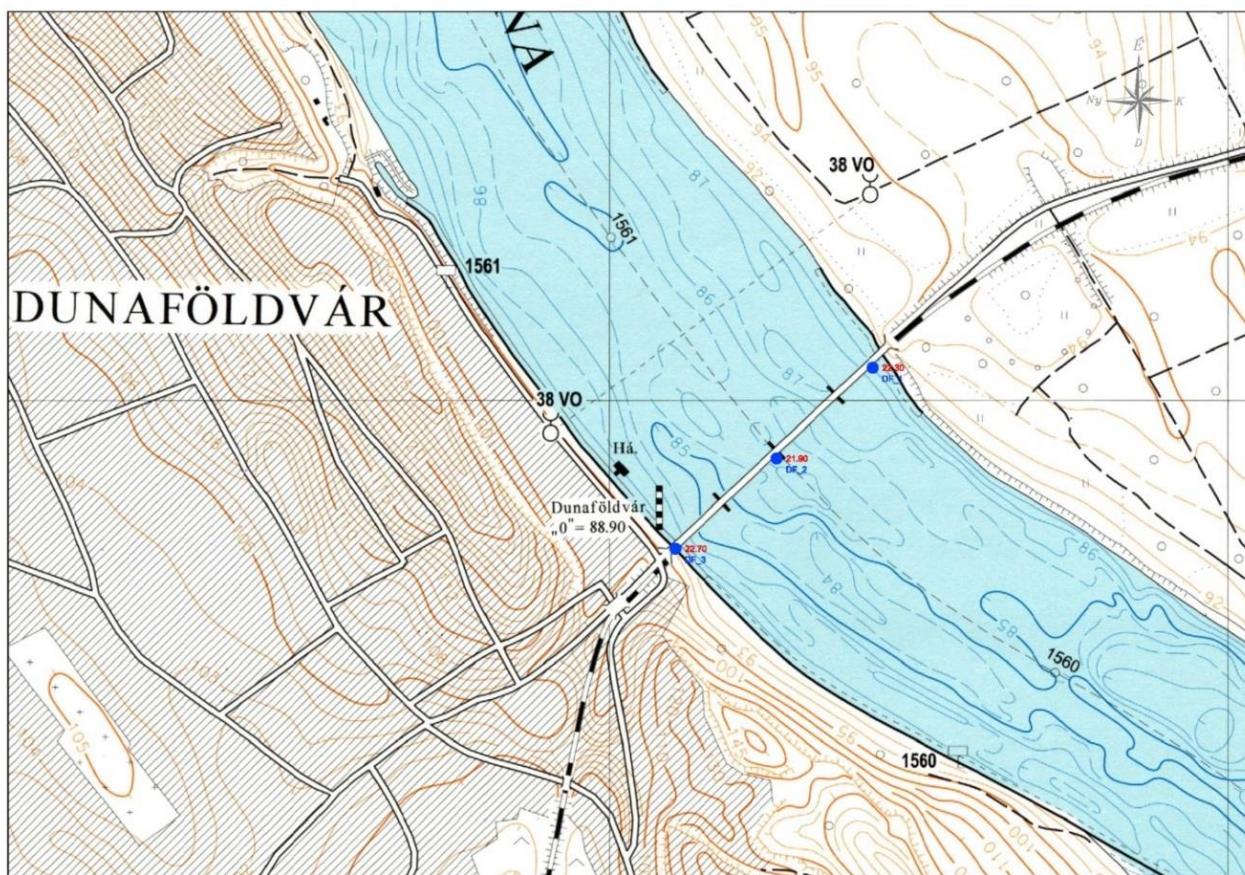
12.2.1-5. ábra: Dunai napi vízhőmérséklet (Paks) éven belüli eloszlás vizsgálata 1970-2013. között

12.3.1 A VIZSGÁLT DUNA SZAKASZ FELVÍZI SZELVÉNYEI

A melegvíz-csatorna torkolatától (1526 fkm) É-ra lévő, a melegvíz hatásától mentes dunai szelvényeket "felvízi szelvények" csoportjába soroltuk.

12.3.1.1 Fizikai-kémiai jellemzők

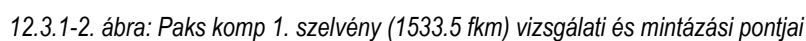
Dunaföldvár (közúti híd) 1560.6 fkm szelvényeit a 12.3.1-1. ábra mutatja, Paks (komp) 1534,0 fkm szelvényeit a 12.3.1-2. ábra szemlélteti.



12.3.1-1. ábra: Dunaföldvár 1560.6 fkm 0-ás számú vizsgálati szelvény helyszínrajza

Dunaföldvár szelvényben 2013. második félévében két alkalommal folytak fizikai-kémiai paraméterek meghatározására vonatkozó vizsgálatok. A 2013. évi vizsgálatok alapján készített és egyben a VKI minősítést tartalmazó vízminőségi adatokat a 12.3.1-1. táblázatban adtuk meg.

Megjegyezzük, hogy a Dunaföldvár szelvényben az Országos Törzshálózati mérések keretében végeznek dunai vízminőség vizsgálatokat a jobb és a bal parton, valamint a sodorvonalban.



Paks komp szelvényben 2012. teljes évében (12 db), havonta egy-egy alkalommal folytak fizikai-kémiai paraméterek meghatározására vonatkozó vizsgálatok.

Komponensek	Mértékegység	Dunaföldvár_B_1 560.6	Dunaföldvár_K_1 560.6	Dunaföldvár_J_15 60.6	Paks komp B_1533.5 fkm	Paks komp K_1533.5 fkm	Paks komp J_1533.5 fkm	Dunaföldvár_1560.6 szelvény minősítése	Paks komp_1533.5 szelvény minősítése
		Átlag	Átlag	Átlag	Átlag	Átlag	Átlag		
pH		8.15	8.15	8.06	8.18	8.21	8.19	5	4
Savasodási állapot								5.0	4.0
Vezetőképeség	μS/cm	418	414	417	376	374	376	5	5
Sótartalom								5.0	5.0
Oldott oxigén	mg/l	9.4	9.3	9.0	11.8	12.1	11.5	5	5
Oxigén telítettség	%	100.0	98.0	96.0				5	
BOI ₅	mg/l	3.2	3.4	3.3	3.14	3.17	3.71	3	3
KOI _k	mg/l	11.3	10.2	21.4	11.60	10.74	11.66	3	4
Oxigén háztartás								4.0	4.0
Ammónium-N (NH ₄ ⁺ -N)	mg/l	0.030	0.060	0.075	0.043	0.044	0.061	5	5
Nitrit-N (NO ₂ ⁻ -N)	mg/l	0.009	0.009	0.031				3	
Nitrát-N (NO ₃ ⁻ -N)	mg/l	1.3	1.2	0.6	1.7	1.7	1.7	4	4
Összes N	mg/l	2.3	2.3	3.6	2.7	2.7	2.8	3	4
Orto-foszfát (PO ₄ -P)	μg/l	43.5	44.5	48.0	52.5	55.4	48.9	5	4
Összes foszfor	μg/l	60	125	75	71	57	54	4	5
Növényi tápanyagok								4.0	4.4
Cd	μg/l	0.005	0.013	0.008	0.018	0.019	0.020	5	5
Hg	μg/l	0.038	0.043	0.038	0.03	0.12	0.07	5	5
Ni	μg/l	2.32	2.59	2.58	1.95	1.90	1.98	5	5
Pb	μg/l	0.01	0.01	0.04	0.05	0.09	0.05	5	5
Fémek								5.0	5.0
Zn	μg/l	7.19	9.66	11.92	9.20	11.18	10.98	5	5
Cu	μg/l	2.12	2.16	2.48	4.05	4.54	4.61	5	5
Cr	μg/l	0.95	0.92	1.49	0.30	0.27	0.27	5	5
As	μg/l	1.43	1.30	1.26	1.46	1.44	1.24	5	5
Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)								5.0	5.0
Duna (HURWAEP444 VÍZTEST) adott szakaszának fizikai-kémiai paraméterek ökológiai szempontok szerinti VKI minősítése								jó állapotú	jó állapotú

12.3.1-1. táblázat: Felvízi dunai szelvények vízminőségi vizsgálatainak VKI szerinti minősítése

DUNAFÖLDVÁRI SZELVÉNY MINŐSÍTÉSE VKI SZERINT

- A **savasodási** állapotot a vizsgálati eredmények időszak átlaga alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- A **sótartalom** állapotot a vizsgálati eredmények időszak átlaga alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- Az **oxigénháztartás** állapotának osztály érték átlaga 4,0. A VKI értékelés alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A **növényi tápanyagok** állapotának osztály érték átlaga 4.0. A VKI értékelés metodikája alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A **fémek** állapotának osztály érték átlaga 5. A VKI értékelés metodikája alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.

A Duna Dunaföldvári szakaszát (1560.6 fkm) a 2013. év második felében elvégzett vízminőségi vizsgálatok alapján ökológiai szempontból jó állapotúnak, specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek) szempontjából jó, megfelelő állapotúnak minősíthetjük.

PAKS KOMP SZELVÉNY MINŐSÍTÉSE VKI SZERINT

- A **savasodási** állapotot a vizsgálati eredmények időszak átlaga alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A **sótartalom** állapotot a vizsgálati eredmények időszak átlaga alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- Az **oxigénháztartás** állapotának osztály érték átlaga 4,0. A VKI értékelés alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A **növényi tápanyagok** állapotának osztály érték átlaga 4,4. A VKI értékelés metodikája alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A **fémek** állapotának osztály érték átlaga 5. A VKI értékelés metodikája alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.

A Duna Paks hajóállomás szakaszát (1533.5 fkm) a 2012. évben elvégzett havi vízminőségi vizsgálatok alapján ökológiai szempontból jó állapotúnak, specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek) szempontjából jó, megfelelő állapotúnak minősíthetjük.

A FELVÍZI DUNA SZELVÉNYEK MINŐSÍTÉSE

Dunaföldvár	1560.6 fkm	jó állapot
Paks komp	1533.5 fkm	jó állapot

12.3.1-2. táblázat: Felvízi dunai szakasz (1560.6-1533.5 fkm) VKI minősítése

Duna (HURWAEP444 VÍZTEST) 1560,6-1533,5 fkm szakasza a fizikai-kémiai paraméterek VKI szerinti minősítésének eredménye alapján a jó állapotba tartozik.

12.3.1.2 Fitoplankton

A Duna felvízi szakaszán a dunaföldvári szelvényben 2013-ban két alkalommal, augusztus 27-én és október 11-én, három mintavételi ponton (bal part (P50DFP12), közép (P50DFP13), jobb part (P50DFP11)), a paksi szelvényben 2012-ben öt alkalommal, március 22-én, június 27-én, augusztus 28-án szeptember 26-án és november 14-én, három mintavételi ponton (bal part (PLDFP12), közép (PLDFP13), jobb part (PLDFP11)) vettünk merített fitoplankton mintákat.

TAXONOK	PLDFP12	PLDFP13	PLDFP11
	Paks: komp		
	bal	közép	jobb
	2012.03.22	2012.03.22	2012.03.22
SUM piko	45	44	29
SUM nano	10	6	2
SUM Flagellatae	106	110	94
SUM Chroococcales	0	2	0
SUM Oscillatoriales	2	7	4
SUM Nostocales	0	0	0
SUM Euglenophyta	25	0	0
SUM Cryptophyta	295	130	113
SUM Dinophyta	0	0	0
SUM Chrysophyceae	132	228	113
SUM Xanthophyceae	0	0	0
SUM Centrales	10943	13208	13772
SUM Pennales	302	358	336
SUM Volvocales	164	245	200
SUM Chlorococcales	64	60	47
SUM Ulothricales	1	1	6
SUM Desmidiaceae	0	0	0
SUM Zygnematales	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	12088	14398	14717
a-klorofill koncentráció (µg/l)	20,5	21,3	20,7
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	0,170	0,148	0,141
trofitás-fok	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)

12.3.1-3. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna felvízi szakaszán a márciusi mintavétel során

TAXONOK	PLDFP12	PLDFP13	PLDFP11
	Paks komp		
	bal	közép	jobb
	2012.06.27	2012.06.27	2012.06.27
SUM piko	44	19	29
SUM nano	6	10	26
SUM Flagellatae	85	105	36
SUM Chroococcales	5	0	0
SUM Oscillatoriales	0	0	6
SUM Nostocales	0	40	0
SUM Euglenophyta	0	0	2
SUM Cryptophyta	94	163	53
SUM Dinophyta	0	0	41
SUM Chrysophyceae	27	93	0
SUM Xanthophyceae	2	0	0
SUM Centrales	1825	1643	1609
SUM Pennales	37	176	86
SUM Volvocales	43	170	51
SUM Chlorococcales	170	135	269
SUM Ulothricales	0	0	0
SUM Desmidiates	0	0	0
SUM Zygnematales	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	2337	2555	2209
a-klorofill koncentráció (µg/l)	11,1	10,4	11,8
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	0,475	0,407	0,534
trofitás-fok	4 (m)	3 (o-m)	4 (m)

12.3.1-4. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna felvízi szakaszán a júniusi mintavétel során

TAXONOK	P50DFP12	P50DFP13	P50DFP11	PLDFP12	PLDFP13	PLDFP11
	Dunaföldvár			Paks komp		
	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb
	2013.08.27	2013.08.27	2013.08.27	2012.08.28	2012.08.28	2012.08.28
SUM piko	19	48	10	41	36	22
SUM nano	9	11	5	12	3	0
SUM Flagellatae	9	39	31	23	88	6
SUM Chroococcales	0	0	0	195	0	0
SUM Oscillatoriales	1	3	13	1	0	0
SUM Nostocales	0	0	0	0	0	0
SUM Euglenophyta	0	0	0	0	0	0
SUM Cryptophyta	294	49	77	198	177	98
SUM Dinophyta	17	5	0	12	170	0
SUM Chrysophyceae	0	0	0	18	20	0
SUM Xanthophyceae	0	0	0	0	0	0
SUM Centrales	1180	4796	227	8390	13141	2687
SUM Pennales	25	15	37	8	19	17
SUM Volvocales	60	173	1	42	146	21
SUM Chlorococcales	128	378	59	241	225	54
SUM Ulothricales	0	1	1	0	0	0
SUM Desmidiates	0	0	0	0	0	85
SUM Zygnematales	0	0	0	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	1743	5517	459	9181	14025	2990
a-klorofill koncentráció (µg/l)	3,0	11,8	5,9	28,4	44,4	29,6
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	0,172	0,214	1,284	0,309	0,317	0,990
trofitás-fok	2 (o)	4 (m)	3 (o-m)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)

12.3.1-5. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna felvízi szakaszán az augusztusi mintavétel során

TAXONOK	P50DFP12	P50DFP13	P50DFP11	PLDFP12	PLDFP13	PLDFP11
	Dunaföldvár			Paks komp		
	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb
	2013.10.11	2013.10.11	2013.10.11	2012.09.26	2012.09.26	2012.09.26
SUM piko	6	6	6	10	10	7
SUM nano	0	3	0	0	2	0
SUM Flagellatae	1	0	4	8	11	11
SUM Chroococcales	0	0	0	0	0	0
SUM Oscillatoriales	0	12	6	0	0	11
SUM Nostocales	0	0	0	0	0	0
SUM Euglenophyta	0	0	0	0	0	5
SUM Cryptophyta	35	54	11	37	7	64
SUM Dinophyta	0	0	0	0	0	0
SUM Chrysophyceae	0	0	0	2	0	0
SUM Xanthophyceae	0	0	0	0	0	0
SUM Centrales	18	138	17	155	165	140
SUM Pennales	1	0	0	2	23	4
SUM Volvocales	1	0	0	0	0	15
SUM Chlorococcales	0	6	0	14	15	7
SUM Ulothricales	0	0	0	0	0	0
SUM Desmidiaceae	0	0	0	0	9	0
SUM Zygnematales	0	0	0	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	64	220	45	228	241	265
a-klorofill koncentráció (µg/l)	<0,1	<0,1	<0,1	1,2	0,6	1,2
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	-	-	-	0,526	0,249	0,453
trofitás-fok	1 (u-o)	1 (u-o)	1 (u-o)	2 (o)	1 (u-o)	2 (o)

12.3.1-6. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna felvízi szakaszán az ősz (2012.szeptember, 2013. október) mintavétel során

TAXONOK	PLDFP12	PLDFP13	PLDFP11
	Paks komp		
	bal	közép	jobb
	2012.11.14	2012.11.14	2012.11.14
SUM piko	6	6	10
SUM nano	0	3	0
SUM Flagellatae	13	3	2
SUM Chroococcales	0	0	0
SUM Oscillatoriales	0	21	4
SUM Nostocales	0	0	0
SUM Euglenophyta	0	0	0
SUM Cryptophyta	122	53	114
SUM Dinophyta	0	0	0
SUM Chrysophyceae	0	9	7
SUM Xanthophyceae	0	0	0
SUM Centrales	73	279	13
SUM Pennales	4	0	69
SUM Volvocales	0	0	0
SUM Chlorococcales	3	22	11
SUM Ulothricales	0	0	0
SUM Desmidiaceae	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	221	397	230
a-klorofill koncentráció (µg/l)	0,6	1,8	2,4
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	0,271	0,453	1,045
trofitás-fok	1 (u-o)	2 (o)	2 (o)

12.3.1-7. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna felvízi szakaszán a novemberi mintavétel során

A Duna dunaföldvári szelvényében 2013. augusztus 27-én a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 1.74 mg/l, 0.55 mg/l és 0.46 mg/l, az a-klorofill koncentráció 3.0 µg/l, 11.8 µg/l és 5.9 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a 2 (oligotróf), a 4 (mezotróf) és a 3 (oligo-mezotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a

Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (67.7%, 86.9% és 49.4%) voltak. A főként Rhodomonas-fajok által képviselt barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta) részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 16.9%, 0.9% és 16.7%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 7.4%, 6.8% és 12.9% volt.

A Duna dunaföldvári szelvényében 2013. október 11-én a fitoplankton biológiai állapota a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.064 mg/l, 0.22 mg/l és 0.045 mg/l, az a-klorofill koncentráció mindhárom mintavételi ponton a kimutathatóság alatti érték (<0,1mg/l) volt, amely utóbbiak az 1 (ultra-oligotróf) fokozatnak felelnek meg. A fitoplankton biológiai állapota legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (28.7%, 62.6% és 25.5%) voltak. A főként Rhodomonas-fajok által képviselt barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta) részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 55.7%, 24.6% és 16.7% volt.

2012. március 22-én a **paksi komp szelvényében** a fitoplankton biológiai állapota a bal part, közép, jobb part sorrendben 12.1 mg/l, 14.4 mg/l és 14.7 mg/l, az a-klorofill koncentráció 20.5 µg/l, 21.3 µg/l és 20.7 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton az 5 (mezo-eutróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biológiai állapota legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (90.5%, 91.7% és 93.6%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 2.2%, 2.5% és 2.3%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 1.1%, 1.6% és 0.8%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 2.4%, 0.9% és 0.8%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 0.9%, 0.8% és 0.6%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.4%, 1.7% és 1.4%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 0.5%, 0.4% és 0.3% volt.

2012. június 27-én a fitoplankton biológiai állapota a bal part, közép, jobb part sorrendben 2.3 mg/l, 2.6 mg/l és 2.2 mg/l, az a-klorofill koncentráció 11.1 µg/l, 10.4 µg/l és 11.8 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a bal- és jobb parton a 4 (mezotróf), a sodorvonalban a 3 (oligo-mezotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biológiai állapota legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (78.1%, 64.3% és 72.9%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 1.6%, 6.9% és 3.9%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 1.1%, 3.6% és 0.0%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 4.0%, 6.4% és 2.4%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 3.6%, 4.1% és 1.6%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.8%, 6.7% és 2.3%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 7.3%, 5.3% és 12.2% volt. A piko-algák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 1.9%, 0.7% és 1.3% volt.

A **Duna paksi szelvényében** 2012. augusztus 28-án a fitoplankton biológiai állapota a bal part, közép, jobb part sorrendben 9.2 mg/l, 14.0 mg/l és 3.0 mg/l, az a-klorofill koncentráció 28.4 µg/l, 44.4 µg/l és 29.6 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) valamennyi mintavételi ponton az 5 (mezo-eutróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biológiai állapota legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (91.4%, 93.7% és 89.9%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.1%, 0.1% és 0.6%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.2%, 0.1% és 0.0%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 2.2%, 1.3% és 3.3%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 0.3%, 0.6% és 0.2%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 0.5%, 1.0% és 0.7%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 2.6%, 1.6% és 1.8% volt. A piko-algák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.4%, 0.3% és 0.7% volt.

A Duna paksi szelvényében 2012. szeptember 26-án a fitoplankton biológiai állapota a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.2 mg/l, 0.2 mg/l és 0.3 mg/l, az a-klorofill koncentráció 1.2 µg/l, 0.6 µg/l és 1.2 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a sodorvonal mintavételi ponton az 1 (ultra-oligotróf), a parti mintavételi pontokon a 2 (oligotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biológiai állapota legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (68.0%, 68.4% és 53.0%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.7%, 9.4% és 1.5%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.9%, 0.0% és 0.0%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 16.2%, 3.0% és 24.0%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 3.6%, 4.6% és 4.2%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 0.0%, 0.0% és 5.6%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 6.3%, 6.0% és 2.6% volt. A piko-algák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 4.2%, 3.9% és 2.6% volt.

2012. november 14-én a Duna paksi-komp szelvényében a fitoplankton biológiai állapota a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.2 mg/l, 0.4 mg/l és 0.2 mg/l, az a-klorofill koncentráció 0.6 µg/l, 1.8 µg/l és 2.4 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a bal parti mintavételi ponton az 1 (ultra-

oligotróf), a sodorvonali és a jobb parti mintavételi pontokon a 2 (oligotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (32.9%, 70.3% és 5.5%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 1.6%, 0.1% és 30.1%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.0%, 2.4% és 2.9%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 55.1%, 13.4% és 49.7%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 6.0%, 0.8% és 0.9%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.3%, 5.4% és 4.6% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 2.9%, 1.6% és 4.1% volt.

A mintavételek eredménye alapján megállapítható, hogy a felvízi szakaszon a fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői minden időszakban a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák. A mintavételi egységek biomassa és klorofill-a koncentrációja még azonos időszakban is jelentősebb szórást mutatnak. A 2012. és 2013. évi mintavételek eredményei azt jelzik, hogy 2012-ben magasabb biomassa értékek voltak jellemzőek azonos időszakban. Ugyanakkor az évek közötti eltéréseknél időszakonként jelentősen nagyobb változások regisztrálhatók. Ez egyúttal megerősíti azt a tényt, hogy a két különböző évben vett minták eredményei egymást erősítik, azok hosszabb időskira vonatkoztatva is helytálló eredményeket szolgáltatnak. A legmagasabb biomassa értékkel jellemezhető időszak a március és augusztus, míg a legalacsonyabb biomassa értékek szeptember/október hónapokban és novemberben adódtak.

A FELVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A FITOPLANKTON ALAPJÁN

Az alábbi táblázatban a felvízi-szakaszon a dunaföldvári- és paksi-szelvények mintaegységeinek EQR értékeit és ökológiai állapot minősítését foglaltunk össze.

Mintaegység	2012.03.22		2012.06.27		2012.08.28; 2013.08.27		2012.09.26; 2013.10.11		2012.11.14	
	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)
P50DFP12					0,824	kiváló	0,835	kiváló		
P50DFP13					0,769	jó	0,83	kiváló		
P50DFP11					0,780	jó	0,8	jó		
Átlag évszak 2013					0,791	jó	0,822	kiváló		
PLDFP12	0,712	jó	0,765	jó	0,633	jó	0,852	kiváló	0,828	kiváló
PLDFP13	0,707	jó	0,763	jó	0,497	mérsékelt	0,863	kiváló	0,839	kiváló
PLDFP11	0,715	jó	0,756	jó	0,629	jó	0,818	kiváló	0,838	kiváló
Átlag évszak 2012	0,711	jó	0,761	jó	0,586	mérsékelt	0,844	kiváló	0,835	kiváló
Átlag évszak 2012-2013	0,711	jó	0,761	jó	0,689	jó	0,833	kiváló	0,837	kiváló
Szakasz minősítése	0,766				jó					

12.3.1-8. táblázat: A felvízi-szakasz fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése.

A felvízi-szakasz ökológiai állapotának jellemzésére a fajösszetétel alapján számított NQR- és a fitoplankton biomasszával arányos a-klorofill koncentrációt is figyelembevevő HRPI-indexet használtuk. Abban az esetben, amennyiben a klorofill tartalom nincs kimutatható koncentrációban, értéke automatikusan a legmagasabb (1) értéket veszi fel. Az egyes mintavételi pontok minősítésének - egyetlen élőlénycsoport esetében sem - nincs önmagában információ tartalma az adott szakaszra vonatkozóan, azonban az eredmények szemléletesebbé tétele érdekében a táblázatban jeleztük az EQR érték mellett a hozzá tartozó minősítést is.

A mintahelyek EQR értékei évszakos trendet jeleznek. Márciusban és júniusban a minősítés értékei egyaránt jó állapotot mutatnak. Az augusztusi mintavétel eredményei 2012-ben mérsékelt állapotúak, 2013-ban ugyanarra az időszakra a dunaföldvári szelvényben jó állapot jellemző. A szeptember/októberi minták eredményei mindkét évben kiváló állapotot mutatnak, és ugyanez érvényes a novemberi minták eredményeire is.

A felvízi szakasz mintaegységeinek ökológiai állapotértékelése alapján a következő megállapításokat lehet tenni.

- (1) Az egyes mintaegységek között adott mintavételi időszakban is lehetnek osztálykülönbségnyi eltérések.
- (2) A vizsgált szelvényekben a legmagasabb biomassa érték jellemzően a sodorvonalban mérhető minden időszakban, ugyanakkor ez az eltérés nem olyan mértékű, ami osztálykülönbségnyi változást okozna a keresztzelvény szerint.
- (3) Osztálykülönbségnyi eltérés az egyes évek azonos időszakában vett minták között is kimutatható volt.
- (4) A FP biomassa évszakos dinamikáját a minősítés értékei jól tükrözik.

A fenti tények azt támasztják alá, hogy stabil eredményt a lehető legtöbb adat átlagos értékeinek felhasználásával készített minősítés nyújt. Ugyanakkor a VKI robusztus, ötfokozatú skálája a finomabb változásokra nem érzékeny. A hatásvizsgálat szempontjából a legkritikusabb állapotot a nyári időszak jelenti. Ezeknek megfelelően a szakasz VKI szempontú ökológiai állapotértékelését a mintaegységek átlaga alapján határoztuk meg.

A felvízi szakasz ökológiai állapota a fitoplankton alapján jó.

12.3.1.3 Fitobenton

A Duna felvízi szakaszán a dunaföldvári szelvényben 2013-ban két alkalommal, augusztus 27-én és október 11-én, két mintavételi ponton (bal part (P50DFB12), jobb part (P50DFB11)), míg a paksi szelvényben 2012-ben szintén két alkalommal, augusztus 28-án és szeptember 26-án, két mintavételi ponton (bal part (PLDFB12), jobb part (PLDFB11)) vettünk fitobenton mintákat.

TAXONOK	P50DFB12	P50DFB11	PLDFB12	PLDFB11
	Dunaföldvár		Paks komp	
	bal	jobb	bal	jobb
	2013.08.27	2013.08.27	2012.08.28	2012.08.28
Relatív abundancia (%)				
CENTRALES				
SUM Centrales	66,6	63,4	63,7	44,0
PENNALES				
SUM Fragilariaceae	0,7	0,0	3,6	4,6
SUM Eunotiaceae	0,0	0,0	0,0	0,0
SUM Achnanthaceae	1,4	0,9	12,1	7,8
SUM Naviculaceae	11,0	8,1	14,1	35,1
SUM Bacillariaceae	20,0	27,7	5,2	7,3
SUM Epithemiaceae	0,0	0,0	0,0	0,0
SUM Surirellaceae	0,3	0,0	0,3	0,2
SUM Pennales spp. (egyéb)	0,0	0,0	1,0	0,9
SUM	100,0	100,0	100,0	100,0
IPS index	5,97	5,56	12,30	12,47

12.3.1-9. táblázat: A felvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata a nyári mintavétel során

A Duna dunaföldvári szelvényének bal parti mintavételi pontján 2013. augusztus 27-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 66.6%-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 34.5% volt. A Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú (67.0%) összetevői a Bacillariaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyek közül a Nitzschia palea részesedése 8.6% volt. A Naviculaceae-családot (11.0%) Amphora-, Gomphonema- és Navicula-fajok képviselték.

A Duna dunaföldvári szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2013. augusztus 27-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 63.4%-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 25.5% volt. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részesedése 36.6% volt. Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú (27.7%) összetevői a Bacillariaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyek közül a Nitzschia palea részesedése 14.0% volt. A Naviculaceae-családot (8.1%) Amphora-, Gomphonema- és Navicula-fajok képviselték.

A Duna paksi szelvényének bal parti mintavételi pontján 2012. augusztus 28-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 63.7 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a

Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 10.8% volt. A Stephanodiscus hantzschii részesedése 6.9% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 14.1% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Navicula tripunctata (3.6%), a Navicula lanceolata (1.0%) az Amphora pediculus (1.6%), az Amphora libyca (1.3%), a Reimeria sinuata (1.0%), valamint Gomphonema-fajok (1.0%) voltak. Az Achnanthaceae-család részesedése 12.1% volt. Az Achnanthaceae-családot, az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (7.8%) és a Cocconeis placentula (3.9%) képviselték. A kizárólag Nitzschia-fajok által képviselt Bacillariaceae-család részesedése 5.2% volt. A Fragilaria-fajok (1.3%), valamint a Diatoma ehrenbergii (0.3%), a Diatoma mesodon (0.7%), a Diatoma moniliformis (0.3%), a Diatoma vulgaris (0.3%) és az Asterionella formosa (0.7%) által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 3.6% volt.

A Duna paksi szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2012. augusztus 28-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 44.0 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 3.4% volt. A Stephanodiscus hantzschii részesedése 3.7% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 35.1% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Navicula recens (10.3%), a Navicula tripunctata (4.6%), a Navicula goeppertiana (1.8%), az Amphora pediculus (3.9%), az Amphora libyca (0.9%), a Gyrosigma acuminatum (1.6%), valamint Gomphonema-fajok (1.1%) voltak. Az Achnanthaceae-család részesedése 7.8% volt. Az Achnanthaceae-családot, az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (3.7%), Achnanthes-fajok (1.4%) és a Cocconeis placentula (2.8%) képviselték. A kizárólag Nitzschia-fajok által képviselt Bacillariaceae-család részesedése 7.3% volt. A Fragilaria pinnata (1.1%) és egyéb Fragilaria-fajok (1.5%), valamint a Diatoma mesodon (0.7%), a Diatoma moniliformis (0.7%), a Diatoma vulgaris (0.2%) és az Asterionella formosa (0.2%) által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 4.6% volt.

TAXONOK	P50DFB12	P50DFB11	PLDFB12	PLDFB11
	Dunaföldvár		Paks komp	
	bal	jobb	bal	jobb
	2013.10.11	2013.10.11	2012.09.26	2012.09.26
Relatív abundancia (%)				
CENTRALES				
SUM Centrales	5,4	57,0	13,3	17,6
PENNALES				
SUM Fragilariaceae	0,0	1,2	1,0	1,2
SUM Achnanthaceae	1,5	6,6	5,8	6,1
SUM Naviculaceae	39,4	20,9	59,4	48,0
SUM Bacillariaceae	52,5	12,4	18,5	26,2
SUM Surirellaceae	1,2	0,4	1,0	0,4
SUM Pennales spp. (egyéb)	0,0	1,6	1,0	0,4
SUM	100,0	100,0	100,0	100,0
IPS index	15,48	10,24	10,08	8,44

12.3.1-10. táblázat: A felvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata az őszi mintavétel során

A Duna dunaföldvári szelvényének bal parti mintavételi pontján 2013. október 11-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 5.4%-át a Centrales-rendbe, 94.6%-át a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák alkották. A Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú (52.5%) összetevői a Bacillariaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyek közül a Nitzschia dissipata részesedése 38.6% volt. A Naviculaceae-családot (39.4%) Amphora-, Gomphonema- és Navicula-fajok képviselték.

A Duna dunaföldvári szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2013. október 11-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 57.0%-át a Centrales-rendbe, 43.0%-át a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák alkották. A Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú (20.9%) összetevői az Amphora-, Gomphonema- és Navicula-fajok által képviselt Naviculaceae-taxonok voltak. A Bacillariaceae-család részesedése 12.4% volt, amelyek közül a Nitzschia dissipata relatív abundanciája 6.6% volt.

A Duna paksi szelvényének bal parti mintavételi pontján 2012. szeptember 26-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 13.3 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 3.2% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája

59.4% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a *Navicula recens* (9.7%), a *Navicula recens* forma (7.8%), a *Navicula erifuga* (7.1%), a *Navicula lanceolata* (5.5%), a *Navicula viridula* var. *rostellata* (4.9%), a *Navicula tripunctata* (3.6%), a *Navicula goeppertiana* (1.3%), a *Navicula veneta* (1.3%), és egyéb *Navicula*-fajok (8.4%), az *Amphora pediculus* (1.3%), a *Cymbella silesiaca* (1.0%), a *Gyrosigma scalpoides* (1.9%) és egyéb *Gyrosigma*- (1.6%), valamint *Gomphonema*-fajok (1.6%) voltak. A kizárólag *Nitzschia*-fajok által képviselt *Bacillariaceae*-család részesedése 18.5% volt. A *Bacillariaceae*-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a *Nitzschia dissipata* (4.5%), a *Nitzschia palea* (3.2%), a *Nitzschia recta* (2.9%), a *Nitzschia gisela* (2.9%) és a *Nitzschia* (*Lanceolatae*) spp. (3.9%) voltak. Az *Achnanthaceae*-család részesedése 5.8% volt. Az *Achnanthaceae*-családot, az *Achnanthidium minutissimum* (= *Achnanthes minutissima*) (1.3%), *Achnanthes*-fajok (0.6%), a *Cocconeis placentula* (3.6%) és a *Cocconeis pediculus* (0.3%) képviselték. A kizárólag *Fragilaria*-fajok által képviselt *Fragilariaceae*-család részesedése 1.0% volt.

A Duna paksi szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2012. szeptember 26-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 17.6 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett *Centrales*-kovaalgák alkották, amelyek közül a *Cyclotella meneghiniana* relatív abundanciája 0.8%, az egyéb *Cyclotella*-fajoké 4.1% volt. A *Stephanodiscus hantzschii* részesedése 1.2%, az egyéb *Stephanodiscus*-fajoké 2.0% volt. A *Pennales*-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a *Naviculaceae*-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 48.0% volt. A *Naviculaceae*-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a *Navicula recens* (5.7%), a *Navicula recens* forma (4.9%), a *Navicula erifuga* (5.3%), a *Navicula cryptocephala* (4.5%), a *Navicula viridula* var. *rostellata* (4.5%), a *Navicula lanceolata* (2.5%), a *Navicula tripunctata* (2.5%), a *Navicula halophila* (1.6%), a *Navicula veneta* (1.3%), a *Navicula* (*Minusculae*) spp. (1.2%) és egyéb *Navicula*- (11.9%) és *Amphora*-fajok (1.2%) voltak. A kizárólag *Nitzschia*-fajok által képviselt *Bacillariaceae*-család részesedése 26.2% volt. A *Bacillariaceae*-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a *Nitzschia palea* (14.3%), a *Nitzschia dissipata* (4.5%), a *Nitzschia* sp. (aff. *supralittorea*) (1.2%) és a *Nitzschia* (*Lanceolatae*) spp. (4.9%) voltak. Az *Achnanthaceae*-család részesedése 6.1% volt. Az *Achnanthaceae*-családot, az *Achnanthidium minutissimum* (= *Achnanthes minutissima*) (3.3%), az *Achnanthes lanceolata* (0.8%), és a *Cocconeis placentula* (2.0%) képviselték. Az *Asterionella formosa* (0.4%), a *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae* (0.4%) és a *Tabellaria flocculosa* (0.4%) által képviselt *Fragilariaceae*-család részesedése 1.2% volt.

A FELVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A FITOBENTON ALAPJÁN

Az alábbi táblázatban a felvízi-szakaszon a dunaföldvári- és paksi-szelvények mintaegységeinek EQR értékeit és ökológiai állapotminősítését foglaltunk össze.

Mintaegység	2012.08.28; 2013.08.27		2012.09.26; 2012.10.11	
	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)
P50DFB12	0,234	gyenge	0,736	jó
P50DFB11	0,213	gyenge	0,46	mérsékelt
Átlag évszak 2013	0,224	gyenge	0,598	mérsékelt
PLDFB12	0,569	mérsékelt	0,451	mérsékelt
PLDFB11	0,577	mérsékelt	0,365	gyenge
Átlag évszak 2012	0,573	mérsékelt	0,408	mérsékelt
Átlag évszak 2012-2013	0,398	gyenge	0,503	mérsékelt
Szakasz minősítése	0,451		mérsékelt	

12.3.1-11. táblázat: A felvízi-szakasz fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése.

A mintaegységek minősítési értéke alapján megállapítható, hogy

- (1) a jobb és a bal parti minták között azonos időszakban is előfordul osztálykülönbségnyi eltérés mind a dunaföldvári, mind a paks/komp szelvényben.
- (2) A nyári mintavételi időszakban a 2013-ban mintázott dunaföldvári szelvény egy osztállyal gyengébb eredményt jelez, mint a 2012-ben mintázott paks komp szelvény, míg ősszel nincs osztálykülönbség, ugyanakkor a dunaföldvári szelvény EQR értéke némileg jobb állapotot tükröz.
- (3) A szakasz minősítési értékei összhangban állnak a 2009-2010-ben végzett vizsgálatok eredményeivel (v.ö. 12.1.5-4. táblázat).

A fenti tények - hasonlóan a fitoplanktonnál írtakkal azt támasztják alá, hogy stabil eredményt a lehető legtöbb adat átlagos értékeinek felhasználásával készített minősítés nyújt. A VKI robusztus, öt fokozatú skálája a finomabb változásokra nem érzékeny. Ezeknek megfelelően a felvízi-szakasz fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítését a dunaföldvári- és paksi-szelvények bal-, ill. jobb parti mintavételi pontjaira megállapított nyári és őszi EQR-értékek átlagaként határoztuk meg.

A felvízi szakasz ökológiai állapota a fitobenton alapján mérsékelt.

12.3.1.4 Makrofita

A felvízi, kontrollnak tekinthető paksi szakaszon a makrofiton mintavételt 2013-ban két - nyári és őszi - időpontban végeztünk. Itt 4 db, egyenként 100 méter hosszúságú, összesen 400 méter mintaegységet vizsgáltunk mind a jobb, mind a bal parti területen. A Duna megfelelő oldalára vonatkozó adatokat összevontuk. A mintavételi alegységek között különböző élőhelytípusok szerepeltek. A nyári és őszi mintavételek során a mintavételi alegységek azonosak voltak. A nyári és őszi felmérés során a Duna paksi szakaszán kijelölt 2 mintaegységben összesen 9 fajt azonosítottunk (12.3.1-12. táblázat).

Tudományos név	Magyar név	P50DMF1.1	P50DMF1.2
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Amerikai kőris	1	1
<i>Rorippa sylvestris</i>	Erdei kányafű	2	1
<i>Populus alba</i>	Fehér nyár	2	2
<i>Juncus articulatus</i>	Fülemüleszittyó	2	
<i>Salix alba</i>	Fehér fűz	3	2
<i>Salix fragilis</i>	Törékeny fűz	5	4
<i>Rubus cf. caesius</i>	Hamvas szeder	5	
<i>Aster lanceolatus</i>	Lándzsás őszirózsa		2
<i>Lolium perenne</i>	Angolperje		4
FAJSZÁM		7	7

12.3.1-12. táblázat: A paksi, felvízi szakaszon előkerült makrofiton fajok és becsült DAFOR mennyiségük

A mintavételi szelvényben előkerült fajok közül egy sem védett. A fajok közül több is idegenhonosnak számít (amerikai kőris, lándzsás őszirózsa), amelyek tömeges megjelenése a terület zavartságára utal.

A vizsgált szakasz a HUDD20023 Tolnai Duna megnevezésű SCI terület része. A terület jelölő növényfaja a Kúszó celler (*Apium repens* (Jacq.) Lagesca) [12-46]. A faj nem került elő a mintavételi szakaszon.

A FELVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A MAKROFITONOK ALAPJÁN

Elvégeztük a szakasz makrofiton alapú ökológiai vízminősítését a VKI szempontrendszerének megfelelően, a Magyarországon elfogadott makrofiton módszer alapján (Lukács et al. [12-28]). A minősítéshez a négy mintaegység összesen 400 méter hosszúságú szelvényének összesített adatait használtuk. Szakmailag a minősítés szempontjából az eredmények kis megbízhatóságúak, mivel a folyamatok mentén - így jelen mintavétel során is - a makrofitonok csak kis mennyiségben jelennek meg, értékelésük alapján meghatározott ökológiai állapot bizonytalan. Ennek ellenére a minősítést elvégeztük mind a felvízi, mind az alvízi szakaszokon. Ezt jelzi az a tény, hogy a mintavételi szelvényben megjelenő növényfajok száma és azok mennyisége nem tette lehetővé a pontos minősítést, mivel nem érte el a minimális értéket. Így a kapott értékek csak tájékoztató jellegűek. Ezen bizonytalanságok miatt a környezeti hatás megállapítása érdekében elvégeztük a teljes vizsgálati szakaszra vonatkozóan az adatok finomabb skálájú elemzését is, amit a 12.3.4.4 fejezetben mutatunk be.

	Összesített DAFOR köbös érték	Fajszám
A (indikátor fajok)	8	1
B (közömbös fajok)	129,5	2
C (zavarásjelző fajok)	8	1
SUM	145,5	4
Referencia Index	0	
EQR érték	0.5	
Minősítés	mérsékelt	

12.3.1-13. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári és őszi mintavétel alapján a felvízi szakaszon a makrofiton adatok alapján

A minősítés során a fajlistából 5 fajt azonosítottunk, amelynek van indikációs képessége.

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy a melegvízzel nem érintett felvízi szakasz ökológiai állapota a makrofitonok alapján mérsékelt.

12.3.1.5 Makrozoobenton

A felvízi, kontrollnak tekintett paksi szakaszon 2013-ban két alkalommal (nyáron és ősszel) történt vízi makrogerinctelen mintavétel, mind a jobb, mind a bal parton. A mintavételi egységek kijelölésénél figyelembe vettük a megadott követelményeket, a korábbi vizsgálatok mintavételi helyeit, valamint a helyszíni terepszemle során a mintavételi helyszín környezeti adottságait, mintavételre való alkalmasságát. A mintaegységeket több alegységre osztottuk. Az alegységek kijelölésének legfontosabb szempontja a vizsgálati cél szem előtt tartása, valamint a mintavétel reprezentativitása volt. Ennek megfelelően a mintavételi alegységeket különböző élőhelytípusú területeken jelöltük ki. A nyári és őszi mintavételek során összesen 27 különböző rangú makrogerinctelen taxont mutattunk ki (12.3.1-14. táblázat).

Taxonok	P50DMZB 11	P50DMZB 12
Vízi kevéssertéjű férgek (Oligochaeta)	9	9
Soksértéjű férgek (Polychaeta)		
<i>Hypania invalida</i> (GRUBE, 1860)	1	
Csigák (Gastropoda)		
<i>Borysthenia naticina</i> (MENKE, 1845)	13	
<i>Gyraulus albus</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	1	
<i>Fagotia acicularis</i> (FERRUSAC, 1823)	7	2
<i>Lithoglyphus naticoides</i> (C. PFEIFFER 1828)	1415	132
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (J. E. GRAY, 1841)		3
<i>Theodoxus fluviatilis</i> (LINNAEUS 1758)	3	3
<i>Valvata piscinalis</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	45	
<i>Viviparus acerosus</i> (BOURGUIGNAT, 1862)	1	
Kagylók (Bivalvia)		
<i>Corbicula fluminea</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	11	50
<i>Corbicula</i> sp.	2	
<i>Dreissena polymorpha</i> (PALLAS, 1771)	4	30
<i>Pisidium amnicum</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	23	
<i>Sphaerium rivicola</i> (LAMARCK, 1818)	1	
<i>Unio tumidus</i> RETZIUS, 1788	11	5
Rákok (Crustacea)		
<i>Corophium curvispinum</i> (SARS, 1895)	37	7
<i>Dikerogammarus</i> sp.	2	10
<i>Dikerogammarus villosus</i> (SOWINSKY, 1758)	23	62
<i>Limnomysis benedeni</i> CZERNIAVSKY, 1882	542	20
<i>Obesogammarus obesus</i> VIEUILLE, 1979	1	16
<i>Orconectes limosus</i> RAFINESQUE, 1872	1	
Szítakötők (Odonata)		
<i>Coenagrionidae</i>	1	
<i>Gomphus flavipes</i> (CHARPENTIER, 1825)	3	1
Poloskák (Heteroptera)		
<i>Sigara lateralis</i> (LEACH, 1817)		1
<i>Sigara striata</i> (LINNAEUS, 1758)		1
Kétszárnyúak (Diptera)		
<i>Chironominae</i>	30	3

12.3.1-14. táblázat: A felvízi, paksi szakaszon kimutatott makrogerinctelen taxonok listája

Az előkerült makrogerinctelen taxonok jelentős hányada invazív, ponto-kaszi eredetű erőteljesen és agresszívan terjeszkedő idegenhonos elem, melyek nagyon gyorsan képesek alkalmazkodni a változó környezeti viszonyokhoz, gyors reprodukciós képességgel rendelkeznek és egy részük komolyan fenyegetheti az őshonos faunát. Kiemelhető közülük a tömegesnek tekinthető kavics csiga (*Lithoglyphus naticoides*) a vándorkagyló, (*Dreissena polymorpha*), ázsiai kagyló (*Corbicula fluminea*) a rákok közül egy nagyon agresszív faj a *Dikerogammarus villosus*, amely gyakran ragadozó életmódot is folytat.

Mindkét mintavétel során előkerült a védett *Gomphus flavipes* szitakötőfaj is, kis egyedszámban. A HUDD20023 SCI terület jelölő makrozoobenton faja, a tompa folyamkagyló (*Unio crassus*) a mintavételek során nem került elő.

A minták denzitása között a paksi felvízi szelvényben (P50DMZB 11 és 12) volt különbség, melyet a jobb parton kimutatott kimagaslóan nagy denzitású *Lithoglyphus naticoides* kiugró egyedszáma okozott. Megállapítható volt, hogy a Duna bal partján vett mintákban kisebb volt az átlagos egyedszám a jobb partéhoz képest, ami valószínűleg az eltérő mederanyagnak és ezáltal a mikrohabitatok (élőhelyek) számának különbségéből adódhatott. Az említett csigafaj ún. invazív faj, mely gyorsan és nagy számban képes terjedni, így denzitásuk is általában kimagasló.

A jobb parton vett minták taxonszáma (hasonlóan a denzitáshoz) valamelyest nagyobb volt a bal parthoz képest, az okok hasonlóak lehettek, az egyedszámoknál leírtakhoz.

A diverzitási mutatók alapvetően az egyedszám és a taxonszám viszonyán alapuló értékek, azaz ahol nagyon magas a denzitás, de kevés taxon található (dominancia), ott általában kisebb diverzitással számolhatunk. Annak ellenére, hogy a jobb parton több taxon volt, mégis ebben a szelvényben a bal part adódott diverzebbnek, melyet a kavics csiga óriási denzitása okozott a jobb parton és ez a diverzitási mutató értékét nagyban befolyásolta.

A FELVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A VÍZI MAKROZOOBENTON ALAPJÁN

A mintavételi pontok ökológiai állapotértékelését egy, a VKI által előírt ún. multimetrikus index, a HMMI (Hungarian Macroinvertebrate Multimetric Index) alapján végeztük (Várbíró et al. [12-42], [12-43]) mely index az EU-s interkalibráción is megfelelt és ötosztályos EQR (Ecological Quality Ratio) minősítő skálája (1-5) alkalmasnak bizonyult a vízfolyások, így a Duna ökológiai állapotának értékelésére (12.3.1-15. táblázat).

	Nyár		Ősz	
Felvízi szakasz	HMMI EQR	Minősítés	HMMI EQR	Minősítés
P50DMZB 11	0.57	mérsékelt	0.46	mérsékelt
P50DMZB 12	0.58	mérsékelt	0.53	mérsékelt
Átlag:	HMMI EQR		Minősítés	
	0,53		mérsékelt	

12.3.1-15. táblázat: A felvízi szakasz ökológiai minősítése a nyári és az őszi makrogerinctelen minták alapján

A szelvények multimetrikus ökológiai minősítésében is megfigyelhető a szezonális különbség, azaz az őszi minták értékei általában kisebbek, bár jelen esetben minőségi osztálykülönbséget nem okozott.

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy a melegvízzel nem érintett felvízi szakasz ökológiai állapota a vízi makroszkopikus gerinctelen közösség alapján mérsékelt állapotú (HMMI EQR: 0.53).

12.3.1.6 Halak

A felvízi, kontrollnak tekinthető paksi szakaszon halközösség mintavételt 2013-ban két - nyári és őszi - időpontban végeztünk. Itt 4 db, egyenként 500 méter hosszúságú, összesen 2 000 méter mintaegységet vizsgáltunk mind a jobb, mind a bal parti területen. A mintavételi alegységek között egyaránt található természetes és kövezéses aljzatú (lásd 12.1.5-10. táblázat). A nyári és őszi mintavételek során a mintavételi alegységek azonosak voltak.

A nyári és őszi felmérés során a Duna paksi szakaszán kijelölt 4 mintaegységben összesen 28 faj 2 489 egyedének meghatározását végeztük el (12.3.1-16. táblázat).

Tudományos név	Magyar név	P50DH11	P50DH11	P50DH12	P50DH12
<i>Eudontomyzon mariae</i> (Berg, 1931)*	Dunai ingola	0	0	1	1
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Angolna	0	0	0	1
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Bodorka	1	1	1	1
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Domolykó	1	1	1	1
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	Jász	1	1	1	1
<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Balin	1	1	1	1
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Küsz	1	1	1	1
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	Karikakeszeg	1	0	1	1
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Dévékeszeg	0	0	0	1
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	Paduc	1	1	0	0
<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	Márna	0	0	0	1
<i>Romanogobio vladkovi</i> (Fang, 1943)*	Halványfoltú külő	1	0	1	1
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)*	Szivárványos ökl	0	0	1	1
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Ezüstkárász	1	1	0	1
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Ponty	0	1	0	1
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	Harcসা	0	1	1	0
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	Csuka	1	1	1	1
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	Menyhal	0	1	1	1
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Sügér	1	1	1	1
<i>Gymnocephalus baloni</i> Holčík & Hensel, 1974	Széles durbincs	0	1	1	1
<i>Gymnocephalus schraetser</i> (Linnaeus, 1758)	Selymes durbincs	1	0	0	1
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Süllő	1	0	1	1
<i>Zingel zingel</i> (Linné, 1766)*	Magyar bucó	0	1	0	0
<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	Tarka géb	1	1	1	1
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	Folyami géb	1	0	0	1
<i>Ponticola kessleri</i> (Günther, 1861)	Kessler-géb	1	1	1	1
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	Feketeszájú géb	1	1	1	1
<i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	Csupasztorkú géb	1	1	1	1
FAJSZÁM		18	18	19	25

12.3.1-16. táblázat: A paksi, felvízi szakaszon előkerült halfajok

A mintavételi szelvényben előkerült fajok közül négy (*Romanogobio vladkovi*, *Rhodeus amarus*, *Gymnocephalus baloni*, *Gymnocephalus schraetser*) védett, valamint kettő fokozottan védett (*Eudontomyzon mariae*, *Zingel zingel*).

A vizsgált szakasz a HUDD20023 Tolnai Duna megnevezésű SCI terület része. A terület hal jelölő fajai: *Eudontomyzon spp.*, *Rutilus virgo*, *Aspius aspius*, *Misgurnus fossilis*, *Umbra krameri*, *Gymnocephalus baloni*, *Gymnocephalus schraetser*, *Zingel zingel*, *Zingel streber* [12-47], [12-48]. Ezek közül a vizsgált szakaszon a 2012. évi mintavétel során az *Eudontomyzon mariae*, *Aspius aspius*, *Zingel zingel*, *Gymnocephalus baloni* és *G. schraetser* került elő. A *Rutilus virgo* a 2009. évi mintavétel során mind a felvízi, mind az alvízi szakaszon előkerült (SCIAP Kft. [12-37]), illetve szintén megtalálható volt kisebb egyedszámban a 2013. évi mintavétel során a távoli alvízi mintaszakaszon. A stagnofil *Misgurnus fossilis*, valamint *Umbra krameri* környezeti igényei miatt a Duna főmedrére nem jellemző. A *Misgurnus fossilis* 2 példányát 2003-ban a hidegvíz-csatornában fogtuk meg (Halasi-Kovács [12-14]). A *Zingel streber* kisebb egyedszámú előfordulására vonatkozóan éjszakai mintavételek alapján szintén mind a felvízi, mind az alvízi szakaszon van információnk (MVM ERBE [12-29]). Ez alapján megállapítható, hogy a főmederre jellemző NATURA 2000 jelölő halfajok a felvízi szakaszon kimutathatók.

A mintavételek során a kifogott egyedeken testhosszmérést nem végeztünk, mivel az így nyerhető többlet információ igen csekély, ugyanakkor a mintavételt jelentősen lassította, a költségeket pedig a többszörösére emelte volna. Emellett hangsúlyozni szükséges, hogy a VKI szerinti hazai protokoll is csak az ivadék korosztály elkülönítését írja elő, amit elvégeztünk.

A mintavételek során előfordult 28 fajból 24 fajnak kerültek elő ivadék példányai. Ez azt jelenti, hogy a fajok 86 %-a ivadék korosztályban is jelen van a szakaszon, ami a populációk stabilitását jelzi.

A meghatározott egyedek korcsoport szerinti eloszlását a mintavételi egységekben az alábbi táblázatok mutatják be.

NYÁR	Adult (db)	Ivadék (db)	Összesen (db)
P50DH11	330	85	415
P50DH11	343	41	384
P50DH12	238	74	312
P50DH12	159	56	215
ŐSZ	Adult (db)	Ivadék (db)	Összesen (db)
P50DH11	118	29	147
P50DH11	122	206	328
P50DH12	192	297	489
P50DH12	149	50	199

12.3.1-17. táblázat: A mintavételi egységek fogási eredményeinek alapadatai a nyári és az őszi mintavétel alapján

Az egységnyi (100 m) mintavételi hosszra jutó összes (adult+ivadék) fogási érték (CPUE) a nyári mintavételi eredmények alapján a jobboldali mintaegységekben átlagosan 79,9; kifejezetten magas értéket mutatott a korábbi vizsgálatok felvizi eredményeihez viszonyítva, míg a baloldali mintaegységek CPUE értéke átlagosnak tekinthető (52,7).

Mintaszelvények	CPUE (100 m)
"Felvíz" 2003-2004 (Halasi-Kovács 2005)	53,3
"Felvíz" 2009 (SCIAP 2010)	49,9
P50HD1.1.1-2	79,9
P50HD1.2.1-2	52,7

12.3.1-18. táblázat: A CPUE értékek összevetése a korábbi eredményekkel

A paksi, tehát a melegvíz kibocsátással nem érintett kontroll Duna-szakasz vizsgálatának eredménye azt mutatja, hogy a fogott fajok fajkészlete nagymértékű hasonlóságot mutat a korábbi vizsgálatok eredményeivel. Az egyes mintavételi alegységek között tapasztalható különbségeket az élőhelyi adottságok eltérései okozzák. A szakaszcél újból előkerült a fokozott természetvédelmi oltalom alatt álló *Eudontomyzon mariae*. A 2013. évben az ívás - kiemelten a korábban ívó halfajokat - sikeres volt, amit az ivadék fajok nagy hányada és az ivadék példányok magasabb száma bizonyít. Ezt a tényt ugyanakkor figyelembe kell venni az elmúlt évi mennyiségi adatokkal való összevetés során. A nyári mintavétel időszakában - szintén jellemző módon - magasabb egyedszám volt megfigyelhető. Ugyanakkor az őszi időszak alacsonyabb vízállása és alacsonyabb víz hőmérséklete igazi őszi aszeptust mutatva, a nyárinál homogénebb adattömeget eredményezett, ami a kisebb léptékű elemzéseket elősegíti. Összességében mindkét időszakban végzett mintavétel eredménye megfelelő adatot biztosít a VKI szempontú vízminősítéshez.

A FELVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A HALKÖZÖSSÉG ALAPJÁN

Elvégeztük a szakasz halközösség alapú ökológiai vízminősítést a VKI szempontrendszerének megfelelően, a Magyarországon elfogadott EQIHRF módszer alapján (Halasi-Kovács et al. [12-17]). A minősítéshez a négy mintaegység összesen 2 000 méter hosszúságú szelvényének összesített adatait használtuk. Bár az EQIHRF protokollja alapján a nyári mintavétel tekinthető relevánsnak, elvégeztük az őszi minta alapján is a minősítést. A minősítés eredménye szempontjából azonban a nyári eredményt fogadjuk el döntőnek (12.3.1-19. táblázat, 12.3.1-20. táblázat).

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy a melegvízzel nem érintett felvizi szakasz ökológiai állapota a halegyüttes alapján jó.

Felvízi szakasz nyár	Pontszám	Érték
1. Omnivor fajok relatív gyakorisága (%)	64,16	5
2. Nyíltvízi fajok száma (db)	3,00	3
3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága (%)	15,69	4
4. Bentikus fajok száma (db)	18,00	4
5. Litofil fajok száma (db)	7,00	4
6. Fitofil fajok relatív gyakorisága (%)	2,32	4
7. Reofil fajok száma (db)	10,00	4
8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága (%)	0,84	3
9. Specialista fajok relatív gyakorisága (%)	38,63	5
10. Óshonos fajok relatív gyakorisága (%)	68,71	2
Összes pontszám		38
Minősítés		jó

12.3.1-19. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári mintavétel alapján a felvízen

Felvízi szakasz őszi	Pontszám	Érték
1. Omnivor fajok relatív gyakorisága (%)	47,68	4
2. Nyíltvízi fajok száma (db)	3,00	3
3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága (%)	5,15	5
4. Bentikus fajok száma (db)	13,00	3
5. Litofil fajok száma (db)	5,00	3
6. Fitofil fajok relatív gyakorisága (%)	2,06	4
7. Reofil fajok száma (db)	9,00	3
8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága (%)	1,37	4
9. Specialista fajok relatív gyakorisága (%)	52,66	5
10. Óshonos fajok relatív gyakorisága (%)	57,46	2
Összes pontszám		36
Minősítés		mérsékelt

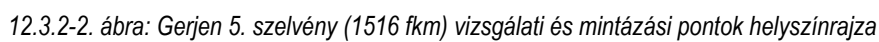
12.3.1-20. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei az őszi mintavétel alapján a felvízen

12.3.2 A VIZSGÁLT DUNA SZAKASZ KÖZVETLEN ALVÍZI SZELVÉNYEI

12.3.2.1 Fizikai-kémiai jellemzők

A melegvíz-csatorna torkolatának (1526 fkm) közvetlen térségében helyezkednek el a "közvetlen alvízi szelvények" csoportjába sorolható szelvények. Ezen szelvényekben 2012. teljes évében, havonta egy alkalommal végeztünk fizikai-kémiai paraméterek meghatározására vonatkozó vizsgálatokat. A Paks melegvíz-csatorna 1526,0 fkm Nagysarkantyú 1525.3 fkm, és Uszód 1524.7 fkm szelvényeket a 12.3.2-1. ábra, a Gerjen-Foktő 1516,0 fkm szelvényt a 12.3.2-2. ábra mutatja. A 2012. évi vizsgálatok alapján készített és egyben VKI minősítést tartalmazó vízminőségi táblázatot a 12.3.2-1. táblázatban valamint a szelvény szakasz VKI szerinti minősítését a 12.3.2-1. táblázatban adtuk meg.





A KÖZVETLEN ALVÍZI DUNA-SZAKASZ MINŐSÍTÉSE A 2012. ÉVI VIZSGÁLATOK ALAPJÁN VKI SZERINT

Szelvény neve		Paks melegvíz csat. bal part 1526 fkm	Paks melegvíz csat. közép 1526 fkm	Paks melegvíz csat. jobb part 1526 fkm	Nagy sarkantyú bal part 1525.3 fkm	Nagy sarkantyú közép 1525.3 fkm	Nagy sarkantyú jobb part 1525.3 fkm	Uszod bal part 1524.8 fkm	Uszod közép 1524.8 fkm	Uszod jobb part 1524.8 fkm	Gerjen-Foktó bal part 1516.0 fkm	Gerjen-Foktó közép 1516.0 fkm	Gerjen-Foktó jobb part 1516.0 fkm	Paks m.víz csat. 1526 fkm szelvény minősítése	Nagy sarkantyú 1525.3 fkm szelvény minősítése	Uszod 1524.8 fkm szelvény minősítése	Gerjen-Foktó 1516.0 fkm szelvény minősítése
pH		8.21	8.19	8.13	8.20	8.18	8.13	8.21	8.18	8.14	8.18	8.19	8.11	4	4	4	4
Savasodási állapot														4.0	4.0	4.0	4.0
Vezetőképesség	µS/cm	376	375	386	377	375	383	377	375	382	377	376	379	5	5	5	5
Sótartalom														5.0	5.0	5.0	5.0
Oldott oxigén	mg/l	12.3	12.1	11.4	12.1	12.0	11.7	12.2	11.9	11.4	11.9	12.0	11.5	5	5	5	5
BOI ₅	mg/l	2.96	2.53	3.49	2.88	3.29	2.70	2.98	3.08	3.37	2.93	3.02	3.06	4	4	3	4
KOI _k	mg/l	12.17	12.19	11.91	11.58	12.09	11.46	12.08	10.76	11.52	13.33	12.95	12.47	4	4	4	4
Oxigén háztartás														4.3	4.3	4.0	4.3
Ammónium-N (NH ₄ -N)	mg/l	0.042	0.042	0.040	0.043	0.043	0.041	0.041	0.039	0.040	0.048	0.035	0.040	5	5	5	5
Nitrát-N (NO ₃ -N)	mg/l	1.73	1.68	1.66	1.67	1.65	1.74	1.61	1.64	1.70	1.55	1.72	1.72	4	4	4	4
Összes N	mg/l	2.77	3.08	2.95	2.91	2.99	2.77	2.61	2.96	2.77	2.73	2.98	2.77	4	4	4	4
Orto-foszfát (PO ₄ -P)	µg/l	55.01	55.01	50.12	55.01	53.79	53.38	55.83	54.20	52.16	55.01	53.38	51.35	4	4	4	4
Összes foszfor	µg/l	146	118	62	104	140	138	112	106	61	95	165	183	4	4	4	4
Növényi tápanyagok														4.2	4.2	4.2	4.2
Cd	µg/l	0.016	0.018	0.013	0.020	0.022	0.017	0.016	0.028	0.018	0.017	0.014	0.018	5	5	5	5
Hg	µg/l	0.02	0.03	0.03	0.02	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.02	5	5	5	5
Ni	µg/l	1.96	1.78	1.84	1.83	1.80	1.93	1.80	1.82	1.87	1.81	1.86	2.10	5	5	5	5
Pb	µg/l	0.058	0.068	0.046	0.057	0.064	0.219	0.057	0.050	0.041	0.058	0.055	0.053	5	5	5	5
Fémek														5.0	5.0	5.0	5.0
Zn	µg/l	7.26	8.02	7.04	9.06	8.47	8.21	7.69	7.04	6.92	7.82	7.98	7.78				
Cu	µg/l	3.49	4.83	3.51	3.72	4.31	3.87	3.44	3.19	3.03	4.13	4.47	3.56				
Cr	µg/l	0.25	0.27	0.24	0.22	0.21	0.23	0.29	0.22	0.25	0.22	0.25	0.25				
As	µg/l	1.39	1.36	1.31	1.36	1.30	1.24	1.40	1.30	1.31	1.32	1.27	1.23				
Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)														5.0	5.0	5.0	5.0
Duna (HURWAEP444 VÍZTEST) adott szakaszának fizikai-kémiai paraméterek ökológiai szempontok szerinti VKI minősítése														jó állapotú	jó állapotú	jó állapotú	jó állapotú

12.3.2-1. táblázat: A közvetlen alvízi Duna (1534-1516 fkm) 2012. évi vizsgálatainak éves átlag értékeit összesítő táblázata, VKI szerinti minősítéssel

PAKS MELEGVÍZ-CSATORNA 1526 FKM SZELVÉNY MINŐSÍTÉSE VKI SZERINT

- A **savasodási** állapotot a vizsgálati eredmények 4.0 éves átlaga alapján jó állapotúnak minősítjük.
- A **sótartalom** állapotot a vizsgálati eredmények 5.0 éves átlaga alapján kiváló állapotúnak minősítjük.
- Az **oxigénháztartás** állapotának osztály érték éves átlaga 4,3. A VKI értékelés alapján kiváló állapotúnak minősítjük.
- A **növényi tápanyagok** állapotának osztály érték éves átlaga 4.2. A VKI értékelés metodikája alapján jó állapotúnak minősítjük.
- A **fémek** állapotának osztály érték éves átlaga 5.0. A VKI értékelés metodikája alapján kiváló állapotúnak minősítjük.

A Duna Paks melegvíz-csatorna szakaszát (1526 fkm) a 2012. évben elvégzett havi vízminőségi vizsgálatok alapján ökológiai szempontból jó állapotúnak, specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek) szempontjából jó, megfelelő állapotúnak minősíthetjük.

NAGYSARKANTYÚ 1525.3 FKM SZELVÉNY MINŐSÍTÉSE VKI SZERINT

- A **savasodási** állapotot a vizsgálati eredmények 4.0 éves átlaga alapján jó állapotúnak minősítjük.
- A **sótartalom** állapotot a vizsgálati eredmények 5.0 éves átlaga alapján kiváló állapotúnak minősítjük.
- Az **oxigénháztartás** állapotának osztály érték éves átlaga 4,3. A VKI értékelés alapján kiváló állapotúnak minősítjük.
- A **növényi tápanyagok** állapotának osztály érték éves átlaga 4.2. A VKI értékelés metodikája alapján jó állapotúnak minősítjük.
- A **fémek** állapotának osztály érték éves átlaga 5.0. A VKI értékelés metodikája alapján kiváló állapotúnak minősítjük.

A Duna Nagysarkantyú csatorna szakaszát (1525.3 fkm) a 2012. évben elvégzett havi vízminőségi vizsgálatok alapján ökológiai szempontból jó állapotúnak, specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek) szempontjából jó, megfelelő állapotúnak minősíthetjük.

USZÓD 1524.8 FKM SZELVÉNY MINŐSÍTÉSE VKI SZERINT

- A **savasodási** állapotot a vizsgálati eredmények 4.0 éves átlaga alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A **sótartalom** állapotot a vizsgálati eredmények 5.0 éves átlaga alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- Az **oxigénháztartás** állapotának osztály érték éves átlaga 4,0. A VKI értékelés alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- A **növényi tápanyagok** állapotának osztály érték éves átlaga 4.2. A VKI értékelés metodikája alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A **fémek** állapotának osztály érték éves átlaga 5.0. A VKI értékelés metodikája alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.

A Duna Uszód szakaszát (1524.8 fkm) a 2012. évben elvégzett havi vízminőségi vizsgálatok alapján ökológiai szempontból jó állapotúnak, specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek) szempontjából jó, megfelelő állapotúnak minősíthetjük.

GERJEN-FOKTÓ 1516.0 FKM SZELVÉNY MINŐSÍTÉSE VKI SZERINT

- A **savasodási** állapotot a vizsgálati eredmények 4.0 éves átlaga alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A **sótartalom** állapotot a vizsgálati eredmények 5.0 éves átlaga alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- Az **oxigénháztartás** állapotának osztály érték éves átlaga 4,3. A VKI értékelés alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- A **növényi tápanyagok** állapotának osztály érték éves átlaga 4.2. A VKI értékelés metodikája alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A **fémek** állapotának osztály érték éves átlaga 5.0. A VKI értékelés metodikája alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.

A Duna Gerjen-Foktó szakaszát (1516.0 fkm) a 2012. évben elvégzett havi vízminőségi vizsgálatok alapján ökológiai szempontból jó állapotúnak, specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek) szempontjából jó, megfelelő állapotúnak minősíthetjük.

A KÖZVETLEN ALVÍZI DUNA (1534-1516 FKM) SZELVÉNY MINŐSÍTÉSE

Paks melegvíz-csatorna	1526.0 fkm	jó állapot
Nagy sarkantyú	1525.3 fkm	jó állapot
Uszód	1524.8 fkm	jó állapot
Gerjen-Foktő	1516.0 fkm	jó állapot

12.3.2-2. táblázat: Közvetlen alvízi dunai szakasz VKI minősítése (1526-1516 fkm)

Duna (HURWAEP444 VÍZTEST) 1534-1516 fkm szakasza a fizikai-kémiai paraméterek VKI szerinti minősítésének eredménye alapján jó állapotba tartozik.

12.3.2.2 Fitoplankton

A közeli alvízi szakaszt a melegvíz-csatorna torkolati szelvénye (PLDFP22, PLDFP23, PLDFP21), a Nagy-sarkantyú (PLDFP32, PLDFP33, PLDFP31), valamint az uszód (PLDFP42, PLDFP43, PLDFP41) szelvények mintavételi pontjai alkotják. A közeli alvízi szakasz szelvényeiben 2012-ben öt alkalommal, március 22-én, június 27-én, augusztus 28-án szeptember 26-án és november 14-én, három-három mintavétel ponton (bal part, közép, jobb part) vettünk merített fitoplankton mintákat.

TAXONOK	PLDFP22	PLDFP23	PLDFP21	PLDFP32	PLDFP33	PLDFP31	PLDFP42	PLDFP43	PLDFP41
	melegvíz-csatorna torkolat			Nagy-sarkantyú			Uszód		
	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb
	2012.03.22	2012.03.22	2012.03.22	2012.03.22	2012.03.22	2012.03.22	2012.03.22	2012.03.22	2012.03.22
SUM piko	63	57	76	54	54	25	25	45	51
SUM nano	44	2	23	4	4	2	14	11	3
SUM Flagellatae	129	121	101	217	345	202	281	87	315
SUM Chroococcales	1	0	0	0	0	0	2	0	0
SUM Oscillatoriales	0	0	2	1	3	1	1	1	4
SUM Nostocales	0	0	0	0	0	0	0	0	16
SUM Euglenophyta	0	0	23	0	0	115	0	0	216
SUM Cryptophyta	83	99	117	144	459	96	150	89	219
SUM Dinophyta	49	0	3	0	0	170	112	376	0
SUM Chrysophyceae	151	204	264	77	226	515	231	329	215
SUM Xanthophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM Centrales	15413	10491	11115	14012	14445	12577	12222	11835	12394
SUM Pennales	444	627	194	350	213	264	595	393	318
SUM Volvocales	226	166	81	192	172	222	248	179	144
SUM Chlorococcales	65	154	25	38	35	33	23	21	34
SUM Ulothricales	4	1	6	4	4	4	7	3	4
SUM Desmidiaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM Zygnematales	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	16672	11922	12030	15093	15960	14228	13912	13369	13934
a-klorofill koncentráció (µg/l)	21,4	22,3	20,8	21,6	20,7	20,8	21,7	21,9	21,5
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	0,128	0,187	0,173	0,143	0,130	0,146	0,156	0,164	0,154
trofítás-fok	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)

12.3.2-3. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna közeli alvízi szakaszán a márciusi mintavétel során

TAXONOK	PLDFP22	PLDFP23	PLDFP21	PLDFP32	PLDFP33	PLDFP31	PLDFP42	PLDFP43	PLDFP41
	melegvíz-csatorna torkolat			Nagy-sarkantyú			Uszód		
	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb
	2012.06.27	2012.06.27	2012.06.27	2012.06.27	2012.06.27	2012.06.27	2012.06.27	2012.06.27	2012.06.27
SUM piko	25	26	29	22	35	29	29	37	29
SUM nano	11	5	11	25	4	5	6	2	11
SUM Flagellatae	39	29	64	90	38	24	101	65	153
SUM Chroococcales	0	0	0	0	0	4	0	0	2
SUM Oscillatoriales	0	1	0	1	0	24	1	10	4
SUM Nostocales	0	31	7	0	0	0	0	4	0
SUM Euglenophyta	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM Cryptophyta	112	108	136	48	61	80	85	122	174
SUM Dinophyta	0	0	0	0	0	0	0	302	0
SUM Chrysophyceae	28	14	30	17	41	47	12	61	60
SUM Xanthophyceae	4	0	2	0	0	0	0	10	0
SUM Centrales	903	1363	1645	1595	1026	1356	1637	1816	1606
SUM Pennales	12	46	25	1	5	15	4	7	18
SUM Volvocales	19	13	20	49	36	12	62	98	63
SUM Chlorococcales	114	241	225	157	163	109	206	130	87
SUM Ulothricales	2	0	0	0	0	0	11	0	0
SUM Desmidiaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM Zygnematales	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	1269	1877	2194	2005	1408	1706	2154	2663	2205
a-klorofill koncentráció (µg/l)	13,3	11,1	10,4	8,9	10,4	10,4	8,9	8,9	11,1
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	1,048	0,591	0,474	0,444	0,739	0,610	0,413	0,334	0,503
trofítás-fok	4 (m)	4 (m)	3 (o-m)	3 (o-m)	3 (o-m)	3 (o-m)	3 (o-m)	3 (o-m)	4 (m)

12.3.2-4. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna közeli alvízi szakaszán a júniusi mintavétel során

TAXONOK	PLDFP22	PLDFP23	PLDFP21	PLDFP32	PLDFP33	PLDFP31	PLDFP42	PLDFP43	PLDFP41
	melegvíz-csatorna torkolat			Nagy-sarkantyú			Uszód		
	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb
	2012.08.28	2012.08.28	2012.08.28	2012.08.28	2012.08.28	2012.08.28	2012.08.28	2012.08.28	2012.08.28
SUM piko	16	67	16	19	35	19	26	26	16
SUM nano	2	20	2	3	17	1	2	5	2
SUM Flagellatae	14	82	25	11	59	24	44	13	9
SUM Chroococcales	2	0	4	0	1	2	0	0	0
SUM Oscillatoriales	0	0	11	0	1	9	0	0	1
SUM Nostocales	0	0	6	0	0	15	0	0	0
SUM Euglenophyta	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM Cryptophyta	188	270	104	140	281	52	107	226	136
SUM Dinophyta	0	3	0	0	0	0	0	0	0
SUM Chrysophyceae	67	8	10	32	30	11	9	39	5
SUM Xanthophyceae	0	0	100	0	378	0	1	18	0
SUM Centrales	5613	11934	4263	5944	12974	4841	9153	10330	3055
SUM Pennales	54	64	26	101	35	2	64	13	20
SUM Volvocales	80	124	50	78	72	57	75	265	7
SUM Chlorococcales	55	328	73	113	204	63	205	204	86
SUM Ulothricales	0	3	0	0	0	0	0	0	0
SUM Desmidiaceae	0	0	0	0	0	0	32	0	0
SUM biomassa (µg/l)	6091	12903	4689	6442	14088	5096	9718	11140	3336
a-klorofill koncentráció (µg/l)	36,1	41,7	35,5	37,8	41,9	38,3	65,7	70,5	61,0
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	0,593	0,323	0,757	0,587	0,297	0,752	0,676	0,633	1,828
trofítás-fok	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	6 (eu)	6 (eu)	6 (eu)

12.3.2-5. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna közeli alvízi szakaszán az augusztusi mintavétel során

TAXONOK	PLDFP22	PLDFP23	PLDFP21	PLDFP32	PLDFP33	PLDFP31	PLDFP42	PLDFP43	PLDFP41
	melegvíz-csatorna torkolat			Nagy-sarkantyú			Uszód		
	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb
	2012.09.26	2012.09.26	2012.09.26	2012.09.26	2012.09.26	2012.09.26	2012.09.26	2012.09.26	2012.09.26
SUM piko	6	10	10	7	16	6	7	10	6
SUM nano	8	1	0	0	0	1	1	1	0
SUM Flagellatae	23	1	2	12	7	4	0	2	1
SUM Chroococcales	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM Oscillatoriales	0	0	4	0	0	2	0	9	10
SUM Nostocales	5	0	3	0	0	0	0	2	0
SUM Euglenophyta	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM Cryptophyta	170	2	23	41	22	15	16	18	21
SUM Dinophyta	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM Chrysophyceae	5	0	2	0	1	0	0	0	4
SUM Xanthophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM Centrales	192	343	101	146	271	114	84	253	131
SUM Pennales	65	3	33	133	2	39	6	1	8
SUM Volvocales	0	15	0	0	0	0	0	0	0
SUM Chlorococcales	77	6	6	4	11	1	46	14	21
SUM Ulothricales	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM Desmidiaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	551	379	183	342	331	182	159	310	202
a-klorofill koncentráció (µg/l)	1,2	0,6	0,1	1,8	1,2	1,8	2,4	0,6	0,1
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	0,218	0,158	0,055	0,526	0,363	0,987	1,505	0,193	0,049
trofítás-fok	2 (o)	1 (u-o)	1 (u-o)	2 (o)	2 (o)	2 (o)	2 (o)	1 (u-o)	1 (u-o)

12.3.2-6. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna közeli alvízi szakaszán a szeptemberi mintavétel során

TAXONOK	PLDFP22	PLDFP23	PLDFP21	PLDFP32	PLDFP33	PLDFP31	PLDFP42	PLDFP43	PLDFP41
	melegvíz-csatorna torkolat			Nagy-sarkantyú			Uszód		
	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb
	2012.11.14	2012.11.14	2012.11.14	2012.11.14	2012.11.14	2012.11.14	2012.11.14	2012.11.14	2012.11.14
SUM piko	6	10	26	32	6	10	10	3	13
SUM nano	11	1	1	1	1	2	1	0	0
SUM Flagellatae	11	5	6	11	7	2	5	18	28
SUM Chroococcales	0	0	18	0	1	1	0	0	2
SUM Oscillatoriales	0	5	17	1	3	8	0	2	18
SUM Nostocales	0	0	0	0	0	10	0	0	0
SUM Euglenophyta	0	0	0	0	0	0	0	0	58
SUM Cryptophyta	39	30	18	26	48	5	73	13	53
SUM Dinophyta	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM Chrysophyceae	0	0	2	0	10	0	4	18	0
SUM Xanthophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM Centrales	107	129	152	106	82	195	40	85	97
SUM Pennales	0	38	6	16	2	39	157	17	28
SUM Volvocales	6	0	0	0	0	0	0	0	9
SUM Chlorococcales	21	7	67	5	6	19	5	5	10
SUM Ulothricales	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SUM Desmidiaceae	0	2	5	0	0	0	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	202	227	317	197	166	290	295	161	316
a-klorofill koncentráció (µg/l)	2,4	0,6	4,1	1,2	2,4	2,4	1,2	1,2	3,0
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	1,189	0,264	1,294	0,610	1,444	0,827	0,406	0,744	0,950
trofítás-fok	2 (o)	1 (u-o)	3 (o-m)	2 (o)	2 (o)	2 (o)	2 (o)	2 (o)	2 (o)

12.3.2-7. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna közeli alvízi szakaszán a novemberi mintavétel során

A melegvíz-csatorna torkolati szelvényében 2012. március 22-én a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 16.7 mg/l, 11.9 mg/l és 12.0 mg/l, az a-klorofill koncentráció 21.4 µg/l, 22.3 µg/l és 20.8 µg/l volt, amely utóbbi

a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton az 5 (mezo-eutróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomaszra legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (92.4%, 88.0% és 92.4%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 2.7%, 5.3% és 1.6%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.9%, 1.7% és 2.2%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 0.5%, 0.8% és 1.0%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 0.8%, 1.0% és 0.8%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.4%, 1.4% és 0.7% , a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 0.4%, 1.3% és 0.2% volt.

2012. június 27-én a fitoplankton biomaszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 1.3 mg/l, 1.9 mg/l és 2.2 mg/l, az a-klorofill koncentráció 13.3 µg/l, 11.1 µg/l és 10.4 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a bal parti és sodorvonal mintavételi ponton a 4 (mezotróf), a jobb parton a 3 (oligo-mezotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomaszra legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (71.2%, 72.6% és 75.0%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 1.0%, 2.5% és 1.2%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 2.2%, 0.7% és 1.4%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 8.8%, 5.8% és 6.2%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 3.1%, 1.6% és 2.9%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.5%, 0.7% és 0.9% , a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 9.0%, 12.8% és 10.3% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 2.0%, 1.4% és 1.3% volt.

2012. augusztus 28-án a fitoplankton biomaszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 6.1 mg/l, 12.9 mg/l és 4.7 mg/l, az a-klorofill koncentráció 36.1 µg/l, 41.7 µg/l és 35. µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton az 5 (mezo-eutróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomaszra legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (92.1%, 92.5% és 90.9%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.9%, 0.5% és 0.5%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 1.1%, 0.1% és 0.2%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 3.1%, 2.1% és 2.2%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 0.2%, 0.6% és 0.5%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.3%, 1.0% és 1.1%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 0.9%, 2.5% és 1.6% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.3%, 0.5% és 0.3% volt.

2012. szeptember 26-án a fitoplankton biomaszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.6 mg/l, 0.4 mg/l és 0.2 mg/l, az a-klorofill koncentráció 1.2 µg/l, 0.6 µg/l és 0.1 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a bal parti mintavételi ponton a 2 (oligotróf), a sodorvonal és a jobb parti mintavételi pontokon az 1 (ultra-oligotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomaszra legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (34.9%, 90.3% és 55.0%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 11.8%, 0.7% és 18.0%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.8%, 0.0% és 1.0%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 30.9%, 0.5% és 12.6%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 4.1%, 0.3% és 1.0%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 0.0%, 3.9% és 0.1%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 14.0%, 1.5% és 3.2% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 1.2%, 2.5% és 5.2% volt.

2012. november 14-én a fitoplankton biomaszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.2 mg/l, 0.2 mg/l és 0.3 mg/l, az a-klorofill koncentráció 2.4 µg/l, 0.6 µg/l és 4.1 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a bal parti mintavételi ponton a 2 (oligotróf), a sodorvonal mintavételi ponton az 1 (ultra-oligotróf), a jobb parti mintavételi ponton a 3 (oligo-mezotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomaszra legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (52.8%, 56.9% és 48.0%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.0%, 16.6% és 1.9%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.0%, 0.0% és 0.6%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 19.5%, 13.3% és 5.6%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 5.4%, 2.1% és 2.0%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 3.2%, 0.0% és 0.0%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 10.6%, 3.3% és 21.0%, a Desmidiales-rendbe tartozó zöldalgáké 0.0%, 1.0% és 1.5% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 3.1%, 4.2% és 8.1% volt.

A Nagysarkantyú szelvényében 2012. március 22-én a fitoplankton biomaszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 15.1 mg/l, 16.0 mg/l és 14.2 mg/l, az a-klorofill koncentráció 21.6 µg/l, 20.7 µg/l és 20.8 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton az 5 (mezo-eutróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomasza legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (92.8%, 90.5% és 88.4%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 2.3%, 1.3% és 1.9%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.5%, 1.4% és 3.6%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 1.0%, 2.9% és 0.7%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 1.4%, 2.2% és 1.4%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.3%, 1.1% és 1.6% , a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 0.3%, 0.2% és 0.2% volt.

2012. június 27-én a fitoplankton biomaszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 2.0 mg/l, 1.4 mg/l és 1.7 mg/l, az a-klorofill koncentráció 8.9 µg/l, 10.4 µg/l és 10.4 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton az 3 (oligo-mezotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomasza legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (79.5%, 72.9% és 79.5%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.1%, 0.3% és 0.9%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.8%, 2.9% és 2.8%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 2.4%, 4.3% és 4.7%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 4.5%, 2.7% és 1.4%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 2.5%, 2.6% és 0.7% , a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 7.8%, 11.6% és 6.4% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 1.1%, 2.5% és 1.7% volt.

2012. augusztus 28-án a fitoplankton biomaszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 6.4 mg/l, 14.1 mg/l és 5.1 mg/l, az a-klorofill koncentráció 37.8 µg/l, 41.9 µg/l és 38.3 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton az 5(mezo-eutróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomasza legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (92.3%, 92.1% és 95.0%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 1.6%, 0.2% és 0.0%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.5%, 0.2% és 0.2%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 2.2%, 2.0% és 1.0%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 0.2%, 0.4% és 0.5%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.2%, 0.5% és 1.1% , a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.8%, 1.5% és 1.2% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.3%, 0.2% és 0.4% volt.

2012. szeptember 26-án a fitoplankton biomaszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.3 mg/l, 0.3 mg/l és 0.2 mg/l, az a-klorofill koncentráció 1.8 µg/l, 1.2 µg/l és 1.8 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton a 2 (oligotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomasza legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (42.7%, 82.0% és 62.6%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 38.8%, 0.5% és 21.6%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.0%, 0.3% és 0.0%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 11.9%, 6.7% és 8.0%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 3.4%, 2.1% és 1.9%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.1%, 3.4% és 0.6% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 1.9%, 4.8% és 3.5% volt.

2012. november 14-én a fitoplankton biomaszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.2 mg/l, 0.2 mg/l és 0.3 mg/l, az a-klorofill koncentráció 1.2 µg/l, 1.2 µg/l és 2.4 µg/l volt, amely utóbbi a FELFÖLDY (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton a 2 (oligotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomasza legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (53.8%, 49.6% és 67.1%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 7.9%, 1.3% és 13.6%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.0%, 5.8% és 0.0%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 13.0%, 28.7% és 1.7%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 5.8%, 4.4% és 0.5%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 2.6%, 3.5% és 6.6% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 16.1%, 3.8% és 3.3% volt.

A Duna uszói szelvényében 2012. március 22-én a fitoplankton biomaszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 13.9 mg/l, 13.4 mg/l és 13.9 mg/l, az a-klorofill koncentráció 21.7 µg/l, 21.9 µg/l és 21.5 µg/l volt, amely utóbbi a FELFÖLDY (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton az 5 (mezo-eutróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomasza legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (87.9%, 88.5% és 88.9%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 4.3%, 2.9% és 2.3%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 1.7%, 2.5% és 1.5%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 1.1%, 0.7% és 1.6%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó

ostorosoké (Flagellatae) 2.0%, 0.7% és 2.3%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.8%, 1.3% és 1.0% , a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 0.2%, 0.2% és 0.2% volt.

2012. június 27-én a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 2.2 mg/l, 2.7 mg/l és 2.2 mg/l, az a-klorofill koncentráció 8.9 µg/l, 8.9 µg/l és 11.1 µg/l volt, amely utóbbi a FELFÖLDY (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a baparti mintavételi ponton és a sodorvonalban a 3 (oligo-mezotróf), a jobb parton a 4 (mezotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (76.0%, 68.2% és 72.8%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.2%, 0.2% és 0.8%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.6%, 2.3% és 2.7%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 3.9%, 4.6% és 7.9%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 4.7%, 2.4% és 6.9%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 2.9%, 3.7% és 2.8% , a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 9.6%, 4.9% és 3.9% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 1.3%, 1.4% és 1.3% volt. Páncélos ostoros moszatok csak a sodorvonali mintában voltak jelen (Dinophyta: 11.3%).

2012. augusztus 28-án a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 9.7 mg/l, 11.1 mg/l és 3.3 mg/l, az a-klorofill koncentráció 65.7 µg/l, 70.5 µg/l és 61.0 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton az 6 (eutróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (94.2%, 92.7% és 91.6%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.7%, 0.1% és 0.6%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.1%, 0.4% és 0.2%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 1.1%, 2.0% és 4.1%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 0.5%, 0.1% és 0.3%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 0.8%, 2.4% és 0.2% , a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 2.1%, 1.8% és 2.6% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.3%, 0.2% és 0.5% volt.

2012. szeptember 26-án a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.2 mg/l, 0.3 mg/l és 0.2 mg/l, az a-klorofill koncentráció 2.4 µg/l, 0.6 µg/l és 0.1 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a bal parti mintavételi ponton a 2 (oligotróf), a sodorvonali és jobb parti mintavételi pontokon az 1 (ultra-oligotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (53.0%, 81.6% és 64.6%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 3.6%, 0.5% és 4.1%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.0%, 0.0% és 1.9%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 9.9%, 5.7% és 10.2%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 0.0%, 0.6% és 0.5%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 28.9%, 4.6% és 10.5% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 4.2%, 3.1% és 3.1% volt.

2012. november 14-én a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.2 mg/l, 0.4 mg/l és 0.2 mg/l, az a-klorofill koncentráció 0.6 µg/l, 1.8 µg/l és 2.4 µg/l volt, amely utóbbi a FELFÖLDY (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a bal parti mintavételi ponton az 1 (ultra-oligotróf), a sodorvonalban és a jobb parton a 2 (oligotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales- és a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák voltak. Részárányuk a bal part, közép, jobb part sorrendben 13.7%, 53.0% és 30.6%, ill. 53.1%, 10.7% és 8.9% volt. Az ostoros sárgamoszatok (Chrysophyceae) részesedése 1.5%, 10.9% és 0.0%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 24.7%, 7.8% és 16.9%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 1.6%, 11.4% és 9.0%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 0.1%, 0.0% és 2.9%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.8%, 3.3% és 3.1% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 3.2%, 2.0% és 4.0% volt.

A mintavételek eredményei az alvízen a felvízhez nagymértékben hasonló állapotot mutatnak.

- (1) A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a közeli alvízi szakaszon minden időszakban a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák.
- (2) A biomassa értékek évszakos trendet jeleznek.
- (3) A legmagasabb biomassa értékkel jellemezhető időszak a március, emellett az augusztus, míg a legalacsonyabb biomassa értékek szeptember és november hónapban adódtak.

A KÖZELI ALVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A FITOPLANKTON ALAPJÁN

Az alábbi táblázatban a közeli alvízi szakasz melegvíz-csatorna torkolati, Nagysarkantyú, Uszód mintaszelvényei három-három mintaeegységének EQR értékeit, valamint a közeli alvízi szakasz ökológiai állapotminősítésének eredményét foglaltunk össze.

Mintaeegység	2012.03.22		2012.06.27		2012.08.28		2012.09.26		2012.11.14	
	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)
PLDFP22	0,707	jó	0,739	jó	0,574	mérsékelt	0,829	kiváló	0,810	kiváló
PLDFP23	0,702	jó	0,763	jó	0,523	mérsékelt	0,881	kiváló	0,874	kiváló
PLDFP21	0,711	jó	0,770	jó	0,574	mérsékelt	0,880	kiváló	0,775	jó
PLDFP32	0,705	jó	0,780	jó	0,560	mérsékelt	0,878	kiváló	0,852	kiváló
PLDFP33	0,708	jó	0,765	jó	0,519	mérsékelt	0,870	kiváló	0,822	kiváló
PLDFP31	0,702	jó	0,777	jó	0,555	mérsékelt	0,886	kiváló	0,853	kiváló
PLDFP42	0,699	jó	0,775	jó	0,312	gyenge	0,815	kiváló	0,909	kiváló
PLDFP43	0,695	jó	0,747	jó	0,266	gyenge	0,864	kiváló	0,843	kiváló
PLDFP41	0,697	jó	0,757	jó	0,352	gyenge	0,844	kiváló	0,762	jó
Átlag évszak	0,703	jó	0,764	jó	0,471	mérsékelt	0,861	kiváló	0,833	kiváló
Szakasz minősítése	0,726					jó				

12.3.2-8. táblázat: A közeli alvízi-szakasz fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A közeli alvízi szakasz ökológiai állapotának jellemzésére a fajösszetétel alapján számított NQR- és a fitoplankton biomasszával arányos a-klorofill koncentrációt is figyelembevevő HRPI-indexet használtuk. A mintahelyek EQR értékeinek átlaga alapján a közeli alvízi szakasz ökológiai állapota a fitoplankton minősítése szerint márciusban és júniusban jó, szeptemberben és novemberben pedig kiváló állapotot jelez. A legalacsonyabb EQR értékeket az augusztusi mintavétel során kaptuk. Ebben az időszakban az ökológiai állapot mérsékelt. Az évszakos fluktuáció a közeli alvízi szakaszon teljes mértékben összhangban van a felvízen tapasztaltakkal. Az évszakonkénti - és ezzel együtt a teljes időszak - állapot értékei is megegyeznek a felvízi szakaszon mért eredményekkel.

A közeli alvízi szakasz ökológiai állapota a fitoplankton alapján jó.

12.3.2.3 Fitobenton

A közeli alvízi szakaszt a melegvíz-csatorna torkolati szelvénye (PLDFB21), a Nagy-sarkantyú (PLDFB32, PLDFB31), valamint az uszádi (PLDFB42, PLDFB41) szelvények mintavételi pontjai alkotják. A közeli alvízi szakasz szelvényeiben 2012-ben két alkalommal, augusztus 28-án és szeptember 26-án két-két mintavétel ponton (bal part, jobb part) vettünk fitobenton mintákat. A melegvíz-csatorna torkolati szelvényében a bal parton nem került sor mintavételre, mivel ezen a területen nem volt arra megfelelő alzat.

TAXONOK	PLDFB21	PLDFB32	PLDFB31	PLDFB42	PLDFB41
	Paks melegvíz	Nagysarkantyú		Uszód	
	jobb	bal	jobb	bal	jobb
	2012.08.28	2012.08.28	2012.08.28	2012.08.28	2012.08.28
Relatív abundancia (%)					
CENTRALES					
SUM Centrales	32,3	24,0	48,6	25,4	47,4
PENNALES					
SUM Fragilariaceae	3,9	1,2	4,4	3,1	0,0
SUM Eunotiaceae	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
SUM Achnanthaceae	4,3	1,7	3,2	9,3	3,8
SUM Naviculaceae	40,3	61,6	33,5	47,8	36,9
SUM Bacillariaceae	17,8	10,7	8,8	11,7	10,6
SUM Epithemiaceae	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SUM Surirellaceae	0,9	0,0	0,4	0,5	0,6
SUM Pennales spp. (egyéb)	0,2	0,8	1,2	2,2	0,6
SUM	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
IPS index	8,91	12,78	9,08	14,67	9,05

12.3.2-9. táblázat: A közeli alvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata a nyári mintavétel során

TAXONOK	PLDFB21	PLDFB32	PLDFB31	PLDFB42	PLDFB41
	Paks melegvíz	Nagysarkantyú		Uszód	
	jobb	bal	jobb	bal	jobb
	2012.09.26	2012.09.26	2012.09.26	2012.09.26	2012.09.26
	Relatív abundancia (%)				
CENTRALES					
SUM Centrales	14,0	4,4	12,2	25,5	15,0
PENNALES					
SUM Fragilariaceae	1,3	0,3	1,0	5,0	0,7
SUM Achnanthaceae	5,3	0,8	4,9	6,6	5,8
SUM Naviculaceae	61,8	36,8	58,7	50,7	37,0
SUM Bacillariaceae	17,1	56,5	21,9	9,3	40,9
SUM Surirellaceae	0,0	0,3	0,0	1,3	0,2
SUM Pennales spp. (egyéb)	0,4	0,8	1,4	1,7	0,5
SUM	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
IPS index	7,54	11,03	7,81	11,18	5,35

12.3.2-10. táblázat: A közeli alvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata a nyári mintavétel során

A melegvíz-csatorna torkolati szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2012. augusztus 28-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 32.3 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül *Cyclotella meneghiniana* relatív abundanciája 5.2% volt. A *Stephanodiscus hantzschii* részesedése 2.5% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 40.3% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a *Navicula viridula* var. *rostellata* (8.4%), a *Navicula recens* (4.8%), a *Navicula tripunctata* (1.4%), a *Navicula meniscus* var. *meniscus* (2.1%), a *Navicula erifuga* (1.1%), a *Navicula cryptocephala* (1.8%), az *Amphora pediculus* (1.4%), az *Amphora libyca* (0.4%), az *Amphora ovalis* (0.2%), a *Gyrosigma acuminatum* (2.5%), valamint *Gomphonema*-fajok (2.5%) voltak. Az Achnanthaceae-család részesedése 7.8% volt. Az Achnanthaceae-családot, az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (2.3%), Achnanthes-fajok (0.2%) és a Cocconeis placentula (1.8%) képviselték. A kizárólag Nitzschia-fajok által képviselt Bacillariaceae-család részesedése 17.8% volt. A Bacillariaceae-család domináns taxonjai a Nitzschia palea, a Nitzschia (Lanceolatae)-fajok, valamint a Nitzschia levidensis var. levidensis voltak. Relatív abundanciájuk 11.4%, 4.4%, ill. 1.6% volt. A Fragilaria construens (2.1%) és egyéb Fragilaria-fajok (1.1%), valamint a Diatoma ehrenbergii (0.2%), a Diatoma mesodon (0.2%), a Diatoma vulgaris (0.2%) és az Asterionella formosa (0.4%) által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 4.4% volt.

A melegvíz-csatorna torkolati szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2012. szeptember 26-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 14.0 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a *Cyclotella meneghiniana* relatív abundanciája 0.4%, az egyéb *Cyclotella*-fajoké 2.2% volt. A *Stephanodiscus hantzschii* részesedése 1.8%, az egyéb *Stephanodiscus*-fajoké 0.4% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 61.8% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a *Navicula recens* (13.2%), a *Navicula recens* forma (8.8%), a *Navicula viridula* var. *rostellata* (11.0%), a *Navicula erifuga* (7.9%), a *Navicula veneta* (1.8%), a *Navicula halophila* (1.3%), a *Navicula trivialis* (1.3%), és egyéb *Navicula*-fajok (14.9%) voltak. A kizárólag Nitzschia-fajok által képviselt Bacillariaceae-család részesedése 17.1% volt. A Bacillariaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Nitzschia palea (13.2%), a Nitzschia recta (1.3%) és a Nitzschia (Lanceolatae) spp. (1.8%) voltak. Az Achnanthaceae-család részesedése 5.3% volt. Az Achnanthaceae-családot, az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (3.5%), Achnanthes-fajok (0.4%), és a Cocconeis placentula (1.3%) képviselték. A kizárólag Fragilaria-fajok által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 1.3% volt.

A Nagysarkantyú szelvényének bal parti mintavételi pontján 2012. augusztus 28-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 24.0 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a *Cyclotella meneghiniana* relatív abundanciája 2.1% volt. A *Melosira varians* relatív abundanciája 9.5%, a *Skeletonema* spp. részesedése 3.7% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 61.6% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a *Navicula recens* (28.9%), a *Navicula recens* forma (4.5%), a *Navicula tripunctata* (6.6%), a *Cymbella helvetica* (5.0%), a *Cymbella tumida* (1.7%), és a *Caloneis bacillum* (2.5%) voltak. Az Achnanthaceae-család részesedése 1.7% volt. Az Achnanthaceae-családot, az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (0.8%) és a Cocconeis placentula (0.8%) képviselték. A kizárólag Nitzschia-fajok által képviselt Bacillariaceae-család részesedése 17.8% volt. A Bacillariaceae-család domináns taxonjai a Nitzschia

dissipata, valamint Nitzschia (Lanceolatae)-fajok voltak. Relatív abundanciájuk 5.4%, ill. 4.9% volt. A kizárólag Fragilaria-fajok által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 1.2% volt.

A Nagysarkantyú szelvényének bal parti mintavételi pontján 2012. szeptember 26-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 4.4 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-, 95.6%-át a Pennales-kovaalgák alkották. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Bacillariaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 56.5% volt. A Bacillariaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Nitzschia palea (27.7%), a Nitzschia dissipata (16.3%) és a Nitzschia (Lanceolatae) spp. (10.8%) voltak. A Naviculaceae-család részesedése 36.8% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Navicula recens (18.0%), a Navicula recens forma (2.8%), a Navicula meniscus var. grunowii (2.5%), a Navicula subminiscus (5.8%), a Navicula (Miniscus) spp. (1.1%) és egyéb Navicula-fajok (3.6%) voltak. Az Achnantheaceae-család részesedése 5.3% volt.

A Nagysarkantyú szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2012. augusztus 28-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 48.6 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 6.0% volt. A Stephanodiscus hantzschii részesedése 4.8% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 33.5% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Navicula recens (8.4%), a Navicula recens forma (2.0%), a Navicula viridula var. rostellata (2.8%), a Navicula lanceolata (2.4%), a Navicula meniscus var. meniscus (1.6%), a Cymbella silesiaca (1.6%), valamint a Gyrosigma spp. (3.2%) voltak. Az Achnantheaceae-család részesedése 3.2% volt. Az Achnantheaceae-családot, az Achnantheidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (1.6%) és a Cocconeis placentula (1.6%) képviselték. A kizárólag Nitzschia-fajok által képviselt Bacillariaceae-család részesedése 8.8% volt. A Bacillariaceae-család domináns taxonjai a Nitzschia (Lanceolatae)-fajok és a Nitzschia palea voltak. Relatív abundanciájuk 3.6%, ill. 3.2% volt. A Fragilaria construens (2.0%) és egyéb Fragilaria-fajok (1.2%), valamint a Diatoma moniliformis (0.4%), a Diatoma vulgare (0.4%) és az Asterionella formosa (0.4%) által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 4.4% volt.

A Nagysarkantyú szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2012. szeptember 26-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 12.2 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Cyclotella atomus relatív abundanciája 2.4%, az egyéb Cyclotella-fajoké 2.7% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 58.7% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Navicula erifuga (7.6%), Navicula recens (6.6%), a Navicula recens forma (6.6%), a Navicula viridula var. rostellata (4.9%), a Navicula cryptocephala (4.5%), a Navicula veneta (2.4%), a Navicula goeppertiana (2.1%), a Navicula cryptotenella (1.4%), a Navicula trivialis (1.4%), a Navicula lanceolata (1.0%), a Navicula meniscus var. meniscus (1.0%) és egyéb Navicula-fajok (15.3%) voltak. A kizárólag Nitzschia-fajok által képviselt Bacillariaceae-család részesedése 21.9% volt. A Bacillariaceae-család domináns taxonjai a Nitzschia palea, a Nitzschia (Lanceolatae)-fajok és a Nitzschia dissipata voltak. Relatív abundanciájuk 12.6%, 6.3%, ill. 1.0% volt. Az Achnantheaceae-család részesedése 4.9% volt. Az Achnantheaceae-családot, az Achnantheidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (4.5%) és a Cocconeis placentula (0.3%) képviselték. A Fragilaria- és Diatoma-fajok által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 1.0% volt.

A Duna uszói szelvényének bal parti mintavételi pontján 2012. augusztus 28-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 25.4 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 1.7% volt. A Stephanodiscus hantzschii részesedése 2.2% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 47.0% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Navicula tripunctata (14.4%), a Navicula lanceolata (3.6%), a Navicula meniscus var. meniscus (1.9%), a Navicula recens (1.9%), a Navicula recens forma (1.0%) és egyéb Navicula-fajok (9.1%), valamint a Gyrosigma acuminatum (6.7%) és egyéb Gyrosigma fajok (2.2%), továbbá Cymbella- és Gomphonema-fajok (1.9%, ill. 1.2%) és az Amphora pediculus (1.4%) voltak. Az Achnantheaceae-család részesedése 3.2% volt. Az Achnantheaceae-családot, az Achnantheidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (4.1%), az Achnanthes lanceolata (1.0%) és a Cocconeis placentula (4.3%) képviselték. A kizárólag Nitzschia-fajok által képviselt Bacillariaceae-család részesedése 11.7% volt. A Bacillariaceae-család domináns taxonjai a Nitzschia dissipata, és a Nitzschia (Lanceolatae)-fajok voltak. Relatív abundanciájuk 4.1%, ill. 4.3% volt. A Fragilaria ulna var. ulna (0.7%) és egyéb Fragilaria-fajok (1.4%), valamint a Diatoma moniliformis (0.2%), a Diatoma vulgare (0.7%) által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 3.1% volt.

A Duna uszódi szelvényének bal parti mintavételi pontján 2012. szeptember 26-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 25.5 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a *Stephanodiscus hantzschii* részesedése 4.0% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 50.7% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a *Navicula viridula* var. *rostellata* (9.9%), a *Navicula recens* (5.0%), a *Navicula recens* forma (2.6%), a *Navicula cryptocephala* (2.3%), *Navicula erifuga* (2.0%), a *Navicula meniscus* var. *meniscus* (1.3%), a *Navicula* (Minusculae) spp. (1.3%) és egyéb *Navicula*-fajok (12.6%), valamint *Gomphonema*- (1.7%) és *Gyrosigma* fajok (1.0%), továbbá az *Amphora pediculus* (5.3%), az *Amphora montana* (2.6%) és az *Amphora libyca* (1.0%), voltak. A kizárólag *Nitzschia*-fajok által képviselt Bacillariaceae-család részesedése 9.3% volt. A Bacillariaceae-család domináns taxonjai a *Nitzschia* (Lanceolatae)-fajok, a *Nitzschia palea*, és a *Nitzschia dissipata* voltak. Relatív abundanciájuk 3.0%, 2.3%, ill. 2.0% volt. Az Achnanthaceae-család részesedése 6.6% volt. Az Achnanthaceae-családot, az *Achnanthidium minutissimum* (=Achnanthes minutissima) (3.3%), az *Achnanthes lanceolata* (1.0%) és a *Cocconeis placentula* (2.3%) képviselték. A *Fragilaria pinnata* (1.3%), a *Fragilaria construens* (1.0%), a *Fragilaria ulna* var. *ulna* (0.7%) a *Fragilaria arcus* (0.3%), valamint az *Asterionella formosa* (0.7%), a *Diatoma moniliformis* (0.7%) és a *Tetracyclus* cf. *rupestris* (0.3%) által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 5.0% volt.

A Duna uszódi szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2012. augusztus 28-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 47.4 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a *Cyclotella meneghiniana* relatív abundanciája 7.4%, az egyéb *Cyclotella*-fajoké 18.9% volt. A *Stephanodiscus hantzschii* részesedése 0.6% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 36.9% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a *Navicula recens* (9.6%), a *Navicula recens* forma (7.4%), a *Navicula viridula* var. *rostellata* (7.4%), a *Navicula lanceolata* (1.3%), a *Navicula meniscus* var. *grunowii* (1.0%), a *Gomphonema* spp. (1.9%), a *Gyrosigma* spp. (1.3%), valamint az *Amphora pediculus* (1.0%) voltak. Az Achnanthaceae-család részesedése 3.2% volt. Az Achnanthaceae-családot, az *Achnanthidium minutissimum* (=Achnanthes minutissima) (1.6%) és a *Cocconeis placentula* (1.6%) képviselték. A kizárólag *Nitzschia*-fajok által képviselt Bacillariaceae-család részesedése 8.8% volt. A Bacillariaceae-család domináns taxonjai a *Nitzschia palea*, a *Nitzschia* (Lanceolatae)-fajok, valamint a *Nitzschia palea* voltak. Relatív abundanciájuk 3.6%, ill. 3.2% volt. A *Fragilaria construens* (2.0%) és egyéb *Fragilaria*-fajok (1.2%), valamint a *Diatoma moniliformis* (0.4%), a *Diatoma vulgaris* (0.4%) és az *Asterionella formosa* (0.4%) által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 4.4% volt.

A Duna uszódi szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2012. szeptember 26-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 15.0 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a *Cyclotella meneghiniana* relatív abundanciája 1.2%, az egyéb *Cyclotella*-fajoké 6.2%, a *Stephanodiscus hantzschii* részesedése 0.2% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Bacillariaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 40.9% volt. A Bacillariaceae-család domináns taxonjai a *Nitzschia palea* és a *Nitzschia* (Lanceolatae)-fajok voltak. Relatív abundanciájuk 34.6%, ill. 4.2% volt. A Naviculaceae-család részesedése 37.0% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a *Navicula recens* (8.8%), a *Navicula recens* forma (3.5%), a *Navicula viridula* var. *rostellata* (6.5%), a *Navicula cryptocephala* (2.1%), *Navicula erifuga* (1.6%), *Navicula trivialis* (1.4%), a *Navicula halophila* (1.2%) és egyéb *Navicula*-fajok (9.5%) voltak. Az Achnanthaceae-család részesedése 5.8% volt. Az Achnanthaceae-családot, az *Achnanthidium minutissimum* (=Achnanthes minutissima) (3.9%), az *Achnanthes lanceolata* (0.5%) és egyéb *Achnanthes*-fajok (0.5%), valamint a *Cocconeis placentula* (0.9%) képviselték. A *Diatoma vulgaris* (0.5%) és az *Asterionella formosa* (0.2%) által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 0.7% volt.

A KÖZELI ALVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A FITOBENTON ALAPJÁN

A közeli alvízi-szakasz fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítésére a melegvíz-csatorna torkolati-szelvényének jobb parti, a Nagy-sarkantyú- és az uszódi-szelvények bal, ill. jobb parti mintavételi pontjainak nyári és őszi eredményeit használtuk, amelyeket a következő táblázatban foglaltunk össze.

Mintaegység	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)
	2012.08.28		2012.09.26	
PLDFB21	0,390	gyenge	0,317	gyenge
PLDFB32	0,594	mérsékelt	0,502	mérsékelt
PLDFB31	0,399	gyenge	0,331	gyenge
PLDFB42	0,694	Jó	0,509	mérsékelt
PLDFB41	0,397	gyenge	0,202	gyenge
Átlag évszak	0,495	mérsékelt	0,372	gyenge
Szakasz minősítése	0,434		mérsékelt	

12.3.2-11. táblázat: A közeli alvízi-szakasz fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A 2012. évi vizsgálat alapján az átlagos EQR értékek a nyári időszakban EQR=0,495, ősszel EQR=0,372 voltak, amelyek a közepes, illetve a gyenge ökológiai állapotnak felelnek meg. A jobb és a baloldali mintaegységek között minden mintavétel során legalább egy osztálykülönbségnyi eltérést tapasztaltunk. A kibocsátással érintett jobb parti mintaegységek EQR értékei tendenciózus módon alacsonyabb értéket jeleznek. Ugyanakkor ehhez hasonló képet mutat a felvízi szakasz paks/komp szelvény őszi mintavételének eredménye is. Az alacsony - mérsékelt - minősítési érték összhangban van a korábban, azonos időszakban végzett vizsgálatok eredményével (v.ö. 12.1.5-4. táblázat). Az átlagos minősítési érték megegyezik a felvízi szakaszon tapasztalttal.

Mindkét időszak adatainak együttes figyelembevételével EQR=0,434 átlagos érték adódik, amely a mérsékelt ökológiai állapotnak felel meg.

12.3.2.4 Makrofita

A közeli alvízi szakaszon a makrofita mintavételt 2012-ben két - nyári és őszi - időpontban végeztünk. Ehhez a szakaszhoz a biológiai elemek, így a makrofitonok tekintetében is csak hat mintaegységet soroltunk, amelyek legalsó végpontja a kibocsátástól ~3,7 km-re található. A kibocsátott hűtővíz által közvetlenül érintett szakaszon így összesen 6 db, egyenként 100 méter hosszúságú, összesen 600 méter mintaegységet vizsgáltunk. A mintavétel kiterjedt mind a jobb, mind a bal parti területekre. A mintavételi alegységek között egyaránt található természetes és kövezéses aljzatú. A bal parti minta alegységek a melegvízzel nem érintettek. A nyári és őszi mintavételek során a mintavételi alegységek azonosak voltak. A nyári és őszi felmérés során a hat mintavételi egységben összesen 51 makrofiton fajt találtunk.

Tudományos név	Magyar név	PLDMF1.1	PLDMF 1.2	PLDMF 2.1	PLDMF 2.2	PLDMF 3.1	PLDMF 3.2
<i>Phragmites australis</i>	Közönséges nád	1	1	1			
<i>Salix purpurea</i>	Csigolyafűz	1	1		1		
<i>Myosoton aquaticum</i>	Vízi csillaghúr	1			1		
<i>Rumex crispus</i>	Fodros lórom	1			1		
<i>Amorpha fruticosa</i>	Cserjés gyalogakác	1				1	
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Izlaggyopár	1					
<i>Lavatera thuringiaca</i>	Parlagi madármályva	1					
<i>Carex gracilis</i>	Éles sás	2	1				
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Közönséges kakaslábfű	2	1				
<i>Acer negundo</i>	Zöld juhar	3	1			1	
<i>Persicaria maculosa</i>	Baracklevelű keserűfű	3	2	1	2		
<i>Aster lanceolatus</i> agg.	Lándzsás őszirózsa	3	3	4	2	2	
<i>Plantago media</i>	Réti útifű	3	3	4	2		
<i>Salix alba</i>	Fehér fűz	4	3	4	3	5	5
<i>Rubus cf. caesius</i>	Hamvas szeder	4	4		2	3	
<i>Fraxinus angustifolia</i> subsp. <i>pannonica</i>	Magyar kőris	5	2	4	2	1	
<i>Rorippa amphibia</i>	Vízi kányafű	5	6	6	7	6	3
<i>Urtica dioica</i>	Nagy csalán		1		1	1	
<i>Lythrum salicaria</i>	Réti füzény		1			1	
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Vízi hídör		1				
<i>Chrysanthemum vulgare</i>	Gilisztaűző varádics		1				
<i>Dactylis glomerata</i>	Csomós ebír		1				
<i>Rumex conglomeratus</i>	Murvás lórom		1				
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	Mirha-libatop		2		3	1	
<i>Solidago gigantea</i>	Magas aranyvessző		2		3	2	
<i>Salix fragilis</i>	Törékeny fűz		2			3	

Tudományos név	Magyar név	PLDMF1.1	PLDMF 1.2	PLDMF 2.1	PLDMF 2.2	PLDMF 3.1	PLDMF 3.2
<i>Agrostis alba</i>	Fehér tippán		3	2		3	
<i>Populus canescens</i>	Szürke nyár		4				
<i>Populus tremula</i>	Rezgő nyár			1		1	3
<i>Equisetum arvense</i>	Mezei zsurló			1			
<i>Persicaria dubia</i>	Szelíd keserűfű			2			
<i>Peplis portula</i>	Heverő töcsahúr				1	2	
<i>Amaranthus retroflexus</i>	Szörös disznóparéj				1		
<i>Bidens tripartita</i>	Subás farkasfog				1		
<i>Chenopodium album</i>	Fehér libatop				1		
<i>Cyperus fuscus</i>	Barna palka				1		
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Amerikai kőris				1		
<i>Morus alba</i>	Fehér eper				1		
<i>Rumex obtusifolia</i>	Réti lórom				1		
<i>Setaria viridis</i>	Zöld muhar				1		
<i>Solanum nigrum</i>	Fekete csucsor				1		
<i>Epilobium hirsutum</i>	Borzas füzike				2		
<i>Chenopodium rubrum</i>	Vörös libatop				3	2	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Hegyi juhar					1	
<i>Datura stramonium</i>	Csattanó maszlag					1	
<i>Eragrostis pilosa</i>	Szörös tőtippán					1	
<i>Phalaris arundinacea</i>	Nádképű pántlikafű					2	3
<i>Poa trivialis</i>	Sovány perje					2	
<i>Ulmus laevis</i>	Vénic szil					2	
<i>Populus nigra</i>	Fekete nyár					3	1
<i>Quercus robur</i>	Kocsányos tölgy						1
FAJSZÁM		17	23	11	25	23	6

12.3.2-12. táblázat: A közeli alvízi szakaszon előkerült makrofiton fajok és becsült DAFOR mennyiségük

A mintavételi szelvényben előkerült fajok közül egyik sem védett. A fajok közül több is idegenhonosnak számít (amerikai kőris, lándzsás őszirózsa), amelyek tömeges megjelenése a terület zavartságára utal. A vizsgált szakasz a HUDD20023 Tolnai Duna megnevezésű SCI terület része. A terület jelölő növényfaja a Kúszó celler (*Apium repens* (Jacq.) Lagesca) [12-46]. A faj nem került elő a mintavételi szakaszon.

A KÖZELI ALVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A MAKROFITONOK ALAPJÁN

Elvégeztük a szakasz makrofiton alapú ökológiai vízminősítését a VKI szempontrendszerének megfelelően, a Magyarországon elfogadott makrofiton módszer alapján (Lukács et al. [12-28]). A minősítéshez a hat mintaegység összesen 600 méter hosszúságú szelvényének összesített adatait használtuk.

	Összesített DAFOR köbös érték	Fajszám
A (pozitív indikátor fajok)	30	6
B (közömbös fajok)	75	14
C (zavarásjelző fajok)	62	6
SUM	167	26
Referencia Index	-19.16	
EQR érték	0.40	
Minősítés	mérsékelt	

12.3.2-13. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári és őszi mintavétel alapján a közeli alvízi szakaszon a makrofiton adatok alapján

A minősítés során a fajlistából 26 fajt azonosítottunk, amelynek van indikációs képessége. A közeli alvízi szakasz minősítésének eredménye megegyezik a felvizen tapasztalttal.

A vizsgálat eredménye alapján a közeli alvízi Duna-szakasz ökológiai állapota a makrofitonok értékelése szerint mérsékelt.

12.3.2.5 Makrozoobenton

A közel alvízi szakaszon, mely a kibocsátott hűtővíz által közvetlenül érintett területet jelenti 2012-ben két alkalommal (nyáron és ősszel) vettünk makrozoobenton mintákat, 6 mintavételi ponton a Duna jobb és bal partján.

A mintavételi egységek kijelölésénél figyelembe vettük a megadott követelményeket, a korábbi vizsgálatok mintavételi helyeit, valamint a helyszíni terepszemle során a mintavételi helyszín környezeti adottságait, mintavételre való alkalmasságát. A mintaegységeket több alegységre osztottuk. Az alegységek kijelölésének legfontosabb szempontja a vizsgálati cél szem előtt tartása, valamint a mintavétel reprezentativitása volt. Ennek megfelelően a mintavételi alegységeket különböző élőhely típusú területeken jelöltük ki.

A két időpontban (nyár, ősz), 6 mintavételi ponton vett makrogerinctelen mintákban összesen 44 különböző taxont mutattunk ki (12.3.2-14. táblázat).

Taxonok	PLDMZB 1	PLDMZB 1	PLDMZB 2	PLDMZB 2	PLDMZB 3	PLDMZB 3
Vízi kevéssertéjű férgek (Oligochaeta)	3	4	3	18	4	3
Csigák (Gastropoda)						
<i>Bithynia tentaculata</i> (LINNAEUS, 1758)	4		2		14	
<i>Galba truncatula</i> (O. F. MÜLLER, 1774)	3					
<i>Fagotia acicularis</i> (FERRUSAC, 1823)					7	
<i>Fagotia esperi</i> (FERRUSAC, 1823)			1		9	
<i>Lithoglyphus naticoides</i> (C. PFEIFFER 1828)	25	759	60	684	68	228
<i>Physella acuta</i> (DRAPARNAUD, 1805)	1					
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (J. E. GRAY, 1843)	11				2	
<i>Theodoxus fluviatilis</i> (LINNAEUS 1758)	14		26	1	30	13
<i>Valvata piscinalis</i> (O.F. MÜLLER, 1774)			1	22		1
<i>Valvata pulchella</i> STUDER, 1820	1				1	
<i>Viviparus acerosus</i> (BOURGUIGNAT, 1862)	10		1		2	
<i>Viviparus</i> sp.	1					
Kagylók (Bivalvia)						
<i>Corbicula fluminalis</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	1		37		7	
<i>Corbicula fluminea</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	96	21	712	8	336	77
<i>Dreissena polymorpha</i> (PALLAS, 1771)	5		15	4	25	5
<i>Pisidium amnicum</i> (O.F. MÜLLER, 1774)		2				
<i>Pisidium pseudosphaerium</i> FAVRE, 1927	1					
<i>Sinanodonta woodiana</i> (LEA, 1834)	4		6			
<i>Unio</i> sp.			2			
<i>Unio tumidus</i> RETZIUS, 1788		9	2	1		6
Rákok (Crustacea)						
<i>Corophium curvispinum</i> (SARS, 1895)	13	43	27	53	21	34
<i>Dikergammarus</i> sp.	9	6	7	14	4	5
<i>Dikergammarus villosus</i> (SOWINSKY, 1758)	102	2	33	28	24	17
<i>Limnomysis benedeni</i> CZERNIAVSKY, 1882	2	88	37	17	19	58
<i>Obesogammarus obesus</i> VIEUILLE, 1979	6	12	3	10	3	12
<i>Orconectes limosus</i> RAFINESQUE, 1872					1	1
Kérészek (Ephemeroptera)						
<i>Heptagenia flava</i> ROSTOCK, 1877		1				
<i>Caenis pseudorivulorum</i> KEFFERMÜLLER, 196			1			
Szitakötők (Odonata)						
<i>Calopteryx splendens</i> (HARRIS, 1758)						1
<i>Gomphus flavipes</i> (CHARPENTIER, 1825)		2		1		
Poloskák (Heteroptera)						
<i>Gerridae</i>	18		7			
<i>Gerris</i> sp.	3		3			
<i>Sigara striata</i> (LINNAEUS, 1758)				1		
Tegzesek (Trichoptera)						
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i> MALICKY, 1977						1
<i>Hydropsyche contubernalis</i> MACLACHLAN, 186				1		
Bogarak (Coleoptera)						
<i>Hydrochara caraboides</i> (LINNAEUS, 1758)		1				
Kétszárnyúak (Diptera)						
<i>Chironomidae</i>		87				
<i>Chironominae</i>	182	316	2	428	75	19

Taxonok	PLDMZB 1	PLDMZB 1	PLDMZB 2	PLDMZB 2	PLDMZB 3	PLDMZB 3
<i>Glyptotendipes sp.</i>						1
<i>Orthocladinae</i>	48					
<i>Procladius sp.</i>	13	7	4	22	28	14
<i>Tanypodinae</i>	30	1		48		
<i>Tanytus sp.</i>			6		1	

12.3.2-14. táblázat: A közel alvízi szakaszon kimutatott makrogerintelen taxonok listája

A kimutatott makrogerintelen taxonok jelentős hányada invazív, erőteljesen és agresszívan terjeszkedő idegenhonos elem, melyek nagyon gyorsan képesek alkalmazkodni a változó környezeti viszonyokhoz, gyors reprodukciós képességgel rendelkeznek és egy részük komolyan fenyegetheti az őshonos faunát. Kiemelhető közülük a vándorkagyló, (*Dreissena polymorpha*), az amuri kagyló (*Sinanodonta woodiana*), ázsiai kagyló (*Corbicula fluminea*) a rákok közül egy nagyon agresszív faj a *Dikergammarus villosus*, amely gyakran ragadozó életmódot is folytat és jelentős számban fordult elő közvetlenül a hűtővíz kifolyás melletti szelvényben.

A védett szitakötőfaj, a *Gomphus flavipes* néhány egyedét, valamint a *Fagotia acicularis* védett csigafajt a közel alvízi szakaszon is kimutattuk. A HUDD20023 SCI terület jelölő makrozoobenton faja, a tompa folyamkagyló (*Unio crassus*) a mintavételek során nem került elő.

A melegvíz közvetlen közelében (PLDMZB 11) a többi mintavételi ponthoz képest nagyobb számban fordult elő a *Viviparus acerosus* csigafaj, valamint a *Dikergammarus villosus* rákfaj, mely utóbbi nagy egyedszáma azt mutatja, hogy jól tud alkalmazkodni a megnövekedett víz hőmérséklethez, ugyanis a szakasz további szelvényeiben kisebb egyedszámban került a mintákba. A vizsgálatok alapján úgy tűnik, hogy a többi invazív makrogerintelen taxon közvetlenül a melegvíz kifolyásnál kialakult víz hőmérséklet növekedést nem preferálta. Ezt mutatja az is, hogy pl. a *Lithoglyphus naticoides* csigafaj, a *Corophium curvispinum* rák egyedszámai a melegvíz kifolyótól valamivel távolabb növekedett, sőt inkább a bal parton mutattak nagyobb denzitást, ahol a melegvíz hatása már nem érzékelhető és a mederanyag alakította mikrohabitatok hatása érvényesült.

A KÖZELI ALVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A MAKROZOOBENTON ALAPJÁN

A mintavételi pontok ökológiai állapotértékelését egy, a VKI által előírt ún. multimetrikus index, a HMMI (Hungarian Macroinvertebrate Multimetric Index) alapján végeztük (Várbíró et al. [12-42], [12-43]) mely index az EU-s interkalibráció is megfelelt és ötösztályos EQR (Ecological Quality Ratio) minősítő skálája (1-5) alkalmasnak bizonyult a vízfolyások, így a Duna ökológiai állapotának értékelésére (12.3.2-15. táblázat).

Közeli alvízi szakasz	Nyár		Ősz	
	HMMI EQR	Minősítés	HMMI EQR	Minősítés
PLDMZB 11	0,65	jó	0,52	mérsékelt
PLDMZB 12	0,56	mérsékelt	0,51	mérsékelt
PLDMZB 21	0,69	jó	0,37	gyenge
PLDMZB 22	0,5	mérsékelt	0,38	gyenge
PLDMZB 31	0,61	jó	0,44	mérsékelt
PLDMZB 32	0,57	mérsékelt	0,27	gyenge
Átlag:	HMMI EQR		Minősítés	
	0,50		mérsékelt	

12.3.2-15. táblázat: A közel alvízi szakasz ökológiai minősítése a nyári és őszi makrozoobenton minták alapján

A szakasz multimetrikus ökológiai minősítésében is megfigyelhető a szezonális különbség, azaz az őszi minták értékei általában kisebbek, azonban ez nem okozott osztálykülönbségnyi változást. A minősítés nyári értékei azt jelzik, hogy a kibocsátással érintett jobb oldali mintaegységek jobb ökológiai állapotot mutatnak. A makrogerintelen közösségek kialakulásáért a vizsgálatok alapján úgy tűnik leginkább a mederaljzat és a rendelkezésre álló mikrohabitatok voltak elsősorban felelősek, de valószínűsíthető a melegvíz hatása is. A kidolgozott multimetrikus mutató (HMMI), hasonlóan az EU-ban használtakéhoz alapvetően az általános degradációra érzékeny, így a rendelkezésre álló minőségi indexekkel a hőszennyezés egyedüli hatásának kimutatása meglehetősen kétséges. Emiatt elvégeztük a szakaszok finomabb skálájú ökológiai értékelését is (ld. 12.3.4.5. fejezet). A minősítés értéke ugyanakkor megegyezik a felvízen számított minősítés eredményével.

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy a melegvízzel érintett közeli alvízi szakasz ökológiai állapota a vízi makroszkopikus gerinctelen közösség alapján mérsékelt állapotú (HMMI EQR: 0.50).

12.3.2.6 Halak

A közeli alvízi szakaszon halközösség mintavételt 2012-ben két - nyári és őszi - időpontban végeztünk. Ehhez a szakaszhoz a biológiai elemek, így a halak tekintetében is csak hat mintaegységet soroltunk, amelyek legalsó végpontja a kibocsátástól cca. 3,7 km-re található. A kibocsátott hűtővíz által közvetlenül érintett szakaszon (Halasi-Kovács [12-17], Kék Csermely [12-21]) így összesen 6 db, egyenként 500 méter hosszúságú, összesen 3 000 méter mintaegységet vizsgáltunk. A mintavétel kiterjedt mind a jobb, mind a bal parti területekre. A mintavételi alegységek között egyaránt található természetes és kövezéses aljzatú. A bal parti minta alegységek a melegvízzel nem érintettek. A nyári és őszi mintavételek során a mintavételi alegységek azonosak voltak (lásd 12.1.5-10. táblázat).

A nyári és őszi felmérés során a hat mintavételi egységben összesen 33 faj 3 679 egyedének meghatározását végeztük el.

Tudományos név	Magyar név	PLHD11	PLHD12	PLHD21	PLHD22	PLHD31	PLHD32
<i>Eudontomyzon mariae</i> (Berg, 1931)	Dunai ingola	0	1	0	1	1	1
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Bodorka	1	1	1	1	1	1
<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	Nyúldomolykó	0	0	0	0	1	0
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Domolykó	1	1	1	1	1	1
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	Jász	1	1	1	1	1	1
<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Balin	1	1	1	1	1	1
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Küsz	1	1	1	1	1	1
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	Karikakeszeg	1	1	1	1	1	1
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Dévékeszeg	1	1	1	0	1	0
<i>Ballerus sapa</i> (Pallas, 1814)	Bagolykeszeg	0	0	0	1	1	0
<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	Garda	1	0	0	0	0	0
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	Paduc	1	0	1	0	1	0
<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	Máma	1	0	1	0	1	1
<i>Romanogobio vladkovi</i> (Fang, 1943)	Halványfoltú küllő	1	1	1	1	1	0
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	Szivárványos ökle	1	0	0	0	0	0
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Ezüstkárász	1	1	1	0	0	0
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Ponty	0	0	1	0	0	0
<i>Sabanejewia balcanica</i> (Karaman, 1922)	Törpecsík	0	1	1	1	1	0
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	Harcza	1	1	1	1	1	1
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	Csuka	0	0	1	1	1	1
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	Menyhal	1	1	1	1	1	1
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Naphal	0	1	0	0	0	0
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Sügér	1	1	1	0	1	1
<i>Gymnocephalus baloni</i> Holčík & Hensel, 1974	Széles durbincs	1	1	1	1	1	1
<i>Gymnocephalus schraetser</i> (Linnaeus, 1758)	Selymes durbincs	1	1	1	1	1	0
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Süllő	1	1	1	1	1	1
<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1789)	Köszüllő	1	1	0	0	0	0
<i>Zingel zingel</i> (Linné, 1766)	Magyar bucó	0	0	0	1	0	1
<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	Tarka géb	0	1	0	1	1	0
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	Folyami géb	1	1	1	0	1	0
<i>Ponticola kessleri</i> (Günther, 1861)	Kessler-géb	1	1	1	1	1	1
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	Feketeszájú géb	1	1	1	1	1	1
<i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	Csupasztorkú géb	1	1	1	1	1	1
FAJSZÁM		24	24	24	21	26	18

12.3.2-16. táblázat: A közeli alvízi szakaszon előkerült halfajok

A mintavételi szelvényben előkerült fajok közül öt védett (*Romanogobio vladkovi*, *Rhodeus amarus*, *Sabanejewia balcanica*, *Gymnocephalus baloni*, *Gymnocephalus schraetser*), valamint kettő fokozottan védett (*Eudontomyzon mariae*, *Zingel zingel*).

A HUDD 20023 jelű SCI terület jelölő halfajai közül a szakaszon kimutatott fajok: *Eudontomyzon mariae*, *Aspius aspius*, *Gymnocephalus baloni*, *Gymnocephalus schraetser*, *Zingel zingel*.

A korábbi vizsgálatok eredményei egyértelműen bizonyították, hogy a természetes élőhely változatossága, mint környezeti tényező erősebb, mint a meleg víz hatása (SCIAP [12-37]). A jelenlegi mintavételi egységek fajszerkezetének elemzése alapján azt lehet feltételezni, hogy a melegvíz hatására az *Eudontomyzon mariae*, *Lota lota*, *Babka gymnotrachelus* kismértékű elkerülést mutat, míg a melegvíz preferenciáját jelzi az *Aspius aspius*, *Alburnus alburnus*, *Blicca bjoerkna*,

Chondrostoma nasus, *Babrus barbus*, *Carassius gibelio*, *Perca fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*. Ez az eredmény összhangban áll a 2010. évi vizsgálatok eredményeivel is.

A mintavételek során 27 fajnak kerültek elő ivadékok példányai. Ez azt jelenti, hogy ivadék példányokat a fajok 82%-nál regisztráltunk. Ez az arány, hasonlóan a felvízhez magas.

A meghatározott egyedek korcsoport szerinti eloszlását a mintavételi egységekben az alábbi táblázatok mutatják be.

NYÁR	Adult (db)	Ivadék (db)	Összesen (db)
PLHD11	474	79	553
PLHD12	239	56	295
PLHD21	546	31	577
PLHD22	223	23	246
PLHD31	191	77	268
PLHD32	297	39	336

12.3.2-17. táblázat: A közeli alvízi mintavételi egységek fogási eredményeinek alapadatai a nyári mintavétel alapján

ŐSZ	Adult (db)	Ivadék (db)	Összesen (db)
PLHD1	244	47	291
PLHD1	96	38	134
PLHD2	204	54	258
PLHD2	131	21	152
PLHD3	193	97	290
PLHD3	143	136	279

12.3.2-18. táblázat: A közeli alvízi mintavételi egységek fogási eredményeinek alapadatai az őszi mintavétel alapján

Az egységnyi (100 m) mintavételi hosszra jutó összes (adult+ivadék) fogási érték (CPUE) a nyári mintavételi eredmények alapján a jobboldali, tehát melegvíz kibocsátással érintett mintaegységekben átlagosan 93,2 db; a vizsgált szakaszok közül a legmagasabb értéket mutatja. Ugyanakkor a baloldali, tehát a melegvízzel nem érintett mintaegységek CPUE értékei a felvízi mintaegységek értékeivel mutatnak nagyfokú hasonlóságot. A táblázatból kitűnik, hogy a melegvíz hatása alatt álló közvetlen alvízi mintaegységek CPUE értékei konstans módon magasabb értéket mutatnak a felvízi és a nem érintett alvízi mintaegységek fogási adataihoz viszonyítva (12.3.2-19. táblázat).

Mintaszelvénnyek	CPUE (100 m)
Felvíz átlaga a 12.3.1-18. táblázat értékei alapján	59,0
"Melegvíz" 2002-2003 (Halasi-Kovács 2005)	88,9
"Melegvíz" 2009 (SCIAP Kft. 2010)	83,1
PLHD11+21+31 "érintett egységek"	93,2
PLHD12+22+32 "nem érintett egységek"	58,5

12.3.2-19. táblázat: A CPUE értékek összevetése a korábbi közvetlen alvízi, valamint a felvízi eredményekkel

A 2012. évi közeli alvízi mintavételek eredményei alapján megállapítható, hogy ezen Duna-szakasz halfaj-szerkezete nagymértékben hasonló képet mutat mind a korábbi, hasonló célú vizsgálatok (Halasi-Kovács [12-14], SCIAP Kft. [12-37]), mind a felvízi szakasz eredményeivel. A felvízi szakaszhoz viszonyítva új fajként jelentkezett a *Leuciscus leuciscus*, *Abramis sapa*, *Pelecus cultratus*, *Sabanejewia balcanica*, *Lepomis gibbosus*, *Sander volgensis*, míg nem került elő az *Anguilla anguilla*. Ezek a fajok azonban az érintett szakaszokon is a kis egyedszámban kimutatott fajok közé tartoznak.

A nyári mintavétel során összességében magasabb egyedszámok voltak megfigyelhetők, ugyanakkor az ivadékok egyedszáma az őszi mintavétel során mutatott kismértékű növekedést. Ezzel együtt a két időszak mintavételének eredménye nagyfokú hasonlóságot mutat. Ezzel együtt az is megállapítható, hogy még az őszi mintavétel is inkább egy nyári állapot képét tükrözte.

A korábbi vizsgálatok eredményei egyértelműen bizonyították, hogy a természetes élőhely változatossága, mint környezeti tényező erősebb, mint a meleg víz hatása (SCIAP Kft. [12-37]). A jelenlegi mintavétel eredményei ezt a tényt megerősítették. A minták eredményéből az látszik, hogy a melegvíz hatására az *Eudontomyzon mariae*, *Lota lota*, *Babka gymnotrachelus* kismértékű elkerülést mutat, míg a melegvíz preferenciáját jelzi az *Aspius aspius*, *Alburnus alburnus*, *Blicca bjoerkna*, *Chondrostoma nasus*, *Babrus barbus*, *Carassius gibelio*, *Perca fluviatilis*, *Neogobius melanostomus*.

A KÖZELI ALVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A HALKÖZÖSSÉG ALAPJÁN

Elvégeztük a mintaegységek halközösség alapú ökológiai vízminősítését a VKI szempontrendszerének megfelelően, a Magyarországon elfogadott EQIHRF módszer alapján (Halasi-Kovács et al. [12-17]). A minősítéshez legalább 2000 méter hosszúságú mintaegység alkalmas. Ennek megfelelően a szakasz értékelése során a jobboldali alegységeket súlyozottan vettük figyelembe (PLHD11, 21, 31), míg az értékeléshez a baloldali alegységek közül kizárólag a legfelső baloldali (PLHD12) adatait használtuk fel mind a nyári, mind az őszi minták esetében. Bár az EQIHRF protokollja alapján a nyári mintavétel tekinthető relevánsnak, elvégeztük az őszi minta alapján is a minősítést. Ez utóbbi csak tájékoztató jellegű.

Közel alvízi szakasz nyár	Pontszám	Érték
1. Omnivor fajok relatív gyakorisága (%)	59,31	5
2. Nyíltvízi fajok száma (db)	3	3
3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága (%)	2,89	3
4. Bentikus fajok száma (db)	20,00	5
5. Litofil fajok száma (db)	6	4
6. Fitofil fajok relatív gyakorisága (%)	1,99	4
7. Reofil fajok száma (db)	12	4
8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága (%)	0,14	2
9. Specialista fajok relatív gyakorisága (%)	40,00	5
10. Őshonos fajok relatív gyakorisága (%)	64,67	2
Összes pontszám		37
Minősítés		jó

12.3.2-20. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári mintavétel alapján a közeli alvízi szakaszon

Közel alvízi szakasz őszi	Pontszám	Érték
1. Omnivor fajok relatív gyakorisága (%)	50,27	5
2. Nyíltvízi fajok száma (db)	4	4
3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága (%)	10,86	4
4. Bentikus fajok száma (db)	17	4
5. Litofil fajok száma (db)	6	4
6. Fitofil fajok relatív gyakorisága (%)	2,82	4
7. Reofil fajok száma (db)	11	4
8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága (%)	2,01	5
9. Specialista fajok relatív gyakorisága (%)	49,73	5
10. Őshonos fajok relatív gyakorisága (%)	56,43	2
Összes pontszám		41
Minősítés		jó

12.3.2-21. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei az őszi mintavétel alapján a közeli alvízi szakaszon

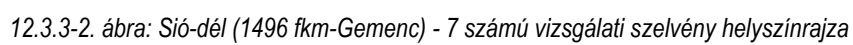
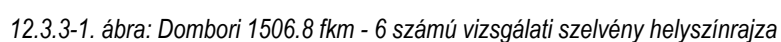
A közeli alvízi minősítés értéke megegyezik a felvizen tapasztalttal.

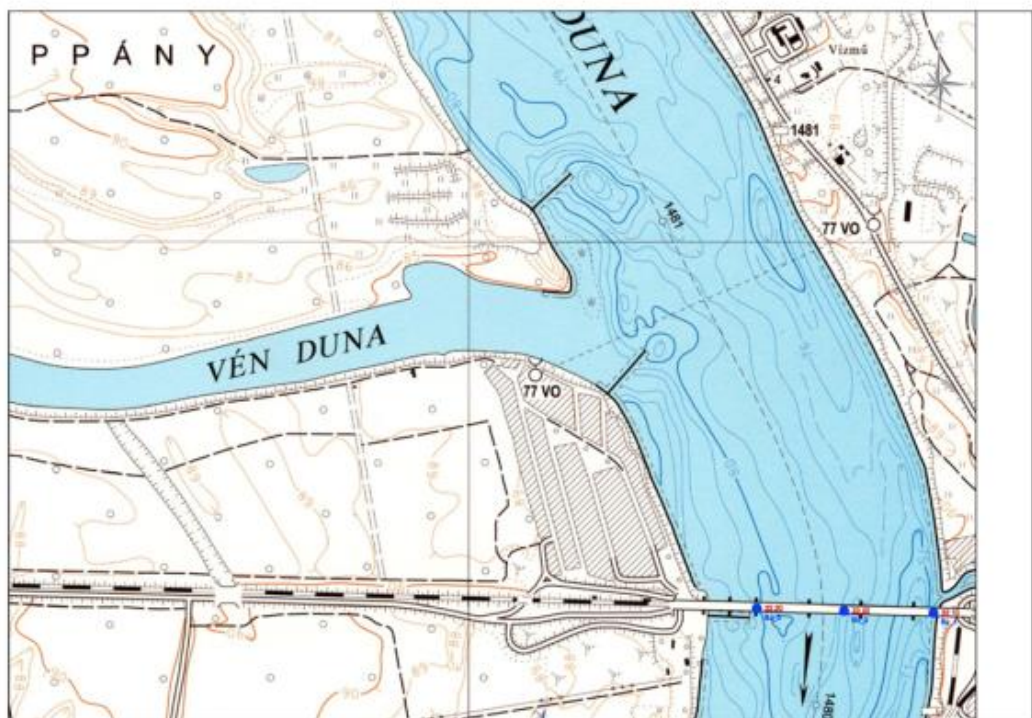
Az értékelés alapján a közeli alvízi Duna-szakasz ökológiai állapota a haleygyüttes értékelése alapján jó.

12.3.3 TÁVOL ALVÍZI DUNAI VIZSGÁLATI SZELVÉNYEK

12.3.3.1 Fizikai-kémiai jellemzők

A melegvíz-csatorna torkolatától (1526 fkm), távol fekvő dunai szelvényekben 2013. év második félévében, havonta egy-egy (Baja esetében összesen kettő) alkalommal végeztünk fizikai-kémiai paraméterek meghatározására vonatkozó vizsgálatokat. A vizsgálandó szelvényeket a távol elhelyezkedő alvízi szelvények csoportjába helyeztük. Fadd-Dombori 1506,8 fkm (12.3.3-1. ábra), Sió-Dél (Gemenc) 1496,0 fkm (12.3.3-2. ábra), Baja (közúti hid) 1481,5 fkm (12.3.3-3. ábra).





12.3.3-3. ábra: Baja 1481.5 fkm (közúti híd) - 8 számú vizsgálati szelvény helyszínrajza

A 2013. évi vizsgálatok alapján készített és egyben MSZ szerint minősítő vízminőségi táblázat a 12.3.3-1. táblázat. A VKI szerinti minősítést a 12.3.3-2. táblázatokba összesítettük. Megjegyezzük, hogy a Fadd-Dombori szelvényben az Országos Törzshálózati mérések keretében végeznek dunai vízminőség vizsgálatokat a sodorvonalban. További részletezése 12.2.1 fejezetben.

A TÁVOLI ALVÍZI DUNA-SZAKASZ MINŐSÍTÉSE A 2013. ÉVI VIZSGÁLATOK ALAPJÁN VKI SZERINT

Komponensek	Mértékegység	Dombori_B _1506.8	Dombori_K _1506.8	Dombori_J _1506.8	Sió-D_B _1496	Sió-D_K _1496	Sió-D_J _1496	Baja_B _1481.5	Baja_K _1481.5	Baja_J _1481.5	Dombori_1506.8 szelvény minősítése	Sió (dél)_1496 szelvény minősítése	Baja_1481.5 szelvény minősítése	A vizsgált szelvények által lehatárolt dunai szakasz átlag értékei	
		Átlag	Átlag	Átlag	Átlag	Átlag	Átlag	Átlag	Átlag	Átlag				MIN	MAX
pH		8.17	8.18	8.14	8.18	8.16	8.11	8.20	8.15	8.11	5	5	5	8.06	8.21
Savasodási állapot											5.0	5.0	5.0		
Vezetőképesség	μS/cm	404	402	404	403	402	412	415	419	427	5	5	5	374	427
Sótartalom											5.0	5.0	5.0		
Oldott oxigén	mg/l	11.0	11.1	10.2	11.2	11.0	10.5	9.4	9.3	8.9	5	5	5	8.9	12.1
Oxigén telítettség	%	113.2	114.0	108.2	115.2	113.8	110.6	99.5	98.5	94.5	4	4	5	94.5	115.2
BOI ₅	mg/l	3.4	3.3	2.9	4.0	3.7	3.6	2.8	3.0	3.2	3	3	4	2.8	4.0
KOI _k	mg/l	13.7	11.8	15.1	12.3	11.9	16.8	5.5	9.3	7.9	3	3	5	5.5	21.4
Oxigén háztartás											3.8	3.8	4.8		
Ammónium-N (NH ₄ ⁺ -N)	mg/l	0.062	0.050	0.064	0.062	0.064	0.074	0.055	0.040	0.060	5	5	5	0.030	0.075
Nitrit-N (NO ₂ -N)	mg/l	0.011	0.009	0.012	0.012	0.008	0.012	0.009	0.008	0.010	4	4	5	0.008	0.031
Nitrát-N (NO ₃ -N)	mg/l	1.5	1.4	1.4	1.3	1.4	1.3	1.2	1.4	1.2	4	4	4	0.6	1.7
Összes N	mg/l	2.6	2.8	2.6	2.6	2.4	2.9	2.4	4.7	2.6	4	4	3	2.3	4.7
Orto-foszfát (PO ₄ -P)	μg/l	41.0	45.6	40.2	41.0	41.6	44.8	38.5	42.0	42.5	5	5	5	38.5	55.4
Összes foszfor	μg/l	100	84	94	84	78	122	90	95	90	5	4	5	54	125
Növényi tápanyagok											4.5	4.3	4.5		
Cd	μg/l	0.017	0.006	0.008	0.008	0.006	0.009	0.015	0.008	0.008	5	5	5	0.005	0.020
Hg	μg/l	0.018	0.020	0.018	0.018	0.018	0.018	0.038	0.038	0.038	5	5	5	0.018	0.120
Ni	μg/l	1.68	2.10	1.67	1.61	1.64	1.65	2.25	2.69	2.93	5	5	5	1.61	2.93
Pb	μg/l	0.11	0.06	0.07	0.06	0.07	0.07	0.01	0.01	0.01	5	5	5	0.01	0.11
Fémek											5.0	5.0	5.0		
Zn	μg/l	5.91	6.75	7.00	6.13	6.70	6.79	6.08	7.86	7.25	5	5	5		
Cu	μg/l	1.69	1.72	1.59	1.75	1.87	1.99	2.12	2.73	1.96	5	5			
Cr	μg/l	0.41	1.30	0.42	0.40	0.39	0.41	0.91	1.24	2.24	5	5	5		
As	μg/l	1.49	1.45	1.45	1.47	1.47	1.50	1.44	1.38	1.44	5	5	5		
Specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek)											5.0	5.0	5.0		
Duna (HURWAEP444 VÍZTEST) adott szakaszának fizikai-kémiai paraméterek ökológiai szempontok szerinti VKI minősítése											jó állapotú	jó állapotú	jó állapotú	jó állapotú	

12.3.3-1. táblázat: Távoli alvízi dunai szakasz (1506.8-1481.5 fkm) vízminőségi vizsgálatainak VKI szerinti minősítése

DOMBORI 1506.8 FKM SZELVÉNY MINŐSÍTÉSE VKI SZERINT

- A **savasodási** állapotot a vizsgálati eredmények 5.0 féléves átlaga alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- A **sótartalom** állapotot a vizsgálati eredmények 5.0 féléves átlaga alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- Az **oxigénháztartás** állapotának osztály érték féléves átlaga 3.8. A VKI értékelés alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A növényi **tápanyagok** állapotának osztály érték féléves átlaga 4.5. A VKI értékelés metodikája alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A fémek állapotának osztály érték féléves átlaga 5.0. A VKI értékelés metodikája alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.

A Duna Dombori szakaszát (1506.8 fkm) a 2012. évben elvégzett hat havi vízminőségi vizsgálatok alapján ökológiai szempontból jó állapotúnak, specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek) szempontjából jó, megfelelő állapotúnak minősíthetjük.

SÍÓ-DÉL 1496 FKM SZELVÉNY MINŐSÍTÉSE VKI SZERINT

- A **savasodási** állapotot a vizsgálati eredmények 5.0 féléves átlaga alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- A **sótartalom** állapotot a vizsgálati eredmények 5.0 féléves átlaga alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- Az **oxigénháztartás** állapotának osztály érték féléves átlaga 3.8. A VKI értékelés alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A növényi **tápanyagok** állapotának osztály érték féléves átlaga 4.3. A VKI értékelés metodikája alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A fémek állapotának osztály érték féléves átlaga 5.0. A VKI értékelés metodikája alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.

A Duna Sió-Dél szakaszát (1496 fkm) a 2013. évben elvégzett hat havi vízminőségi vizsgálatok alapján ökológiai szempontból jó állapotúnak, specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek) szempontjából jó, megfelelő állapotúnak minősíthetjük.

BAJA 1481.5 FKM SZELVÉNY MINŐSÍTÉSE VKI SZERINT

- A **savasodási** állapotot a vizsgálati eredmények 5.0 féléves átlaga alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- A **sótartalom** állapotot a vizsgálati eredmények 5.0 féléves átlaga alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- Az **oxigénháztartás** állapotának osztály érték féléves átlaga 4,8. A VKI értékelés alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.
- A **növényi tápanyagok** állapotának osztály érték féléves átlaga 4.5. A VKI értékelés metodikája alapján **jó állapotúnak** minősítjük.
- A **fémek** állapotának osztály érték féléves átlaga 5.0. A VKI értékelés metodikája alapján **kiváló állapotúnak** minősítjük.

A Duna Baja szakaszát (1481.5 fkm) a 2013. évben elvégzett két vízminőségi vizsgálat alapján ökológiai szempontból jó állapotúnak, specifikus szennyezőanyagok (veszélyes kémiai elemek) szempontjából jó, megfelelő állapotúnak minősíthetjük.

A TÁVOLI ALVÍZI DUNA (1506,8-1481,5 FKM) SZELVÉNY MINŐSÍTÉSE

Dombori szelvény 1506.8 fkm	II. osztály	JÓ állapotú
Sió_dél (Gemenc) 1496 fkm	II. osztály	JÓ állapotú
Baja szelvény 1481.5 fkm	II. osztály	JÓ állapotú

12.3.3-2. táblázat: Távoli alvízi dunai szakasz (1506.8-1481.5 fkm)

Duna (HURWAEP444 VÍZTEST) 1506,8-1481,5 fkm szakasza a fizikai-kémiai paraméterek VKI szerinti minősítésének eredménye alapján a jó állapotba tartozik.

12.3.3.2 Fitoplankton

A távoli alvízi szakaszt a biológiai elemek vonatkozásában két alszakaszra – közép-távoli és távoli - osztottuk. A továbbiakban az eredmények közlését is eszerint adjuk meg.

A közép-távoli alvízi alszakasz eredményei

A közép-távoli alvízi szakaszt a gerjen-foktői (PLDFP52, PLDFP53, PLDFP51), és a dombori szelvény mintavételi pontjai (P50DFP22, P50DFP23, P50DFP21) alkotják. A gerjen-foktői szelvényt 2012-ben öt alkalommal (03.22; 06.27; 08.28; 09.26; 11.14), a dombori szelvényt 2013-ban két alkalommal (08.28; 10.10) vizsgáltuk.

TAXONOK	PLDFP52	PLDFP53	PLDFP51
	Gerjen-Foktó		
	bal	közép	obb
	2012.03.22	2012.03.22	2012.03.22
SUM piko	41	35	41
SUM nano	5	2	4
SUM Flagellatae	256	217	92
SUM Chroococcales	6	0	1
SUM Oscillatoriales	1	3	21
SUM Nostocales	0	0	0
SUM Euglenophyta	6	0	0
SUM Cryptophyta	65	288	167
SUM Dinophyta	0	66	626
SUM Chrysophyceae	209	244	306
SUM Xanthophyceae	0	0	0
SUM Centrales	10790	13428	9208
SUM Pennales	294	345	152
SUM Volvocales	296	143	90
SUM Chlorococcales	31	20	40
SUM Ulothricales	3	1	1
SUM Desmidiaceae	0	0	0
SUM Zygnematales	0	0	0
SUM biomassza (µg/l)	12003	14792	10747
a-klorofill koncentráció (µg/l)	21,7	20,2	20,8
a biomassza a-klorofill tartalma (%)	0,181	0,137	0,194
trofitás-fok	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)

12.3.3-3. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna közép-távoli alvízi szakaszán a márciusi mintavétel során

TAXONOK	PLDFP52	PLDFP53	PLDFP51
	Gerjen-Foktó		
	bal	közép	jobb
	2012.06.27	2012.06.27	2012.06.27
SUM piko	19	32	25
SUM nano	14	9	21
SUM Flagellatae	41	50	8
SUM Chroococcales	0	0	0
SUM Oscillatoriales	0	31	20
SUM Nostocales	50	0	0
SUM Euglenophyta	6	0	35
SUM Cryptophyta	101	80	115
SUM Dinophyta	0	0	0
SUM Chrysophyceae	8	0	15
SUM Xanthophyceae	0	0	0
SUM Centrales	2055	1996	1223
SUM Pennales	18	195	9
SUM Volvocales	34	18	10
SUM Chlorococcales	319	189	181
SUM Ulothricales	0	0	0
SUM Desmidiaceae	10	0	0
SUM Zygnematales	0	0	0
SUM biomassza (µg/l)	2675	2599	1662
a-klorofill koncentráció (µg/l)	9,6	9,6	9,6
a biomassza a-klorofill tartalma (%)	0,359	0,369	0,578
trofitás-fok	3 (o-m)	3 (o-m)	3 (o-m)

12.3.3-4. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna közép-távoli alvízi szakaszán a júniusi mintavétel során

TAXONOK	PLDFP52	PLDFP53	PLDFP51	P50DFP22	P50DFP23	P50DFP21
	Gerjen-Foktő			Dombori		
	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb
	2012.08.28	2012.08.28	2012.08.28	2013.08.28	2013.08.28	2013.08.28
SUM piko	20	29	30	37	19	32
SUM nano	1	5	2	17	7	4
SUM Flagellatae	9	45	67	21	442	24
SUM Chroococcales	0	0	0	12	0	0
SUM Oscillatoriales	1	0	3	0	2	0
SUM Nostocales	0	0	2	0	0	0
SUM Euglenophyta	4	0	0	0	0	0
SUM Cryptophyta	145	89	156	160	121	49
SUM Dinophyta	0	23	5	0	0	0
SUM Chrysophyceae	0	8	0	0	0	0
SUM Xanthophyceae	1	37	0	0	0	0
SUM Centrales	8550	10818	3685	3752	4355	2492
SUM Pennales	80	9	6	11	7	103
SUM Volvocales	151	74	69	21	42	0
SUM Chlorococcales	121	263	122	293	119	189
SUM Ulothricales	0	0	0	0	1	1
SUM Desmidiaceae	0	0	0	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	9082	11400	4147	4325	5116	2894
a-klorofill koncentráció (µg/l)	58,6	64,0	58,0	13,2	14,1	8,1
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	0,645	0,561	1,399	0,305	0,276	0,280
trofitás-fok	6 (eu)	6 (eu)	6 (eu)	4 (m)	4 (m)	3 (o-m)

12.3.3-5. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna közép-távolsági alvízi szakaszán az augusztusi mintavétel során

TAXONOK	PLDFP52	PLDFP53	PLDFP51	P50DFP22	P50DFP23	P50DFP21
	Gerjen-Foktő			Dombori		
	bal	közép	jobb	bal	közép	jobb
	2012.09.26	2012.09.26	2012.09.26	2013.10.10	2013.10.10	2013.10.10
SUM piko	10	3	16	10	6	6
SUM nano	0	0	1	2	0	0
SUM Flagellatae	0	3	6	6	4	3
SUM Chroococcales	0	0	0	0	0	0
SUM Oscillatoriales	1	0	1	0	1	0
SUM Nostocales	0	0	0	0	0	0
SUM Euglenophyta	0	0	0	0	0	0
SUM Cryptophyta	9	4	5	69	30	18
SUM Dinophyta	0	0	0	0	0	0
SUM Chrysophyceae	0	0	60	3	3	0
SUM Xanthophyceae	0	0	0	0	0	0
SUM Centrales	316	187	90	114	181	68
SUM Pennales	0	0	14	0	28	11
SUM Volvocales	0	7	0	0	0	0
SUM Chlorococcales	6	21	14	0	13	2
SUM Ulothricales	1	0	0	1	0	0
SUM Desmidiaceae	0	0	0	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	343	226	206	204	265	109
a-klorofill koncentráció (µg/l)	0,1	1,8	0,1	0,7	<0,1	<0,1
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	0,029	0,798	0,049	0,343	-	-
trofitás-fok	1 (u-o)	2 (o)	1 (u-o)	4 (m)	4 (m)	3 (o-m)

12.3.3-6. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna közép-távolsági alvízi szakaszán az őszi (2012.szeptember, 2013. október) mintavétel során

TAXONOK	PLDFP52	PLDFP53	PLDFP51
	Gerjen-Foktó		
	bal	közép	jobb
	2012.11.14	2012.11.14	2012.11.14
SUM piko	10	6	13
SUM nano	4	2	2
SUM Flagellatae	4	2	3
SUM Chroococcales	0	0	0
SUM Oscillatoriales	1	1	26
SUM Nostocales	0	0	0
SUM Euglenophyta	0	0	0
SUM Cryptophyta	33	0	10
SUM Dinophyta	0	0	0
SUM Chrysophyceae	0	0	0
SUM Xanthophyceae	0	0	1
SUM Centrales	44	67	62
SUM Pennales	17	22	43
SUM Volvocales	0	0	0
SUM Chlorococcales	3	6	11
SUM Ulothricales	0	0	0
SUM Desmidiaceae	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	115	107	171
a-klorofill koncentráció (µg/l)	1,8	1,2	1,8
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	1,560	1,126	1,055
trofitás-fok	2 (o)	2 (o)	2 (o)

12.3.3-7. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna közép-távolsági szakaszán a novemberi mintavétel során

A Duna Gerjen-Foktó szelvényében 2012. március 22-én a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 13.9 mg/l, 12.0 mg/l és 14.8 mg/l, az a-klorofill koncentráció 21.5 µg/l, 21.7 µg/l és 20.2 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton az 5 (mezo-eutróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (88.9%, 89.9% és 90.8%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 2.3%, 2.4% és 2.3%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 1.5%, 1.7% és 1.6%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 1.6%, 0.5% és 1.9%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 2.3%, 2.1% és 1.5%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.0%, 2.5% és 1.0% , a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 0.2%, 0.3% és 0.1% volt.

2012. június 27-én a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 2.7 mg/l, 2.6 mg/l és 1.7 mg/l, az a-klorofill koncentráció 9.6 µg/l, 9.6 µg/l és 9.6 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton az 3(oligo-mezotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (76.8%, 76.8% és 73.6%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.7%, 7.5% és 0.5%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.3%, 0.0% és 0.9%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 3.8%, 3.1% és 6.9%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 1.5%, 1.9% és 0.5%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.3%, 0.7% és 0.6% , a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 11.9%, 7.3% és 10.9% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.7%, 1.2% és 1.5% volt.

2012. augusztus 28-án a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 9.1 mg/l, 11.4 mg/l és 4.1 mg/l, az a-klorofill koncentráció 58.6 µg/l, 64.0 µg/l és 58.0 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton az 6 (eutróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (94.1%, 94.9% és 88.9%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.9%, 0.1% és 0.1%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.0%, 0.1% és 0.0%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 1.6%, 0.8% és 3.8%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 0.1%, 0.4% és 1.6%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.7%, 0.7% és 1.7%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.3%, 2.3% és 2.9% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.2%, 0.3% és 0.7% volt.

A Duna Gerjen-Foktó szelvényében 2012. szeptember 26-án a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.2 mg/l, 0.3 mg/l és 0.2 mg/l, az a-klorofill koncentráció 2.4 µg/l, 0.6 µg/l és 0.1 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a sodorvonal mintavételi ponton

a 2 (oligotróf), a parti mintavételi pontokon az 1 (ultra-oligotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (92.1%, 82.9% és 43.6%) voltak. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.0%, 0.0% és 6.7%, az ostoros sárgamoszatoké (Chrysophyceae) 0.0%, 0.0% és 29.0%, a barázdás ostoros moszatoké (Cryptophyta) 2.6%, 1.6% és 2.5%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 0.0%, 1.2% és 2.7%, a Volvocales-rendbe tartozó zöldalgáké 0.0%, 3.2% és 0.0%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 1.9%, 9.5% és 6.7% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 2.8%, 1.4% és 7.7% volt.

2012. november 14-én a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.1 mg/l, 0.1 mg/l és 0.2 mg/l, az a-klorofill koncentráció 1.8 µg/l, 1.2 µg/l és 1.8 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom mintavételi ponton a 2 (oligotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales- és a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák voltak. Részarányuk a bal part, közép, jobb part sorrendben 38.0%, 62.9% és 36.2%, ill. 15.1%, 20.9% és 25.3% volt. A barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta) részesedése 28.7%, 0.1% és 5.9%, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (Flagellatae) 3.1%, 1.9% és 1.5%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 3.0%, 5.9% és 6.6% volt. A piko-algák részesedése a bal part, közép, jobb part sorrendben 8.2%, 6.0% és 7.4% volt.

A Duna dombori szelvényében 2013-ban két alkalommal, augusztus 28.-án és október 10.-én, három mintavétel ponton (bal part (P50DFP22), közép (P50DFP23), jobb part (P50DFP21)) vettünk merített fitoplankton mintákat.

A Duna dombori szelvényében 2013. augusztus 28-án a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 4.33 mg/l, 5.12 mg/l és 2.89 mg/l, az a-klorofill koncentráció 13.2 µg/l, 14.1 µg/l és 8.1 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a 4 (mezotróf), a 4 (mezotróf) és a 3 (oligo-mezotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (86.8%, 85.1% és 86.1%) voltak. A főként Rhodomonas-fajok által képviselt barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta) részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 3.7%, 2.4% és 1.7%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 6.8%, 2.3% és 6.5% volt.

A Duna dombori szelvényében 2013. október 10-én a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.204 mg/l, 0.265 mg/l és 0.109 mg/l, az a-klorofill koncentráció mindhárom mintavételi ponton a kimutathatóság határértékénél (<0,1mg/l) kisebb volt, amely utóbbiak az 1 (ultra-oligotróf) fokozatnak felelnek meg. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (55.7%, 68.1% és 62.3%) voltak. A főként Rhodomonas-fajok által képviselt barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta) részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 33.6%, 11.1% és 16.3% volt.

A közép-távolsági szakasz mintavételeinek eredményei mind a felvízhez, mind a közeli alvízhez nagymértékben hasonló állapotot, illetve tendenciát mutatnak. A fitoplankton biomasszában meghatározó a kovaalgák mennyisége; a legmagasabb biomassa értékkel jellemezhető időszak a március, emellett az augusztus, míg a legalacsonyabb biomassa értékek szeptember és november hónapban adódtak. A 2012. évi minták biomassa értékei magasabbak a hasonló időszakban, 2013-ban mért értékekénél, ugyanakkor az évszakos eltérések az évek közötti különbségeket meghaladják.

A KÖZÉP-TÁVOLI ALVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A FITOPLANKTON ALAPJÁN

A közép-távolsági alvízi szakasz fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítésére a Gerjen-Foktő és a Dombori-szelvények bal- és jobb parti, ill. sodorvonali, mintavételi pontjaira megállapított valamennyi HRPI EQR értéket használtuk (Gerjen-Foktő: 2012. 03. 22., 2012. 06. 27., 2012. 08. 28., 2012. 09. 26., 2012. 11. 14.; Dombori: 2013. 08. 28., 2013. 10. 10.), amelyeket a következő táblázatban foglaltunk össze.

Mintaegység	2012.03.22		2012.06.27		2012.08.28; 2013.08.27		2012.09.26; 2013.10.11		2012.11.14	
	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)
PLDFP52	0,697	jó	0,764	jó	0,376	gyenge	0,892	kiváló	0,843	kiváló
PLDFP53	0,715	jó	0,784	jó	0,327	gyenge	0,858	kiváló	0,885	kiváló
PLDFP51	0,693	jó	0,768	jó	0,370	gyenge	0,849	kiváló	0,821	kiváló
Átlag évszak 2012	0,702	jó	0,772	jó	0,358	gyenge	0,866	kiváló	0,850	kiváló
P50DFP22					0,760	jó	0,890	kiváló		
P50DFP23					0,744	jó	0,880	kiváló		
P50DFP21					0,817	kiváló	0,880	kiváló		
Átlag évszak 2013					0,774	jó	0,883	kiváló		
Átlag évszak 2012-2013	0,702	jó	0,772	jó	0,566	mérsékelt	0,875	kiváló	0,850	kiváló
Szakasz minősítés	0,753					jó				

12.3.3-8. táblázat: A közép-távoli alvízi-szakasz fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A közép-távoli alvízi szakasz ökológiai állapotának jellemzésére a fajösszetétel alapján számított NQR- és a fitoplankton biomasszával arányos a-klorofill koncentrációt is figyelembevéve HRPI-indexet használtuk. Abban az esetben, amennyiben a klorofill tartalom nincs kimutatható koncentrációban, értéke automatikusan a legmagasabb (1) értéket veszi fel. A mintahelyek EQR értékeinek átlaga alapján a közép-távoli alvízi szakasz ökológiai állapota a fitoplankton minősítése szerint márciusban és júniusban jó, szeptemberben és novemberben pedig kiváló állapotot jelez. A legalacsonyabb EQR értékeket az augusztusi mintavétel során kaptuk. Ebben az időszakban az ökológiai állapot mérsékelt. A minősítési osztályok között a két évben az augusztusi eredmények két osztálykülönbséget mutatnak, míg a kora őszi mintavételi időszakban ilyen különbség nem volt kimutatható. Az évszakonkénti - és ezzel együtt a teljes időszak - állapot értékei is megegyeznek a felvízi, illetve a közeli alvízi szakaszon mért eredményekkel.

A közép-távoli alvízi szakasz ökológiai állapota a fitoplankton alapján jó.

A távoli alvízi alszakasz eredményei, fitoplankton

A távoli alvízi szakaszt a Sió-Dél, (P50DFP32, P50DFP33, P50DFP31), valamint a bajai (P50DFP42, P50DFP43, P50DFP41) szelvények három-három mintavételi pontja alkotja. Mindkét szelvényben 2013-ban, két alkalommal augusztus 28-án és október 10-én végeztünk kiegészítő fitoplankton mintavételt.

TAXONOK	P50DFP32	P50DFP33	P50DFP31	P50DFP42	P50DFP43	P50DFP41
	Sió-dél, bal	Sió-dél, közép	Sió-dél, jobb	Baja, bal	Baja, közép	Baja, jobb
	2013.08.28	2013.08.28	2013.08.28	2013.08.27	2013.08.27	2013.08.27
SUM piko	32	29	16	39	38	41
SUM nano	62	75	2	36	431	47
SUM Flagellatae	171	0	13	33	104	47
SUM Chroococcales	0	0	0	1	12	0
SUM Oscillatoriales	0	0	3	0	19	0
SUM Nostocales	0	0	0	0	0	0
SUM Euglenophyta	0	0	0	0	0	0
SUM Cryptophyta	454	242	84	683	109	236
SUM Dinophyta	0	34	0	0	0	0
SUM Chrysophyceae	281	144	2	0	129	47
SUM Xanthophyceae	0	0	0	9	0	3
SUM Centrales	6582	5024	2182	10258	3277	5695
SUM Pennales	16	80	29	58	189	23
SUM Volvocales	17	24	106	14	2	3
SUM Chlorococcales	223	525	150	425	483	442
SUM Ulothricales	1	0	0	4	30	0
SUM Desmidiaceae	0	1	0	0	0	0
SUM Zygnematales	1	0	0	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	7840	6178	2585	11559	4823	6585
a-klorofill koncentráció (µg/l)	1,5	17,8	8,9	28,9	22,2	23,7
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	0,019	0,288	0,344	0,250	0,460	0,360
trofitás-fok	2 (o)	4 (m)	3 (o-m)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)

12.3.3-9. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna távoli alvízi szakaszán az augusztusi mintavétel során

TAXONOK	P50DFP32	P50DFP33	P50DFP31	P50DFP42	P50DFP43	P50DFP41
	Sió-dél, bal	Sió-dél, közép	Sió-dél, jobb	Baja, bal	Baja, közép	Baja, jobb
	2013.10.10	2013.10.10	2013.10.10	2013.10.11	2013.10.11	2013.10.11
SUM piko	3	6	10	3	10	19
SUM nano	0	0	0	0	0	1
SUM Flagellatae	24	3	11	4	16	2
SUM Chroococcales	0	0	1	0	1	1
SUM Oscillatoriales	0	7	7	4	2	162
SUM Nostocales	0	0	0	0	0	0
SUM Euglenophyta	0	0	0	0	0	0
SUM Cryptophyta	17	37	15	66	49	54
SUM Dinophyta	0	9	0	0	0	0
SUM Chrysophyceae	5	1	0	2	29	46
SUM Xanthophyceae	0	0	0	0	0	0
SUM Centrales	181	244	252	179	207	278
SUM Pennales	6	0	0	0	19	9
SUM Volvocales	0	0	0	0	0	0
SUM Chlorococcales	4	3	60	4	62	32
SUM Ulothricales	0	1	0	0	0	0
SUM Desmidiaceae	0	0	0	0	0	0
SUM Zygnematales	0	0	0	0	0	0
SUM biomassa (µg/l)	241	311	356	263	395	604
a-klorofill koncentráció (µg/l)	<0,1	<0,1	0,6	<0,1	<0,1	0,6
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	-	-	0,168	-	-	0,099
trofitás-fok	-	-	1 (u-o)	-	-	1 (u-o)

12.3.3-10. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentrációja (µg/l) a Duna távoli alvizi szakaszán az októberi mintavétel során

A Duna Sió-dél szelvényében 2013. augusztus 28-án a bal part, közép, jobb part sorrendben 7.84 mg/l, 6.18 mg/l és 2.59 mg/l, az a-klorofill koncentráció 1.5 µg/l, 17.8 µg/l és 8.9 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a 2 (oligotróf), a 4 (mezotróf) és a 3 (oligo-mezotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (84.0%, 81.3% és 84.4%) voltak. A főként Rhodomonas-fajok által képviselt barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta) részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 5.8%, 3.9% és 3.2%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 2.8%, 8.5% és 5.8% volt.

A Duna Sió-dél szelvényében 2013. október 10-én a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.241 mg/l, 0.311 mg/l és 0.356 mg/l, az a-klorofill koncentráció a balparti és a sodorvonal mintavételi ponton a kimutathatóság határértékénél (<0,1mg/l) kisebb, a jobb parton 0,6 mg/l volt, amely értékek az 1 (ultra-oligotróf) fokozatnak felelnek meg. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (75.1%, 78.2% és 70.8%) voltak. A főként Rhodomonas-fajok által képviselt barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta) részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 7.2%, 11.8% és 4.3% volt.

A Duna Baja szelvényében 2013. augusztus 27-én a bal part, közép, jobb part sorrendben 11.6 mg/l, 4.8 mg/l és 6.6 mg/l, az a-klorofill koncentráció 28.9 µg/l, 22.2 µg/l és 23.7 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) mindhárom szelvényben az 5 (mezo-eutróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (88.0%, 68.0% és 86.5%) voltak. A főként Rhodomonas-fajok által képviselt barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta) részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 5.9%, 2.3% és 3.6%, a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 3.7%, 10.0 és 6.7% volt.

A Duna Baja szelvényében 2013. október 11-én a fitoplankton biomasszája a bal part, közép, jobb part sorrendben 0.263 mg/l, 0.395 mg/l és 0.604 mg/l, az a-klorofill koncentráció a balparti és a sodorvonal mintavételi ponton a kimutathatóság határértékénél (<0,1mg/l) kisebb, a jobb parton 0,6 mg/l volt, amely értékek az 1 (ultra-oligotróf) fokozatnak felelnek meg. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (68.0%, 52.4% és 45.9%) voltak. A főként Rhodomonas-fajok által képviselt barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta) részaránya a bal part, közép, jobb part sorrendben 25.1%, 12.4% és 8.9% volt.

A TÁVOLI ALVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A FITOPLANKTON ALAPJÁN

A távoli alvízi szakasz fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítésére a Sió-dél, és a bajai-szelvények bal- és jobb parti, ill. sodorvonali, mintavételi pontjainak nyári és őszi eredményeit használtuk (Sió-dél: 2013. 08. 28., 2013. 10. 10., Baja: 2013. 08. 28., 2013. 10. 10.), amelyeket a következő táblázatban foglaltunk össze.

Mintaegység	2012.08.28; 2013.08.27		2012.09.26; 2013.10.11	
	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)	EQR	ökológiai állapot (HRPI alapján)
P50DFP32	0,862	kiváló	0,860	kiváló
P50DFP33	0,716	jó	0,880	kiváló
P50DFP31	0,783	jó	0,850	kiváló
P50DFP42	0,631	jó	0,870	kiváló
P50DFP43	0,657	jó	0,840	kiváló
P50DFP41	0,670	jó	0,790	jó
Átlag évszak 2013	0,720	jó	0,848	kiváló
Szakasz minősítése	0,784		jó	

12.3.3-11. táblázat: A távoli alvízi-szakasz fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A távoli alvízi szakasz ökológiai állapotának jellemzésére a fajösszetétel alapján számított NQr- és a fitoplankton biomasszával arányos a-klorofill koncentrációt is figyelembevevő HRPI-indexet használtuk. Abban az esetben, amennyiben a klorofill tartalom nincs kimutatható koncentrációban, a normalizált Chl-a metrika értéke automatikusan a legmagasabb (1) értéket veszi fel. A mintahelyek EQR értékeinek átlaga alapján a felvízi szakasz ökológiai állapota a fitoplankton minősítése szerint nyáron jó, míg őszen a kiváló kategóriába sorolható. A szakasz ökológiai állapotának értékelését a nyári és őszi minták eredményeinek átlaga alapján határozzuk meg. **Ennek megfelelően a távoli alvízi szakasz ökológiai állapota a fitoplankton alapján jó.**

Összességében az is megállapítható, hogy a felvízhez viszonyítva a Paksi Atomerőmű melegvíz kibocsátása a fitoplankton esetében osztályértéknyi változást az alvizen nem okoz.

12.3.3.3 Fitobenton

A közép-távoli alvízi alszakasz eredményei

A közép-távoli alvízi szakasz fitobentonját a Gerjen-Foktő (PLDFB52, PLDFB51) és a Dombori szelvényben (P50DFB22, P50DFB21) bal-, és jobb parti mintavételi pontokon vizsgáltuk nyári és őszi mintavételi időszakban. A mintavétel időpontja a Gerjen-Foktő szelvényben 2012. augusztus 28., valamint 2012. szeptember 26., a Dombori szelvényben 2013. augusztus 28., és 2013. október 10-e volt.

TAXONOK	PLDFB52	PLDFB51	P50DFB22	P50DFB21
	Gerjen-Foktő		Dombori	
	bal	jobb	bal	jobb
	2012.08.28	2012.08.28	2013.08.28	2013.08.28
Relatív abundancia (%)				
CENTRALES				
SUM Centrales	62,6	6,8	79,4	91,5
PENNALES				
SUM Fragilariaceae	5,9	1,4	0,5	0,0
SUM Eunotiaceae	0,0	0,0	0	0
SUM Achnanthaceae	11,9	21,6	3,4	3,1
SUM Naviculaceae	13,3	64,9	6,9	1,8
SUM Bacillariaceae	4,5	3,8	8,8	3,6
SUM Epithemiaceae	0,0	0,3	0	0
SUM Surirellaceae	0,3	0,0	0,0	0,0
SUM Pennales spp. (egyéb)	1,4	1,4	1,0	0,0
SUM	100,0	100,0	100,0	100,0
IPS index	13,69	15,07	8,09	6,48

12.3.3-12. táblázat: A közép-távoli alvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata a nyári mintavétel során

TAXONOK	PLDFB52	PLDFB51	P50DFB22	P50DFB21
	Gerjen-Foktó		Dombori	
	bal	jobb	bal	jobb
	2012.09.26	2012.09.26	2013.10.10	2013.10.10
	Relatív abundancia (%)			
CENTRALES				
SUM Centrales	59,9	15,6	37,1	26,5
PENNALES				
SUM Fragilariaceae	1,7	0,9	8,8	3,2
SUM Achnanthaceae	9,7	7,2	8,8	8,0
SUM Naviculaceae	19,0	65,6	28,7	35,7
SUM Bacillariaceae	9,1	10,0	16,0	24,9
SUM Surirellaceae	0,0	0,0	0,0	0,8
SUM Pennales spp. (egyéb)	0,6	0,6	0,7	0,8
SUM	100,0	100,0	100,0	100,0
IPS index	12,28	9,05	12,25	12,38

12.3.3-13. táblázat: A közép-távolsági szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata az őszi mintavétel során

A Duna Gerjen-Foktó szelvényének bal parti mintavételi pontján 2012. augusztus 28-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 62.6 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 3.5%, az egyéb Cyclotella-fajoké 10.1% volt. A Stephanodiscus hantzschii részesedése 3.8%, az egyéb Thalassiosiraceae-taxonoké 42.0% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 13.3% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Navicula tripunctata (1.4%), a Navicula lanceolata (1.0%) és egyéb Navicula-fajok (3.5%), a Gomphonema spp. (3.1%), a Cymbella silesiaca (1.7%), valamint az Amphora pediculus (1.0%) voltak. Az Achnanthaceae-család részesedése 11.9% volt. Az Achnanthaceae-családot, az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (4.5%), az Achnanthes lanceolata (0.7%) és a Cocconeis placentula (6.6%) képviselték. A kizárólag Nitzschia-fajok által képviselt Bacillariaceae-család részesedése 8.8% volt. A Bacillariaceae-család domináns taxonjai a Nitzschia (Lanceolatae)-fajok, valamint a Nitzschia dissipata voltak. Relatív abundanciájuk 2.4%, ill. 0.7% volt. A Fragilaria-fajok (2.3%), valamint a Diatoma ehrenbergii (1.7%), a Diatoma moniliformis (0.7%), a Diatoma mesodon (0.3%) és az Asterionella formosa (0.7%) által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 5.9% volt.

A Duna Gerjen-Foktó szelvényének bal parti mintavételi pontján 2012. szeptember 26-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 59.9 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 1.5%, az egyéb Cyclotella-fajoké 8.3%, a Stephanodiscus hantzschii részesedése 5.3%, az egyéb Thalassiosiraceae-taxonoké 38.0% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 19.0% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Navicula (Lineolatae)- (4.6%) és a Navicula (Minusculae)-fajok (1.7%), valamint egyéb Navicula-fajok (4.8%) voltak. A Bacillariaceae-család részesedése 9.1% volt. A Bacillariaceae-család domináns taxonjai a Nitzschia inconspicua és a Nitzschia (Lanceolatae)-fajok voltak. Relatív abundanciájuk 5.5%, ill. 1.5% volt. Az Achnanthaceae-család részesedése 9.7% volt. Az Achnanthaceae-családot, az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (7.2%), az Achnanthes lanceolata (0.8%) és egyéb Achnanthes-fajok (0.2%), valamint a Cocconeis placentula (1.5%) képviselték. A Fragilaria- és Diatoma-fajok által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 1.7% volt.

A Duna Gerjen-Foktó szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2012. augusztus 28-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 6.8 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 0.8%, az egyéb Cyclotella-fajoké 1.7% volt. A Stephanodiscus hantzschii részesedése 0.8%, az egyéb Thalassiosiraceae-taxonoké 3.5% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 64.9% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Navicula tripunctata (27.0%), Navicula recens (4.1%), a Navicula recens forma (1.4%), a Navicula cryptotenella (1.1%), a Navicula menisculus var. menisculus (1.1%), és egyéb Navicula-fajok (4.1%), a Gomphonema spp. (2.4%), a Gyrosigma acuminatum (8.4%), a Gyrosigma spp. (2.4%), a Caloneis bacillum (3.0%), a Rhoicosphaenia abbreviata (1.9%), a Reimeria sinuata (1.1%), valamint az Amphora pediculus (1.4%) voltak. Az Achnanthaceae-család részesedése

21.6% volt. Az Achnanthaceae-családot, az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (1.4%) és a Cocconeis placentula (20.3%) képviselték. A kizárólag Nitzschia-fajok által képviselt Bacillariaceae-család részesedése 3.8% volt. A Bacillariaceae-család domináns taxonjai a Nitzschia (Lanceolatae)-fajok, a Nitzschia dissipata, valamint a Nitzschia palea voltak. Relatív abundanciájuk 1.6%, 1.1%, ill. 0.5% volt. A Fragilaria-fajok (0.8%), a Diatoma moniliformis (0.3%), valamint a Tetracyclus cf. rupestris (0.3%) által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 1.4% volt.

A Duna Gerjen-Foktó szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2012. szeptember 26-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 15.6 %-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 0.9%, az egyéb Cyclotella-fajoké 4.6% volt. A Stephanodiscus hantzschii részesedése 0.9%, az egyéb Thalassiosiraceae-taxonoké 8.4% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 65.6% volt. A Naviculaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Navicula recens (31.3%), a Navicula recens forma (6.3%), a Navicula erifuga (5.3%), a Navicula viridula var. rostellata (5.3%), a Navicula cryptocephala (2.2%), a Navicula lanceolata (1.6%), és egyéb Navicula-fajok (10.0%), az Amphora pediculus (2.2%), valamint Gomphonema-fajok (0.9%), és a Gyrosigma scalpoides (0.3%) voltak. Az Achnanthaceae-család részesedése 7.2% volt. Az Achnanthaceae-családot, az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (6.3%) és a Cocconeis placentula (0.9%) képviselték. A kizárólag Nitzschia-fajok által képviselt Bacillariaceae-család részesedése 10.0% volt. A Bacillariaceae-család domináns taxonjai a Nitzschia palea, a Nitzschia (Lanceolatae)-fajok, valamint a Nitzschia dissipata voltak. Relatív abundanciájuk 6.6%, 1.6%, ill. 0.9% volt. Az Asterionella formosa (0.3%), a Fragilaria brevistriata (0.3%) és a Diatoma moniliformis (0.3%) által képviselt Fragilariaceae-család részesedése 0.9% volt.

A **Duna dombori szelvényének** bal parti mintavételi pontján 2013. augusztus 28-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 79.4%-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 29.4% volt. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részesedése 20.6% volt. A Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú összetevői a Bacillariaceae- és a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak (8.8%, ill. 6.9%).

A Duna dombori szelvényének bal parti mintavételi pontján 2013. október 10-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 37.1%-át a Centrales-rendbe, 62.9%-át a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák alkották. A Centrales-kovaalgák közül Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 9.8% volt. A Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú (28.7%) összetevői a Naviculaceae- családba tartozó taxonok voltak. A Bacillariaceae-család részesedése 16.0% volt, amelyek közül a Nitzschia dissipata részesedése 7.5% volt.

A Duna dombori szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2013. augusztus 27-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 91.5%-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 44.6% volt. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részesedése 8.5% volt. Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú (3.8%) összetevői a Bacillariaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyek közül a Nitzschia palea részesedése 2.2% volt. A Naviculaceae-családot (1.8%) Gomphonema- és Navicula-fajok képviselték.

A Duna dombori szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2013. október 11-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 26.5%-át a Centrales-rendbe, 73.5%-át a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák alkották. A Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú (35.7%) összetevői az Amphora-, Gomphonema- és Navicula-fajok által képviselt Naviculaceae-taxonok voltak. A Bacillariaceae-család részesedése 24.9% volt, amelyek közül a Nitzschia dissipata relatív abundanciája 10.4% volt.

A KÖZÉP-TÁVOLI ALVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A FITOBENTON ALAPJÁN

A közép-távoli alvízi szakasz fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítésére a Gerjen-Foktő és a Dombori-szelvények bal- és jobb parti mintavételi pontjainak nyári és őszi eredményeit használtuk (Gerjen-Foktő: 2012. 08. 28., 2012. 09. 26., Dombori: 2013. 08. 28., 2013. 10. 10.), amelyeket a következő táblázatban foglaltunk össze.

Mintaegység	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)
	2012.08.28; 2013.08.27		2012.09.26; 2012.10.11	
PLDFB52	0,642	jó	0,568	mérsékelt
PLDFB51	0,715	jó	0,397	gyenge
Átlag évszak 2012	0,679	jó	0,4825	mérsékelt
P50DFB22	0,346	gyenge	0,566	mérsékelt
P50DFB21	0,262	gyenge	0,573	mérsékelt
Átlag évszak 2013	0,304	gyenge	0,570	mérsékelt
Átlag évszak 2012-2013	0,491	mérsékelt	0,526	mérsékelt
Szakasz minősítése	0,509		mérsékelt	

12.3.3-14. táblázat: A közép-távoli alvízi szakasz fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A közép-távoli alvízi-szakasz ökológiai állapotának jellemzésére a fitobenton kovaalga-állományának fajösszetétele alapján számított IPS-alapú EQR-értéket használtuk.

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a minősítés értéke mind a nyári, mind az őszi időszakban mérsékelt. A nyári mintavételi időszakban a 2012. évi gerjen-foktői szelvény minősítése két osztállyal magasabb, mint a 2013. évi ugyanazon időszakban vett dombori szelvényé. Az őszi mintavétel eredményei homogének. A szakasz ökológiai állapot minősítésének eredményei azonos értéket mutatnak, mind a felvízi, mind a közeli alvízi szakasszal. A minősítés értékeinek tendenciái is megegyeznek a felsőbb szakaszokon tapasztaltakkal.

Mindkét időszak adatainak együttes figyelembevételével az EQR=0,509 átlagos érték adódik, amely a mérsékelt ökológiai állapotnak felel meg.

A távoli alvízi alszakasz eredményei, fitobenton

A távoli alvízi szakasz két, a Sió-dél (P50DFB31, P50DFB32), valamint a Baja (P50DFB41, P50DFB42) szelvényeiben a bal és jobb partról, nyári és őszi ismétlésben vettünk kiegészítő fitobenton mintát 2013-ban. A nyári mintavétel időpontja 2013. 08. 28., az őszié 2013. október 10-e volt.

TAXONOK	P50DFB32	P50DFB31	P50DFB42	P50DFB41
	Sió-dél		Baja	
	bal	jobb	bal	jobb
	2013.08.28	2013.08.28	2013.08.27	2013.08.27
	Relatív abundancia (%)			
CENTRALES				
SUM Centrales	83,3	89,4	88,1	90,0
PENNALES				
SUM Fragilariaceae	2,3	0,4	1,3	0,8
SUM Eunotiaceae	0	0	0	0
SUM Achnanthaceae	1,6	2,7	0,4	0,8
SUM Naviculaceae	2,3	3,1	3,1	2,9
SUM Bacillariaceae	10,5	4,4	7,1	4,6
SUM Epithemiaceae	0	0	0	0
SUM Surirellaceae	0,0	0,0	0,0	0,8
SUM Pennales spp. (egyéb)	0,0	0,0	0,0	0,0
SUM	100,0	100,0	100,0	100,0
IPS index	6,82	7,14	6,34	6,36

12.3.3-15. táblázat: A távoli alvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata a nyári mintavétel során

TAXONOK	P50DFB32	P50DFB31	P50DFB42	P50DFB41
	Sió-dél		Baja	
	bal	jobb	bal	jobb
	2013.10.10	2013.10.10	2013.10.11	2013.10.11
	Relatív abundancia (%)			
CENTRALES				
SUM Centrales	10,8	29,5	35,4	16,4
PENNALES				
SUM Fragilariaceae	0,0	1,8	5,7	0,3
SUM Achnanthaceae	1,3	5,5	3,5	0,3
SUM Naviculaceae	29,6	43,1	17,8	30,2
SUM Bacillariaceae	57,5	19,4	36,0	49,8
SUM Surirellaceae	0,4	0,3	0,3	2,6
SUM Pennales spp. (egyéb)	0,4	0,3	1,3	0,3
SUM	100,0	100,0	100,0	100,0
IPS index	13,92	9,64	12,02	14,42

12.3.3-16. táblázat: A távoli alvízi szakaszon kimutatott fitobenton taxonok összefoglaló táblázata az őszi mintavétel során

A Duna Sió-dél szelvényének bal parti mintavételi pontján 2013. augusztus 28-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 83.3%-át, a nagyrészt a planktonból kiülepedett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül *Cyclotella meneghiniana* relatív abundanciája 38.8% volt. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részesedése 20.6% volt. A Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú összetevői a Bacillariaceae- és a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak (10.5%, ill. 2.3%).

A Duna Sió-dél szelvényének bal parti mintavételi pontján 2013. október 10-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 10.8%-át a Centrales-rendbe, 89.2%-át a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák alkották. A Centrales-kovaalgák közül a $Vi=2$ indikátor értékű *Cyclotella meneghiniana* relatív abundanciája 3.8% volt. A Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú (57.5%) összetevői a Bacillariaceae- családba tartozó taxonok voltak, amelyek közül a *Nitzschia dissipata* részesedése 41.7% volt. A *Cymbella*-, *Gomphonema*- és *Navicula*-fajok által képviselt Naviculaceae-család részesedése 29.6% volt.

A Duna Sió-dél szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2013. augusztus 28-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 89.4%-át, a nagyrészt a planktonból kiülepedett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül *Cyclotella meneghiniana* relatív abundanciája 44.2% volt. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részesedése 10.6% volt. Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú összetevői a Bacillariaceae- és a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak (4.4%, ill. 3.1%).

A Duna Sió-dél szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2013. október 11-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 29.5%-át a Centrales-rendbe, 70.5%-át a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák alkották. A Centrales-rendbe tartozó *Cyclotella meneghiniana* relatív abundanciája 9.2% volt. A Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú (43.1%) összetevői az *Amphora*-, *Gomphonema*- és *Navicula*-fajok által képviselt Naviculaceae-taxonok voltak. A Bacillariaceae-család részesedése 19.4% volt, amelyek közül a $Vi=4.5$ indikátor értékű *Nitzschia dissipata* relatív abundanciája 7.4% volt.

A Duna Baja szelvényének bal parti mintavételi pontján 2013. augusztus 27-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 88.1%-át, a nagyrészt a planktonból kiülepedett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül *Cyclotella meneghiniana* relatív abundanciája 46.5% volt. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részesedése 11.9% volt. A Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú összetevői a Bacillariaceae- és a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak (7.1%, ill. 3.1%).

A Duna Baja szelvényének bal parti mintavételi pontján 2013. október 11-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 35.4%-át a Centrales-rendbe, 64.6%-át a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák alkották. A Centrales-kovaalgák közül *Cyclotella meneghiniana* relatív abundanciája 15.6% volt. A Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú (36.0%) összetevői a Bacillariaceae- családba tartozó taxonok voltak, amelyek közül a *Nitzschia dissipata* részesedése 21.3% volt. Az *Amphora*-, *Cymbella*-, *Gomphonema*- és *Navicula*-fajok által képviselt Naviculaceae-család részesedése 17.8% volt.

A Duna Baja szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2013. augusztus 27-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 90.0%-át, a nagyrészt a planktonból kiülepedett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a

Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 41.8% volt. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részesedése 10.0% volt. Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú összetevői a Bacillariaceae- és a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak (4.6%, ill. 2.9%).

A Duna Baja szelvényének jobb parti mintavételi pontján 2013. október 11-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 16.4%-át a Centrales-rendbe, 83.6%-át a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák alkották. A Centrales-rendbe tartozó Cyclotella meneghiniana relatív abundanciája 4.2% volt. A Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú (30.2%) összetevői a Caloneis-, és Navicula-fajok által képviselt Naviculaceae-taxonok voltak. A Bacillariaceae-család részesedése 49.8% volt, amelyek közül a Nitzschia dissipata relatív abundanciája 38.6% volt.

A TÁVOLI ALVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A FITOBENTON ALAPJÁN

A távoli alvízi-szakasz fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítésére a Sió-dél, és a Baja szelvények bal- és jobb parti mintavételi pontjainak nyári és őszi eredményeit használtuk (Sió-dél: 2013. 08. 28., 2013. 10. 10., Baja: 2013. 08. 28., 2013. 10. 10.), amelyeket a következő táblázatban foglaltunk össze.

Mintaegység	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)
	2013.08.27-28		2012.10.11	
P50DFB32	0,279	gyenge	0,654	jó
P50DFB31	0,296	gyenge	0,428	mérsékelt
P50DFB42	0,254	gyenge	0,554	mérsékelt
P50DFB41	0,255	gyenge	0,681	jó
Átlag évszak 2013	0,271	gyenge	0,579	mérsékelt
Szakasz minősítése	0,425		mérsékelt	

12.3.3-17. táblázat: A távoli alvízi-szakasz fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A távoli alvízi szakasz ökológiai állapotának jellemzésére a fitobenton kovaalga-állományának fajösszetétele alapján számított IPS-alapú EQR-értéket használtuk. Az átlagos értékek a nyári időszakban EQR=0,271 gyenge, összesen EQR=0,579 mérsékelt állapotot jeleztek.

Mindkét időszak adatainak együttes figyelembevételével EQR=0,425 átlagos érték adódik, amely a mérsékelt ökológiai állapotnak felel meg.

Összességében az is megállapítható, hogy a felvízhez viszonyítva a Paksi Atomerőmű melegvíz kibocsátása a fitobenton esetében osztályértéknyi változást az alvizen nem okoz.

12.3.3.4 Makrofita

A távoli alvízi szakaszt a biológiai elemek, így a makrofitonok vonatkozásában is két alszakaszra – közép-távoli és távoli - osztottuk. A továbbiakban az eredmények közlését is eszerint adjuk meg.

A közép-távoli alvízi alszakasz eredményei

A közép-távoli alvízi szakaszt a gerjen-foktői, valamint a dombori szelvényben vett mintaegységek (PLDMF41; PLDMF42; P50DMF21; P50DMF22) alkotják. A gerjeni szelvényben a makrofiton mintavételt 2012-ben, míg a dombori szelvényben 2013-ban végeztük két-két - nyári és őszi - időpontban. A két szelvényben egyaránt 2-2db, egyenként 100 méter hosszúságú, összesen 400 méter mintaegységet vizsgáltunk a jobb és a bal parti területen. A mintavételi alegységek között különböző élőhelytípusok találhatók. A nyári és őszi mintavételek során a mintavételi alegységek azonosak voltak.

A közép-távoli alszakaszon a nyári és őszi felmérés során a négy mintavételi egységben összesen 31 fajt jegyeztünk fel.

Tudományos név	Magyar név	PLDMF4.1	PLDMF4.2	P50DMF2.1	P50DMF2.2
<i>Salix fragilis</i>	Törékeny fűz	1	1	5	
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Amerikai kőris	1	1		1
<i>Rorippa amphibia</i>	Vízi kányafű	1	6		
<i>Salix alba</i>	Fehér fűz	5	5	2	3
<i>Salix purpurea</i>	Csigolyafűz		1		
<i>Carex gracilis</i>	Éles sás		1		
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Közönséges kakaslábű		1		
<i>Plantago media</i>	Réti útifű		1		
<i>Rumex conglomeratus</i>	Murvás lórom		1		
<i>Populus canescens</i>	Szürke nyár		1		
<i>Artemisia vulgaris</i>	Fekete üröm		1		
<i>Rumex patientia</i>	Paréj lórom		1		
<i>Torilis japonica</i>	Bojtorjános tüskemag		1		
<i>Aster lanceolatus agg.</i>	Lándzsás őszirózsa		2	1	2
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	Mirha-libatop		2		
<i>Verbena officinalis</i>	Közönséges vasfű		2		
<i>Lolium perenne</i>	Angolperje		5		
<i>Rorippa sylvestris</i>	Erdei kányafű			1	1
<i>Populus nigra</i>	Fekete nyár			1	
<i>Carex riparia</i>	Parti sás			1	
<i>Juncus compressus</i>	Réti szittyó			1	
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Sziki káka			2	
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Közönséges lizinka			2	
<i>Amorpha fruticosa</i>	Cserjés gyalogakác				1
<i>Acer negundo</i>	Zöld juhar				1
<i>Rubus cf. Caesius</i>	Hamvas szeder				1
<i>Peplis portula</i>	Heverő töcsahúr				1
<i>Rumex obtusifolia</i>	Réti lórom				1
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Érdes töcsagaz				1
<i>Robinia pseudo-acacia</i>	Fehér akác				2
<i>Populus tremula</i>	Rezgő nyár				5
FAJSZÁM:		4	17	9	12

12.3.3-18. táblázat: A közép-távoli alvízi szakaszon előkerült makrofíton fajok és becsült DAFOR mennyiségük

A mintavételi szelvényben előkerült fajok közül egyik sem védett. A fajok közül több is idegenhonosnak számít (amerikai kőris, lándzsás őszirózsa), amelyek tömeges megjelenése a terület zavartságára utal.

A vizsgált szakasz a HUDD20023 Tolnai Duna megnevezésű SCI terület része. A terület jelölő növényfaja a Kúszó celler (*Apium repens* (Jacq.) Lagesca) [12-46]. A faj nem került elő a mintavételi szakaszon.

A KÖZÉP-TÁVOLI ALVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A MAKROFITONOK ALAPJÁN

Elvégeztük a szakasz makrofíton alapú ökológiai vízminősítését a VKI szempontrendszerének megfelelően, a Magyarországon elfogadott makrofíton módszer alapján (Lukács et al. [12-28]). A minősítéshez a négy mintaegység összesen 400 méter hosszúságú szelvényének összesített adatait használtuk.

A közeli alvízi szakasz minősítésének eredménye megegyezik a felvizen, valamint a közeli alvizen tapasztalattal.

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy a közép-távoli alvízi Duna-szakasz ökológiai állapota a makrofítonok alapján mérsékelt.

	Összesített DAFOR köbös érték	Fajszám
A (pozitív indikátor fajok)	2	2
B (közömbös fajok)	34	10
C (zavarásjelző fajok)	7	2
SUM	43	14
Referencia Index	-11,62	
EQR érték	0.44	
Minősítés	mérsékelt	

12.3.3-19. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári és őszi mintavétel alapján a közép-távoli alvízi szakaszon a makrofiton adatok alapján

A távoli alvízi alszakasz eredményei, makrofita

A távoli alvízi alszakaszt a Sió-dél, valamint a bajai szelvényben vett mintaegységek alkotják (P50DMF31; P50DMF32; P50DMF41; P50DMF42). A mintavételt 2013-ban végeztük két - nyári és őszi - időpontban. A két szelvényben egyaránt 2-2db, egyenként 100 méter hosszúságú, összesen 400 méter mintaegységet vizsgáltunk a jobb és a bal parti területen. A mintavételi alegységek eltérő élőhelytípusokat képviselnek. A nyári és őszi mintavételek során a mintavételi alegységek azonosak voltak.

Tudományos név	Magyar név	P50DMF3.1	P50DMF3.2	P50DMF4.1	P50DMF4.2
<i>Rorippa sylvestris</i>	Erdei kányafű	1	1	1	
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Közönséges kakasláb	1			
<i>Peplis portula</i>	Heverő tócsahúr	1			
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	Sziki káka	2		3	
<i>Carex riparia</i>	Parti sás	3	1	5	
<i>Salix alba</i>	Fehér fűz	5	5	5	7
<i>Salix alba</i> (csemete)	Fehér fűz	5			
<i>Juncus compressus</i>	Réti szittyó		1	1	
<i>Populus nigra</i>	Fekete nyár		1	3	
<i>Lolium perenne</i>	Angolperje		1		
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Közönséges lizinka		1		
<i>Cyperus fuscus</i>	Barna palka		1		
<i>Rubus cf. Caesius</i>	Hamvas szeder		2		3
<i>Fraxinus angustifolia subsp. Pannonica</i>	Magyar kőris		2		
<i>Aster lanceolatus agg.</i>	Lándzsás őszirózsa		5		2
<i>Acer negundo</i>	Zöld juhar			1	
<i>Robinia pseudo-acacia</i>	Fehér akác			1	
<i>Populus alba</i>	Fehér nyár			2	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Érdes tócsagaz				1
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Amerikai kőris				2
FAJSZÁM:		7	11	9	5

12.3.3-20. táblázat: A távoli alvízi szakaszon előkerült makrofiton fajok és becsült DAFOR mennyiségük

A távoli alvízi alszakaszon a nyári és őszi felmérés során a négy mintavételi egységben összesen (19) fajt találtunk.

A mintavételi szelvényben előkerült fajok közül nincs védett. A fajok közül több is idegenhonosnak számít (amerikai kőris, lándzsás őszirózsa), amelyek tömeges megjelenése a terület zavartságára utal.

A vizsgált szakasz a HUDD20023 Tolnai Duna megnevezésű SCI terület része. A terület jelölő növényfaja a Kúszó celler (*Apium repens* (Jacq.) Lagesca) [12-46]. A faj nem került elő a mintavételi szakaszon.

A TÁVOLI ALVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A MAKROFITONOK ALAPJÁN

A távoli szakaszra vonatkozóan is elkészítettük a VKI szempontú ökológiai állapotértékelést (Lukács et al. [12-28]). A minősítést a P50DMF31; P50DMF32, P50DMF41, P50DMF42, összesen 400 méter hosszúságú mintaegységek alapján végeztük el.

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy a távoli alvízi Duna-szakasz ökológiai állapota a makrofitonok alapján mérsékelt.

	Összesített DAFOR köbös érték	Fajszám
A (pozitív indikátor fajok)	51	1
B (közömbös fajok)	41	7
C (zavarásjelző fajok)	67,5	2
SUM	159,5	10
Referencia Index	-10,34	
EQR érték	0,44	
Minősítés	mérsékelt	

12.3.3-21. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári és őszi mintavétel alapján a távoli alvízi szakaszon a makrofíton adatok alapján

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy a távoli alvízi Duna-szakasz ökológiai állapota a makrofítonok alapján mérsékelt.

Összességében az is megállapítható, hogy a felvízhez viszonyítva a Paksi Atomerőmű melegvíz kibocsátása osztályértéknyi változást az alvízen nem okoz.

12.3.3.5 Makrozoobenton

A távoli alvízi szakaszt a biológiai elemek, így a vízi makroszkopikus gerinctelenek esetében is két alszakaszra - közép-távoli, távoli - osztottuk. A továbbiakban az eredmények közlését is eszerint adjuk meg.

A közép-távoli alvízi alszakasz eredményei

A mintavételi egységek kijelölésénél figyelembe vettük a megadott követelményeket, a korábbi vizsgálatok mintavételi helyeit, valamint a helyszíni terepszemle során a mintavételi helyszín környezeti adottságait, mintavételre való alkalmasságát. A mintaegységeket több alegységre osztottuk. Az alegységek kijelölésének legfontosabb szempontja a vizsgálati cél szem előtt tartása, valamint a mintavétel reprezentativitása volt. Ennek megfelelően a mintavételi alegységeket különböző élőhely típusú területeken jelöltük ki.

A közép-távoli alvízi szakasz a gerjen-foktői (PLDMZB41; PLDMZB42), illetve a dombori (P50DMZB21 és P50DMZB22) szelvények makrogerinctelen mintavételi egységeit tartalmazza. A gerjeni szelvényben 2012-ben, míg a dombori szelvényben 2013-ban, két-két alkalommal (nyár és ősz) vettünk makrozoobenton mintákat. A nyári és őszi mintavételek során a mintavételi alegységek azonosak voltak.

A közép-távoli alvízi szakaszon a nyári és őszi mintavételek során összesen 42 különböző rangú makrogerinctelen taxont fogtunk (12.3.3-22. táblázat).

Taxonok	PLDMZB 41	PLDMZB 42	P50DMZB 21	P50DMZB 22
Vízi kevésértéjű férgek (Oligochaeta)	12	5	13	6
Soksertéjű férgek (Polychaeta)				
<i>Hypania invalida</i> (GRUBE, 1860)			2	
Csigák (Gastropoda)				
<i>Bithynia tentaculata</i> (LINNAEUS, 1758)		1		
<i>Gyraulus albus</i> (O.F. MÜLLER, 1774)		1		1
<i>Fagotia acicularis</i> (FERRUSAC, 1823)	1			
<i>Fagotia esperi</i> (FERRUSAC, 1823)	1			
<i>Lithoglyphus naticoides</i> (C. PFEIFFER 1828)	222	1035	372	58
<i>Physella acuta</i> (DRAPARNAUD, 1805)		1		
<i>Planorbis planorbis</i> (LINNAEUS, 1758)		1		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (J. E. GRAY, 1843)	1			1
<i>Theodoxus fluviatilis</i> (LINNAEUS 1758)	8	7	1	
<i>Valvata piscinalis</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	1	75		4
Kagylók (Bivalvia)				
<i>Corbicula fluminalis</i> (O.F. MÜLLER, 1774)		3		
<i>Corbicula fluminea</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	11	97	7	2
<i>Corbicula</i> sp.			1	6
<i>Dreissena bugensis</i> (ANDRUSOV, 1897)	2			
<i>Dreissena polymorpha</i> (PALLAS, 1771)		3	1	1
<i>Pisidium amnicum</i> (O.F. MÜLLER, 1774)		4		
<i>Pisidium henslowianum</i> (SHEPPARD, 1823)				1
<i>Pisidium pseudosphaerium</i> FAVRE, 1927		1		1

Taxonok	PLDMZB 41	PLDMZB 42	P50DMZB 21	P50DMZB 22
<i>Pisidium supinum</i> A.SCHMIDT, 1851		1		
<i>Sinanodonta woodiana</i> (LEA, 1834)			1	
<i>Unio tumidus</i> RETZIUS, 1788	2	3		
Rákok (Crustacea)				
<i>Corophium curvispinum</i> (SARS, 1895)	28	2	1	3
<i>Dikerogammarus</i> sp.	31	2	4	2
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i> (EICHWALD, 1841)	10			
<i>Dikerogammarus villosus</i> (SOWINSKY, 1758)	67	23	7	10
<i>Jaera istri</i> VIEUILLE, 1979	1			
<i>Limnomysis benedeni</i> CZERNIAVSKY, 1882	14	74	44	6
<i>Obesogammarus obesus</i> VIEUILLE, 1979			1	1
<i>Orconectes limosus</i> RAFINESQUE, 1872	1			
Kérészek (Ephemeroptera)				
<i>Procladius bifidus</i> (BENGTSSON, 1912)		1		
<i>Potamanthus luteus</i> (LINNAEUS, 1767)			1	
<i>Heptagenia flava</i> ROSTOCK, 1877	1			1
Szitakötők (Odonata)				
<i>Gomphus flavipes</i> (CHARPENTIER, 1825)		3	2	1
Poloskák (Heteroptera)				
<i>Gerris</i> sp.		1		
Bogarak (Coleoptera)				
<i>Chrysomelidae</i>		1		
Kétszárnyúak (Diptera)				
<i>Chironomidae</i>	3	114		
<i>Chironominae</i>	146	41	33	7
<i>Orthocladinae</i>		2		
<i>Tanytus</i> sp.	3	3		
<i>Tanytarsini</i>	2			

12.3.3-22. táblázat: A közép-távolsági alvízi szakaszon kimutatott makrogerinctelen taxonok listája

Az előző szakaszokon kimutatott invazív taxonok jelenléte itt is kimutatható volt, kiemelhető a *Lithoglyphus naticoides* csigafaj, mely óriási egyedszámban fordult elő. Említést érdemel továbbá a *Hypania invalida* nevű soksertéjű féreg és a *Dreissena bugensis*, hazánkban még csak kevés helyről ismert kagylófaj jelenléte (ez utóbbit a vizsgálataink során csak itt találtuk meg). Mindkét faj – természetesen ponto-kaspi eredetű – invazívnek tekinthető és szép lassan kezdenek elterjedni nagyobb folyóinkban. Kiemelhető, hogy a mintákba került a védett *Gomphus flavipes* szitakötőfaj néhány egyede, valamint a *Fagotia acicularis* védett csigafaj is, továbbá több helyről is gyűjtöttünk kérészfajokat (*Procladius bifidus*, *Potamanthus luteus*, *Heptagenia flava*) példányokat, melyek a víz hőmérséklet hirtelen bekövetkező jelentős emelkedését (ami a hűtővíz közvetlen közelében tapasztalható) nem tolerálják. A HUDD20023 SCI terület jelölő makrozoobenton faja, a tompa folyamkagyló (*Unio crassus*) a mintavételek során nem került elő.

A KÖZÉP-TÁVOLSÁGI ALVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A MAKROZOOBENTON ALAPJÁN

A mintavételi pontok alapján a szakasz ökológiai állapotértékelését a fenti szakaszokhoz hasonlóan a HMMI (Hungarian Macroinvertebrate Multimetric Index) módszer szerint végeztük el (Várbíró et al. [12-42], [12-43]). A minősítési értéket a nyári és őszi minták átlagaként határoztuk meg.

Közép távolsági alvízi szakasz	Nyár		Ősz	
	HMMI EQR	Minősítés	HMMI EQR	Minősítés
PLDMZB 41	0,66	jó	0,41	mérsékelt
PLDMZB 42	0,64	jó	0,43	mérsékelt
P50DMZB 21	0,42	mérsékelt	0,38	gyenge
P50DMZB 22	0,46	mérsékelt	0,48	mérsékelt
Átlag:	HMMI EQR		Minősítés	
	0,48		mérsékelt	

12.3.3-23. táblázat: A közép-távolsági szakasz ökológiai minősítése a nyári és őszi minták alapján

A közép-távolsági szakasz minősítési értéke megegyezik a felvizen és a közeli alvízen regisztrálttal. A két-két mintavétel során vett minták makrogerinctelen közössége alapján a közép-távolsági alvízi szakasz mérsékelt minőségű (HMMI EQR: 0.48) volt.

A távoli alvízi alszakasz eredményei, makrozoobenton

A távoli alvízi alszakaszt a Sió-dél, valamint a bajai szelvényben vett mintaegységek alkotják. A mintavételt 2013-ban végeztük két - nyári és őszi - időpontban.

A mintavételi egységek kijelölésénél figyelembe vettük a megadott követelményeket, a korábbi vizsgálatok mintavételi helyeit, valamint a helyszíni terepszemle során a mintavételi helyszín környezeti adottságait, mintavételre való alkalmasságát. A mintaegységeket több alegységre osztottuk. Az alegységek kijelölésének legfontosabb szempontja a vizsgálati cél szem előtt tartása, valamint a mintavétel reprezentativitása volt. Ennek megfelelően a mintavételi alegységeket különböző élőhely típusú területeken jelöltük ki. A nyári és őszi mintavételek során a mintavételi alegységek azonosak voltak.

A távoli alvízi szakaszon a két mintavétel során összesen 37 makrogerinctelen taxont mutattunk ki (12.3.3-24. táblázat).

Taxonok	P50DMZB 31	P50DMZB 32	P50DMZB 41	P50DMZB 42
Vízi kevéssértéjű férgek (Oligochaeta)	4	56	49	7
Soksertéjű férgek (Polychaeta)				
<i>Hypania invalida</i> (GRUBE, 1860)	1	3	1	
Csigák (Gastropoda)				
<i>Borysthenia naticina</i> (MENKE, 1845)	6		44	
<i>Lithoglyphus naticoides</i> (C. PFEIFFER 1828)	1370	835	1583	977
<i>Physella acuta</i> (DRAPARNAUD, 1805)	2			1
<i>Theodoxus fluviatilis</i> (LINNAEUS 1758)	3		1	
<i>Valvata piscinalis</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	3			21
<i>Viviparus acerosus</i> (BOURGUIGNAT, 1862)		1	1	1
Kagylók (Bivalvia)				
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)	1			
<i>Anodonta</i> sp.			2	
<i>Corbicula fluminalis</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	8			
<i>Corbicula fluminea</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	23	27	6	6
<i>Corbicula</i> sp.	13	46	9	1
<i>Dreissena polymorpha</i> (PALLAS, 1771)	16	3	3	
<i>Pisidium amnicum</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	2			2
<i>Pisidium henslowianum</i> (SHEPPARD, 1823)	1			
<i>Pisidium pseudosphaerium</i> FAVRE, 1927	1			
<i>Sinanodonta woodiana</i> (LEA, 1834)	1			
<i>Sphaerium corneum</i> (LINNAEUS, 1758)	6		4	
<i>Sphaerium rivicola</i> (LAMARCK, 1818)			3	1
<i>Unio</i> sp.		1		
<i>Unio tumidus</i> RETZIUS, 1788	13	6		
Rákok (Crustacea)				
<i>Corophium curvispinum</i> (SARS, 1895)	58	20	9	39
<i>Dikerogammarus</i> sp.	12	8	5	3
<i>Dikerogammarus villosus</i> (SOWINSKY, 1758)	21	11		25
<i>Limnomysis benedeni</i> CZERNIAVSKY, 1882	107	100	11	21
<i>Obesogammarus obesus</i> VIEUILLE, 1979	8	2		2
Kérészek (Ephemeroptera)				
<i>Heptagenia flava</i> ROSTOCK, 1877				1
Szitakötők (Odonata)				
<i>Gomphus flavipes</i> (CHARPENTIER, 1825)	8	1	1	2
Poloskák (Heteroptera)				
<i>Aquarius paludum</i> (FABRICIUS, 1794)		3		
<i>Ranatra linearis</i> (LINNAEUS, 1758)	1			
Tegzesek (Trichoptera)				
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i> MALICKY, 1977				1
<i>Hydropsyche</i> sp.	2	1		
<i>Setodes punctatus</i> (FABRICIUS, 1793)	1			
Bogarak (Coleoptera)				
<i>Platambus maculatus</i> (LINNAEUS, 1758)		1		
Kétszárnyúak (Diptera)				
<i>Chironominae</i>	10	32	9	6
<i>Tanypus punctipennis</i> MEIGEN, 1818	1		1	

12.3.3-24. táblázat: A távoli alvízi szakaszon kimutatott makrogerinctelen taxonok listája

Az előző szakaszokon kimutatott invazív taxonok jelenléte kimutatható volt, kiemelhető a *Lithoglyphus naticoides* csigafaj, nagyon nagy egyedszámban fordult elő ezen a szakaszon is. Említést érdemel továbbá a *Hypania invalida* nevű soksertéjű féreg jelenléte ezen a szakaszon is, továbbá a *Limnomysis benedeni* (pontuszi tanúrák) nagy egyedszáma. A

védett *Gomphus flavipes* szitakötőfaj néhány egyedét ezen a szakaszon is kimutattuk. Több szelvényből is előkerült az *Unio tumidus* kagylófaj néhány példánya, melyet a fentebbi szakaszokon csak elvétele gyűjtöttünk. Fontos megemlíteni, hogy néhány faj azért kerülhetett ilyen nagy számban a mintákba, mert kisvízes időszakokra esett a mintavétel és ilyenkor a mederbe is beljebb lehet menni és ezért pl. a kagylók esetében, melyek a mederfenék lazább, üledékében, de alapvetően a parttól távolabb fordulnak elő nagy vízállásnál nem lehet gyűjteni. Kiemelhető még a *Setodes punctatus* tegzesfaj jelenléte, mely nagyobb folyók jellemző faja, alapvetően jó vízminőséget jelez és csak itt fogtuk. A HUDD20023 SCI terület jelölő makrozoobenton faja, a tompa folyamkagyló (*Unio crassus*) a mintavételek során nem került elő.

A TÁVOLI ALVÍZI SZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A MAKROZOOBENTON ALAPJÁN

A szakasz állapotértékelését hasonlóan a fenti szakaszokhoz a HMMI (Hungarian Macroinvertebrate Multimetric Index) módszer szerint végeztük el (Várbíró et al. [12-42], [12-43]). A minősítési értéket a nyári és őszi minták átlagaként határoztuk meg (12.3.3-25. táblázat).

Távoli alvízi szakasz	Nyár		Ősz	
	HMMI EQR	Minősítés	HMMI EQR	Minősítés
P50DMZB 31	0,64	jó	0,59	mérsékelt
P50DMZB 32	0,57	mérsékelt	0,38	gyenge
P50DMZB 41	0,36	gyenge	0,28	gyenge
P50DMZB 42	0,46	mérsékelt	0,37	gyenge
Átlag:	HMMI EQR		Minősítés	
	0,45		mérsékelt	

12.3.3-25. táblázat: A távoli alvízi szakasz ökológiai minősítése a nyári és őszi minták alapján

A mintavételek során vett minták makrogerinctelen közössége alapján a távoli alvízi szakasz mérsékelt minőségű (HMMI EQR: 0.45) volt.

Összességében az is megállapítható, hogy a felvízhez viszonyítva a Paksi Atomerőmű melegvíz kibocsátása osztályértéknyi változást az alvízen nem okoz.

12.3.3.6 Halak

A távoli alvízi szakaszt a biológiai elemek, így a halak vonatkozásában is két alszakaszra - közép-távoli, távoli - osztottuk. A továbbiakban az eredmények közlését is eszerint adjuk meg.

A közép-távoli alvízi alszakasz eredményei

A közép-távoli alvízi szakaszt a gerjen-foktői, valamint a dombori szelvényben vett mintaegységek (PLHD4; P50DH2) alkotják. A gerjeni szelvényben a halközösség mintavételt 2012-ben, míg a dombori szelvényben 2013-ban végeztük két-két - nyári és őszi - időpontban. A két szelvényben egyaránt 2-2db, egyenként 500 méter hosszúságú, összesen 2 000 méter mintaegységet vizsgáltunk a jobb és a bal parti területen. A mintavételi alegységek között egyaránt található természetes és kövezéses aljzatú (lásd 12.1.5-10. táblázat). A nyári és őszi mintavételek során a mintavételi alegységek azonosak voltak.

A közép-távoli alszakaszon a nyári és őszi felmérés során a négy mintavételi egységben összesen 34 faj 3 367 egyedének meghatározását végeztük el.

Tudományos név	Magyar név	PLHD41	PLHD42	P50DH21	P50DH22
<i>Eudontomyzon mariae</i> (Berg, 1931)	Dunai ingola	0	1	0	0
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Angolna	0	1	0	0
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Bodorka	1	1	1	1
<i>Rutilus virgo</i> (Heckel, 1852)	Leánykoncér	1	1	0	0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Vörösszárnýú keszeg	0	0	0	1
<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	Nyúldomolykó	0	0	1	1
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Domolykó	1	0	1	1
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	Jász	1	1	1	1
<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Balín	1	1	1	1
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Küsz	1	1	1	1
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	Karikakeszeg	1	1	1	1
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Dévékeszeg	1	1	0	1

Tudományos név	Magyar név	PLHD41	PLHD42	P50DH21	P50DH22
<i>Ballerus sapa</i> (Pallas, 1814)	Bagolykeszeg	1	0	1	0
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	Paduc	0	1	0	1
<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	Márna	0	1	1	1
<i>Romanogobio vladkovi</i> (Fang, 1943)	Halványfoltú küllő	1	1	1	1
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	Szivárványos ökle	0	0	1	0
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Ezüstkárász	0	0	1	0
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Ponty	0	0	1	0
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	Harcsa	1	1	1	1
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	Fekete törpeharcsa	1	0	0	0
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	Csuka	1	1	1	1
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	Menyhal	1	1	1	1
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Sügér	1	1	1	1
<i>Gymnocephalus baloni</i> Holčík & Hensel, 1974	Széles durbincs	1	1	1	1
<i>Gymnocephalus schraetser</i> (Linnaeus, 1758)	Selymes durbincs	0	1	1	1
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Süllő	1	1	1	0
<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1789)	Kősüllő	1	1	0	0
<i>Zingel zingel</i> (Linné, 1766)	Magyar bucó	1	1	1	1
<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	Tarka géb	0	0	1	1
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	Folyami géb	1	0	1	1
<i>Ponticola kessleri</i> (Günther, 1861)	Kessler-géb	1	1	1	1
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	Feketeszájú géb	1	1	1	1
<i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	Csupasztorkú géb	1	1	1	1
FAJSZÁM:		23	24	26	24

12.3.3-26. táblázat: A közép-távolsági alvízi alszakaszon előkerült halfajok

A mintavételi szakaszon előkerült fajok közül öt védett (*Rutilus virgo*, *Romanogobio vladkovi*, *Rhodeus amarus*, *Gymnocephalus baloni*, *Gymnocephalus schraetser*), valamint kettő fokozottan védett (*Eudontomyzon mariae*, *Zingel zingel*).

A HUDD 20023 jelű SCI terület jelölő halfajai közül a szakaszon kimutatott fajok: *Eudontomyzon mariae*, *Rutilus virgo*, *Aspius aspius*, *Gymnocephalus baloni*, *Gymnocephalus schraetser*, *Zingel zingel*.

A mintavételek során 27 fajnak kerültek elő ivadékok példányai. Ivadékok példányokat a fajok 79%-nál regisztráltunk. Ez az arány egyrészt hasonló a többi vizsgált szakaszhhoz, másrészt hasonlóan magas értéknek tekinthető.

A meghatározott egyedek korcsoport szerinti eloszlását a mintavételi egységekben az alábbi táblázatok mutatják be.

NYÁR	Adult (db)	Ivadék (db)	Összesen (db)
PLHD41	388	49	437
PLHD42	268	50	318
P50DH21	318	225	543
P50DH22	361	134	495
ŐSZ	Adult (db)	Ivadék (db)	Összesen (db)
PLHD41	482	252	734
PLHD42	217	73	290
P50DH21	231	107	338
P50DH22	118	94	212

12.3.3-27. táblázat: A mintavételi egységek fogási eredményeinek alapadatai a nyári és az őszi mintavétel alapján a közép-távolsági alvízi szakaszon

Az egységnyi (100 m) mintavételi hosszra jutó összes (adult+ivadék) fogási érték (CPUE) a nyári mintavételi eredmények alapján a jobboldali, tehát melegvíz kibocsátással érintett mintaegységekben átlagosan 98 db. Ez az érték magasabb, mint a közeli alvízi melegvíz kibocsátással érintett területeinek CPUE értéke. Némileg alacsonyabb, de inkább a melegvízzel érintett egységekhez hasonló értéket mutat a baloldali, tehát a melegvízzel nem érintett mintaegységek CPUE értékeinek átlaga is.

Mintaszelvények	CPUE (100 m)
Felvíz átlaga a 12.3.1-18. táblázat értékei alapján	59,0
Közeli, érintett alvízi egységek átlaga a 12.3.2-19. táblázat értékei alapján	88,4
Közeli, nem érintett alvízi egységek átlaga a 12.3.2-19. táblázat értékei alapján	58,5
Közép-távolsági, érintett (jobb oldali) mintaegységek átlagai (PLHD41; P50DH21)	98,0
Közép-távolsági, nem érintett (bal oldali) mintaegységek átlagai (PLHD42; P50DH22)	81,3

12.3.3-28. táblázat: A CPUE értékek összevetése a korábbi közvetlen alvízi, valamint a felvízi eredményekkel

A 2012. és 2013. évi eredmények alapján megállapítható, hogy a közép-távolsági szakasz fajkészlete sem mutat a felsőbb szakaszokhoz viszonyítva eltérést, a vizsgált szakaszok halfaj szerkezete egyveretű. A közép-távolsági szakaszon az egységnyi hosszra jutó egyedszám ugyanakkor újra erőteljes emelkedést mutat, annak értéke meghaladják a közeli alvízi szakasz értékeit is. Ez az eredmény egyrészt messzemenőig egyezik a 2009-ben tapasztaltakkal (SCIAP 2010), másrészt a jelenség nem mutat a meleg víz hatásával összefüggésbe hozható változást. Ehhez azt is meg kell jegyezni, hogy a 2013. évben az ívás sikeres volt, amit az ivadék fajok magasabb aránya és az ivadék példányok nagyobb száma bizonyít. A nyári mintavétel időszakában mindkét évben magasabb egyedszám volt megfigyelhető. Ez jellemző minden vizsgált szelvényre. A 2013. évben az őszi időszak alacsonyabb vízállása és alacsonyabb víz hőmérséklete igazi őszi aszeptust mutatva, a nyárinál homogénebb adattömeget eredményezett. Összességében mindkét időszakban végzett mintavétel eredménye megfelelő adatot biztosít a VKI szempontú vízminősítéshez.

A KÖZÉP-TÁVOLSÁGI ALVÍZI ALSZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A HALKÖZÖSSÉG ALAPJÁN

A közép-távolsági szakaszra vonatkozóan is elkészítettük a VKI szempontú ökológiai állapotértékelést (Halasi-Kovács et al. [12-17]). A minősítést a PLHD41; PLHD42, P50DH21, P50DH22, összesen 2 000 méter hosszúságú mintaegységek alapján végeztük el. Bár a EQIHRF protokollja alapján a nyári mintavétel tekinthető relevánsnak, elvégeztük az őszi minta alapján is a minősítést. A minősítés eredménye szempontjából azonban a nyári eredményt fogadjuk el döntőnek.

Közép-távolsági alvízi szakasz nyár	Pontszám	Érték
1. Omnivor fajok relatív gyakorisága (%)	72,03	4
2. Nyíltvízi fajok száma (db)	4,00	4
3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága (%)	7,94	5
4. Bentikus fajok száma (db)	19,00	4
5. Litofil fajok száma (db)	8,00	5
6. Fitofil fajok relatív gyakorisága (%)	1,26	3
7. Reofil fajok száma (db)	12,00	4
8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága (%)	0,45	3
9. Specialista fajok relatív gyakorisága (%)	31,82	4
10. Óshonos fajok relatív gyakorisága (%)	76,04	2
Összes pontszám		38
Minősítés		jó

12.3.3-29. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári mintavétel alapján a közép-távolsági szakaszon

Közép-távolsági alvízi szakasz őszi	Pontszám	Érték
1. Omnivor fajok relatív gyakorisága (%)	41,03	4
2. Nyíltvízi fajok száma (db)	3,00	3
3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága (%)	6,93	5
4. Bentikus fajok száma (db)	20,00	5
5. Litofil fajok száma (db)	6,00	4
6. Fitofil fajok relatív gyakorisága (%)	2,28	4
7. Reofil fajok száma (db)	10,00	4
8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága (%)	1,42	4
9. Specialista fajok relatív gyakorisága (%)	56,79	5
10. Óshonos fajok relatív gyakorisága (%)	49,19	1
Összes pontszám		39
Minősítés		jó

12.3.3-30. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei az őszi mintavétel alapján a közép-távolsági szakaszon

A közép-távolsági szakasz ökológiai állapota megegyezik a felvízi, valamint a közeli alvízi szakasz minősítési értékével.

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy a közép-távoli alvízi Duna-szakasz ökológiai állapota a halközösség értékelése szerint jó.

A távoli alvízi alszakasz eredményei, halak

A távoli alvízi alszakaszt a Sió-dél, valamint a bajai szelvényben vett mintaegységek alkotják. A mintavételt 2013-ban végeztük két - nyári és őszi - időpontban. A két szelvényben egyaránt 2-2db, egyenként 500 méter hosszúságú, összesen 2 000 méter mintaegységet vizsgáltunk a jobb és a bal parti területen. A mintavételi alegységek között egyaránt található természetes és kövezéses aljzatú (lásd 12.1.5-10. táblázat). A nyári és őszi mintavételek során a mintavételi alegységek azonosak voltak. A távoli alvízi alszakaszon a nyári és őszi felmérés során a négy mintavételi egységben összesen 33 faj 4 151 egyedének meghatározását végeztük el.

Tudományos név	Magyar név	P50DH31	P50DH32	P50DH41	P50DH42
<i>Eudontomyzon mariae</i> (Berg, 1931)	Dunai ingola	0	0	0	1
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Angolna	0	1	1	0
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Bodorka	1	1	1	1
<i>Rutilus virgo</i> (Heckel, 1852)	Leánykancér	1	1	0	0
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Vörösszármú keszeg	0	1	0	0
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Domolykó	1	1	1	1
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	Jász	1	1	1	1
<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Balin	1	1	1	1
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Küsz	1	1	1	1
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	Karikakeszeg	1	1	1	1
<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Dévérkeszeg	1	1	1	1
<i>Ballerus sapa</i> (Pallas, 1814)	Bagolykeszeg	0	0	1	1
<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	Paduc	1	1	0	1
<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	Márna	1	0	0	1
<i>Romanogobio vladkovi</i> (Fang, 1943)	Halványfoltú küllő	1	1	1	1
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	Kínai razbóra	0	0	1	0
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	Szivárványos ökle	0	1	1	1
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Ezüstkárász	1	1	1	1
<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Ponty	1	0	0	0
<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	Harcsa	1	1	1	0
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	Csuka	1	1	1	1
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	Menyhal	1	1	1	1
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Sügér	1	1	1	1
<i>Gymnocephalus baloni</i> Holčík & Hensel, 1974	Széles durbincs	1	1	1	1
<i>Gymnocephalus schraetser</i> (Linnaeus, 1758)	Selymes durbincs	1	1	1	1
<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Süllő	1	1	1	1
<i>Sander volgensis</i> (Gmelin, 1789)	Kősüllő	1	0	0	0
<i>Zingel zingel</i> (Linné, 1766)	Magyar bucó	1	1	0	1
<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	Tarka géb	0	1	1	1
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	Folyami géb	1	1	1	1
<i>Ponticola kessleri</i> (Günther, 1861)	Kessler-géb	1	1	1	1
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	Feketeszájú géb	1	1	1	1
<i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	Csupasztorkú géb	1	1	1	1
FAJSZÁM:		26	27	25	26

12.3.3-31. táblázat: A távoli alvízi alszakaszon előkerült halfajok

A mintavételi szakaszon előkerült fajok közül öt védett (*Rutilus virgo*, *Romanogobio vladkovi*, *Rhodeus amarus*, *Gymnocephalus baloni*, *Gymnocephalus schraetser*), valamint kettő fokozottan védett (*Eudontomyzon mariae*, *Zingel zingel*).

A HUDD 20023 jelű SCI terület jelölő halfajai közül a szakaszon kimutatott fajok: *Eudontomyzon mariae*, *Rutilus virgo*, *Aspius aspius*, *Gymnocephalus baloni*, *Gymnocephalus schraetser*, *Zingel zingel*.

A mintavételek során 26 fajnak kerültek elő ivadék példányai. Ivadék példányokat a fajok 79%-nál regisztráltunk. Ez az arány egyrészt hasonló a többi vizsgált szakaszhoz, másrészt hasonlóan magas értéknek tekinthető.

A meghatározott egyedek korcsoport szerinti eloszlását a mintavételi egységekben az alábbi táblázatok mutatják be.

NYÁR	Adult (db)	Ivadék (db)	Összesen (db)
P50DH3	198	179	377
P50DH3	205	489	694
P50DH4	279	274	553
P50DH4	328	607	935
ŐSZ	Adult (db)	Ivadék (db)	Összesen (db)
P50DH3	333	191	524
P50DH3	162	123	285
P50DH4	256	183	439
P50DH4	159	185	344

12.3.3-32. táblázat: A mintavételi egységek fogási eredményeinek alapadatai a mintavételek alapján a távoli alvízi alszakaszon

Az egységnyi (100 m) mintavételi hosszra jutó összes (adult+ivadék) fogási érték (CPUE) a nyári mintavételi eredmények alapján a jobboldali, tehát melegvíz kibocsátással érintett mintaegységekben átlagosan 93 db. Ez az érték némileg magasabb, mint a közeli alvíz melegvíz kibocsátással érintett területeinek CPUE értéke. A bal oldali, tehát melegvíz kibocsátással nem érintett területek CPUE értékei kiemelkedően magasak, aminek oka az ivadék magas egyedszáma. Ez ugyanakkor egyértelműen a gemenci ágrendszer ivadék kibocsátó hatására utal.

Mintaszelvények	CPUE (100 m)
Felvíz átlaga a 12.3.1-18. táblázat értékei alapján	59,0
Közeli, nem érintett alvízi egységek átlaga a 12.3.2-19. táblázat értékei alapján	58,5
Közép-távoli, nem érintett alvízi egységek átlaga a 12.3.3-28. táblázat	81,3
Közeli, érintett alvízi egységek átlaga a 12.3.2-19. táblázat értékei alapján	88,4
Közép-távoli, érintett alvízi egységek átlaga a 12.3.3-28. táblázat	98,0
Távoli érintett (jobb oldali) mintaegységek átlagai (P50DH31; P50DH41)	93,0
Távoli nem érintett (bal oldali) mintaegységek átlagai (P50DH32; P50DH42)	162,9

12.3.3-33. táblázat: A CPUE értékek összevetése az alvízi, valamint a felvízi eredményekkel

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a távoli alvízi szakasz, ezzel összességében az alvízi szakaszok fajkészlete nagyfokú hasonlóságot mutat a felvízhez viszonyítva. Tehát a Paksi Atomerőmű melegvíz kibocsátása a fajkészletben nem okoz változást. Annak hatására nem tűnik el egyetlen faj sem, de nem is jelenik meg új.

Az abundancia értékeiben ugyanakkor látható változás. A távoli szakaszon az egységnyi hosszra jutó egyedszám értékei meghaladják a közeli alvízi szakaszét.

A 2013. évben az őszi időszak alacsonyabb vízállása és alacsonyabb vízhőmérséklete igazi őszi aszpektust mutatva, a nyárinál homogénebb adattömeget eredményezett. Összességében mindkét időszakban végzett mintavétel eredménye megfelelő adatot biztosít a VKI szempontú vízminősítéshez.

A TÁVOLI ALVÍZI ALSZAKASZ VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE A HALKÖZÖSSÉG ALAPJÁN

A távoli alvízi alszakaszra vonatkozóan is elkészítettük a VKI szempontú ökológiai állapotértékelést (Halasi-Kovács et al. 2009). A minősítést a P50DH31, P50DH32, P50DH41, P50DH42, összesen 2 000 méter hosszúságú mintaegységek alapján végeztük el. Bár az EQIHRF protokollja alapján a nyári mintavétel tekinthető relevánsnak, elvégeztük az őszi minta alapján is a minősítést. A minősítés eredménye szempontjából azonban a nyári eredményt fogadjuk el döntőnek.

Távoli alvízi szakasz nyár	Pontszám	Érték
1. Omnivor fajok relatív gyakorisága (%)	66,04	4
2. Nyíltvízi fajok száma (db)	3,00	3
3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága (%)	14,17	4
4. Bentikus fajok száma (db)	18,00	4
5. Litofil fajok száma (db)	7,00	4
6. Fitofil fajok relatív gyakorisága (%)	2,76	4
7. Reofil fajok száma (db)	11,00	4
8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága (%)	1,38	4
9. Specialista fajok relatív gyakorisága (%)	37,01	5
10. Őshonos fajok relatív gyakorisága (%)	71,56	2
Összes pontszám		38
Minősítés		jó

12.3.3-34. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári mintavétel alapján a távoli alvízi szakaszon

Távoli alvízi szakasz őszi	Pontszám	Érték
1. Omnivor fajok relatív gyakorisága (%)	51,47	5
2. Nyíltvízi fajok száma (db)	3,00	3
3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága (%)	4,03	4
4. Bentikus fajok száma (db)	19,00	4
5. Litofil fajok száma (db)	7,00	4
6. Fitofil fajok relatív gyakorisága (%)	2,50	4
7. Reofil fajok száma (db)	11,00	4
8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága (%)	2,18	5
9. Specialista fajok relatív gyakorisága (%)	46,14	5
10. Őshonos fajok relatív gyakorisága (%)	62,24	2
Összes pontszám		40
Minősítés		jó

12.3.3-35. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei az őszi mintavétel alapján a távoli alvízi szakaszon

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy a távoli alvízi Duna-szakasz ökológiai állapota a halközösség értékelése szerint jó.

Összességében az is megállapítható, hogy a felvízhez viszonyítva a Paksi Atomerőmű melegvíz kibocsátása osztályértéknyi változást az alvízen nem okoz.

12.3.4 A HURWAEP444 VÍZTESTHEZ TARTOZÓ DUNA SZAKASZ ÖSSZEFOGLALÓ ÉLŐVILÁGVÉDELMI ÉS VKI SZEMPONTÚ ÉRTÉKELÉSE

12.3.4.1 A víz fizikai kémiai paraméterei

12.3.4.1.1 A vizsgált dunai szakasz VKI szerinti minősítése a 2012-2013. évi vizsgálatok alapján

Szelvény száma	Szelvény neve	dunai fkm	Vizsgálat időpontja	A szelvény állapota	A vizsgált dunai szelvény helyzete
0	Dunaföldvár (közúti híd)	1560.	2013	jó állapotú	Távoli dunai felvízi vizsgálati szelvény
1	Paks (komp)	1534.	2012		Közeli dunai felvízi vizsgálati szelvény
2	Paks melegvíz-csatorna	1526.	2012	jó állapotú	Közvetlen alvízi dunai vizsgálati szelvény
3	Nagysarkantyú	1525.	2012		Közvetlen alvízi dunai vizsgálati szelvény
4	Uszód	1524.	2012		Közvetlen alvízi dunai vizsgálati szelvény
5	Gerjen-Foktó	1516.	2012		Közvetlen alvízi dunai vizsgálati szelvény
6	Fadd-Dombori	1506.	2013	jó állapotú	Távoli alvízi dunai vizsgálati szelvény
7	Sió-Dél (Gemenc)	1496.	2013		Távoli alvízi dunai vizsgálati szelvény
8	Baja (közúti híd)	1481.	2013		Távoli alvízi dunai vizsgálati szelvény

12.3.4-1. táblázat: A vizsgált dunai szakasz (1560.6-1481.5 fkm) VKI minősítése

A vizsgált dunai szakasz a 2012. évi és a 2013. év második félévi vizsgálatok eredményeinek megfelelően, ökológiai szempontból a fizikai-kémiai paraméterek alapján történő VKI minősítése: **jó állapotú**.

12.3.4.1.2 A Paksi Atomerőmű felmelegedett hűtővizének elméleti hatásai a vizsgált dunai szakasz vízminőségi mutatóira

Az 1979-2004. között végzett a törzshálózati szelvényekben történt vizsgálatok eredményei alapján megállapítható, hogy a vízminőség változása a legtöbb komponens esetében sokkal markánsabban jelenik meg az idő függvényében, mint a hely függvényében. A fizikai-kémiai paraméterek változását térben és időben különböző folyamatok befolyásolják, melyek közül a legfontosabbak a következők

A Paksi Atomerőmű feletti és alatti mintavételei helyek figyelembe vételével 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. Ez azt jelenti, hogy az Atomerőmű az értékelt komponensek vonatkozásában a Duna vízminőségének alakulásában eddig nem játszott számottevő szerepet.

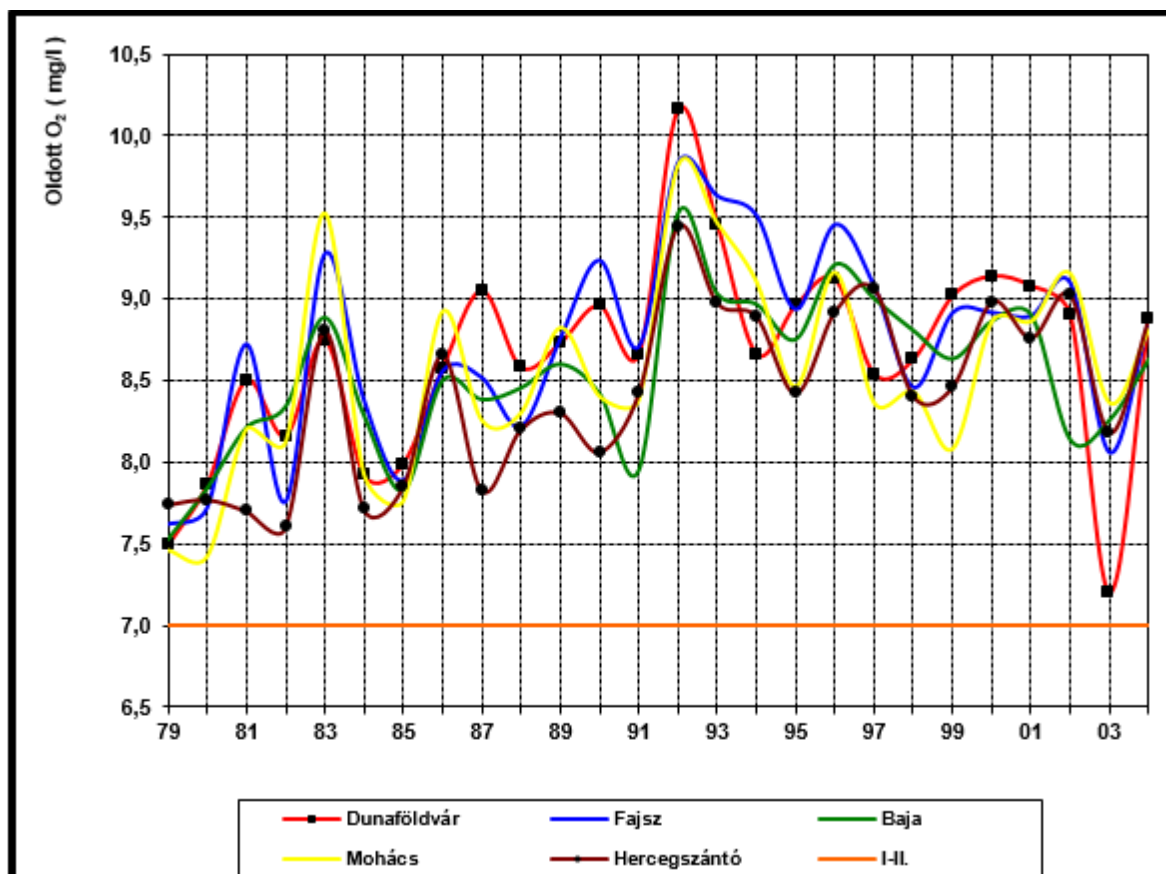
A lineáris trendszámítás segítségével végzett számítások azt igazolták, hogy a vízminőség hosszú távú időbeli változásában az értékelt 26 évben csak a **coliformszám, a réz és a vízhőmérséklet** (az augusztusi vízhőmérséklet) **mutatott romló tendenciát**, a többi jellemző vonatkozásában javulás, vagy 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 vízhőmérséklet emelkedésével kapcsolatban megállapítható, hogy annak mértéke Fajsznál nem volt nagyobb, mint Dunaföldvárnál, ami egyértelműen arra utal, hogy a közéről vett minták esetében az Atomerőműnek nincs kimutatható hatása a Duna hőmérsékleti viszonyaira. 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.

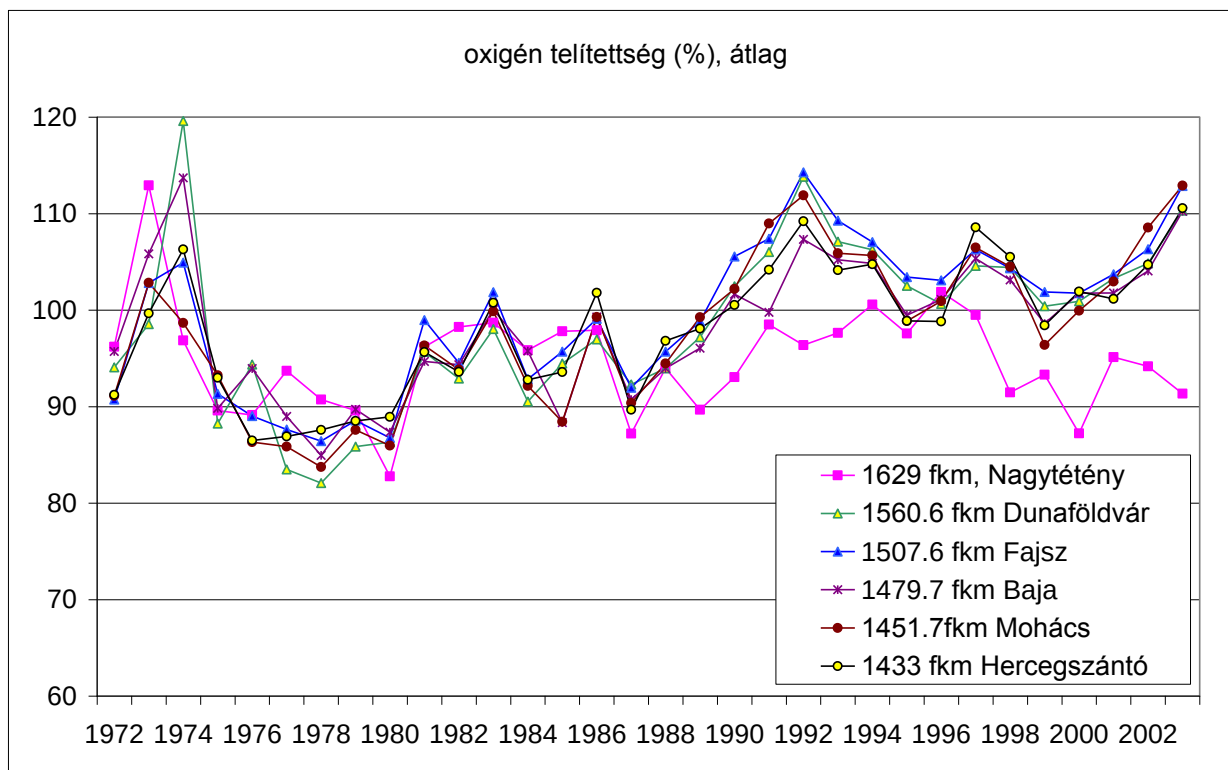
Az MSZ 12749:1993 szabványban levő komponens csoportok szerinti értékelés szerint az **oxigénháztartás paramétere**i közül a szerves anyag tartalmat jellemző indikátorok (BOI_5 , KOI_{ps} és KOI_C) értékei rendre csökkentek. Az éves átlagokban azonban jellegzetes fluktuációk figyelhetők meg. Ennek egyik fő oka a vízjárás változásaiban keresendő. **A csapadékhiányos, szárazabb időszakokban a Duna vízében szállított szerves anyag terhelés ugyanis „betöményedik”**. Az oldott oxigén tartalom érzékenyen reagál a bennük folyó életjelenségekre. Az oxigén forrásai a vízi élet számára az oxigén tartalmú befolyó víz, diffúzió az atmoszférából és a fotoszintézisből. Elhasználódásában pedig a legfontosabb folyamat a légzés, a szerves anyagok bomlása, ásványosodása, túltelítődéskor a kiszellőzés a légkörbe. A vízszennyezés és a szerves szennyezés közé egyenlőségelet lehet tenni, önként adódik a formula: sok szerves szennyező anyag, sok mikroorganizmus, kevés oxigén, rossz minőségű víz. A vizsgált folyószakaszon az értékelt idő alatt a fenti értékek gyakorlatilag nem változtak.

A folyó biológiailag bontható szerves anyag tartalmának csökkenése ugyanis kisebb sebességű, mint a kémiai oxigénigény változása. Azaz a KOI és BOI arány jellegzetesen eltolódott. Ez alapvetően két folyamat együttes hatása miatt alakult így. A szennyvíztisztítási programok hatására csökken a folyó biológiailag bontható szerves anyag tartalma, de a fennmaradó, ugyancsak csökkenő tendenciákat mutató növényi tápanyagterhelések miatt megnőhet az algaprodukción. A fenti hatások irányában és az értékekben a jövőben azonban nem várhatók számottevő változások.

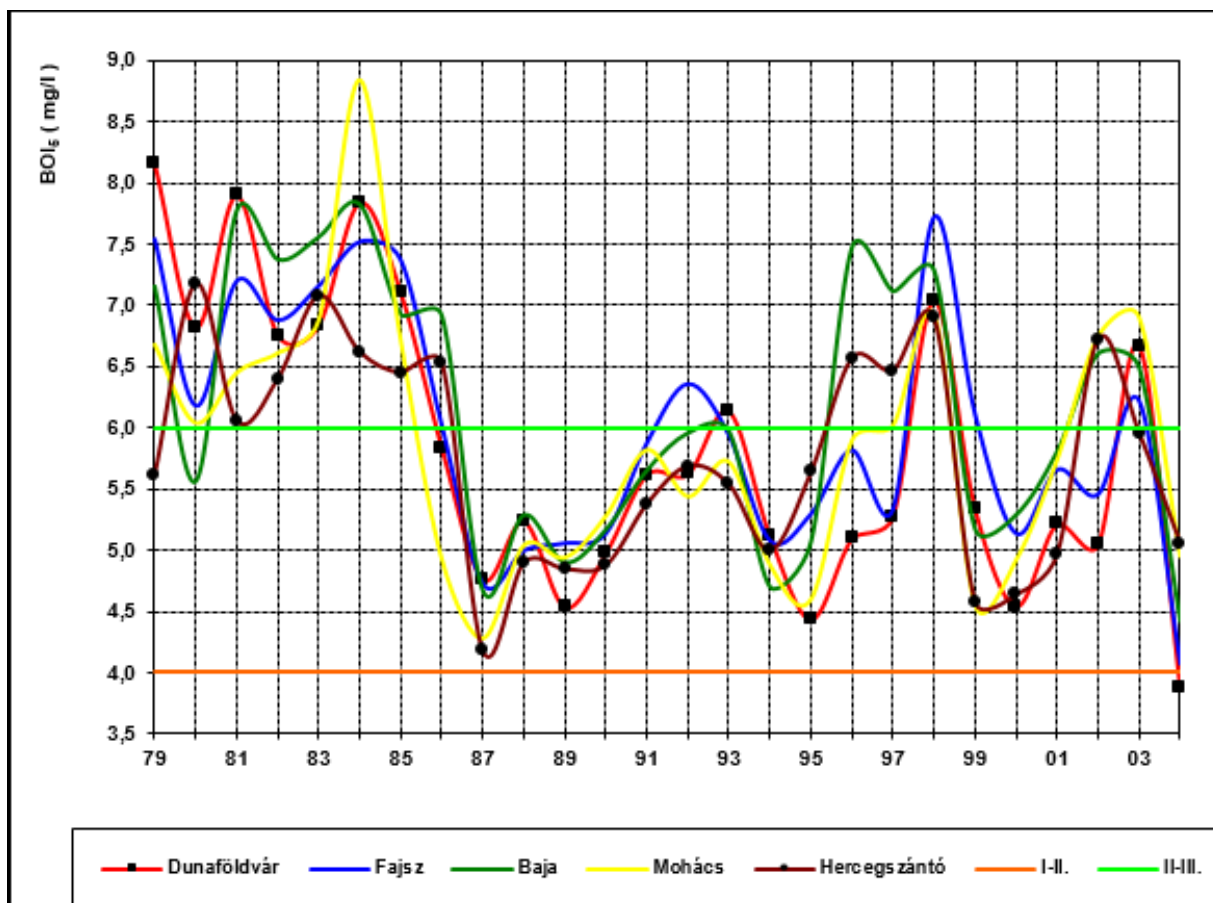
A törzshálózati adatok alapján készített vízkémiai paraméterek időbeni változásának vizsgálatát a Paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbítás keretében, a VITUKI Kht. elemezte és dolgozta fel grafikusán. A grafikus feldolgozások eredményeit a 12.3.4-1 és a 12.3.4-16 közötti ábrákban ismertettük.



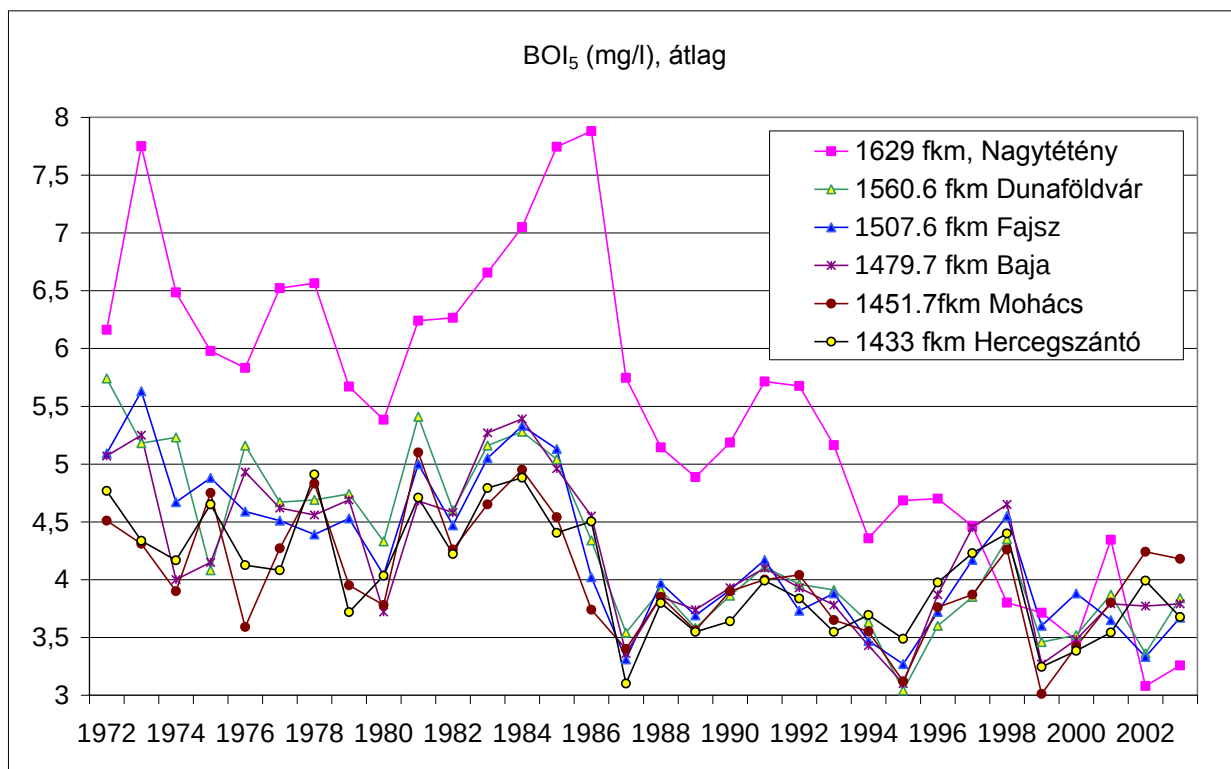
12.3.4-1. ábra: Dunai oldott oxigén 90 %-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.)



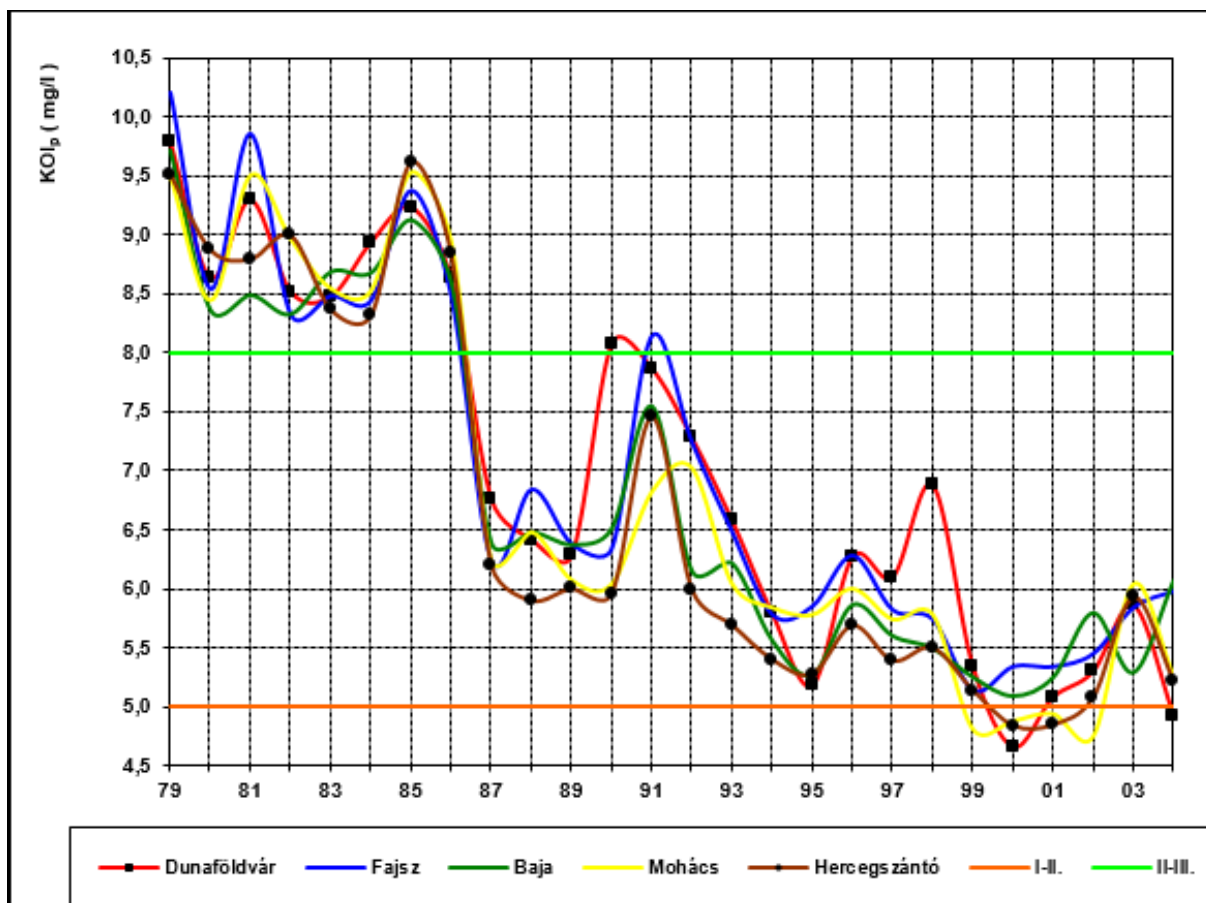
12.3.4-2. ábra: A Duna oxigén telítettség változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)



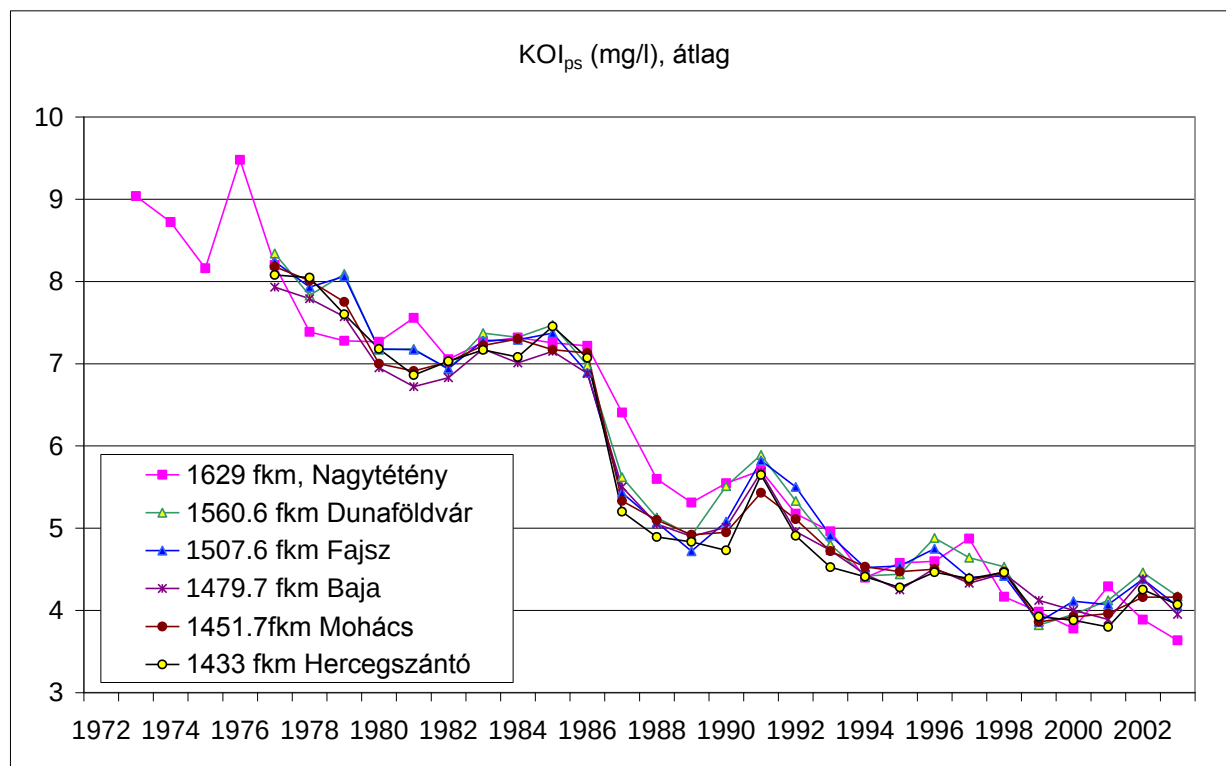
12.3.4-3. ábra: Duna BOI₅ 90 %-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.)



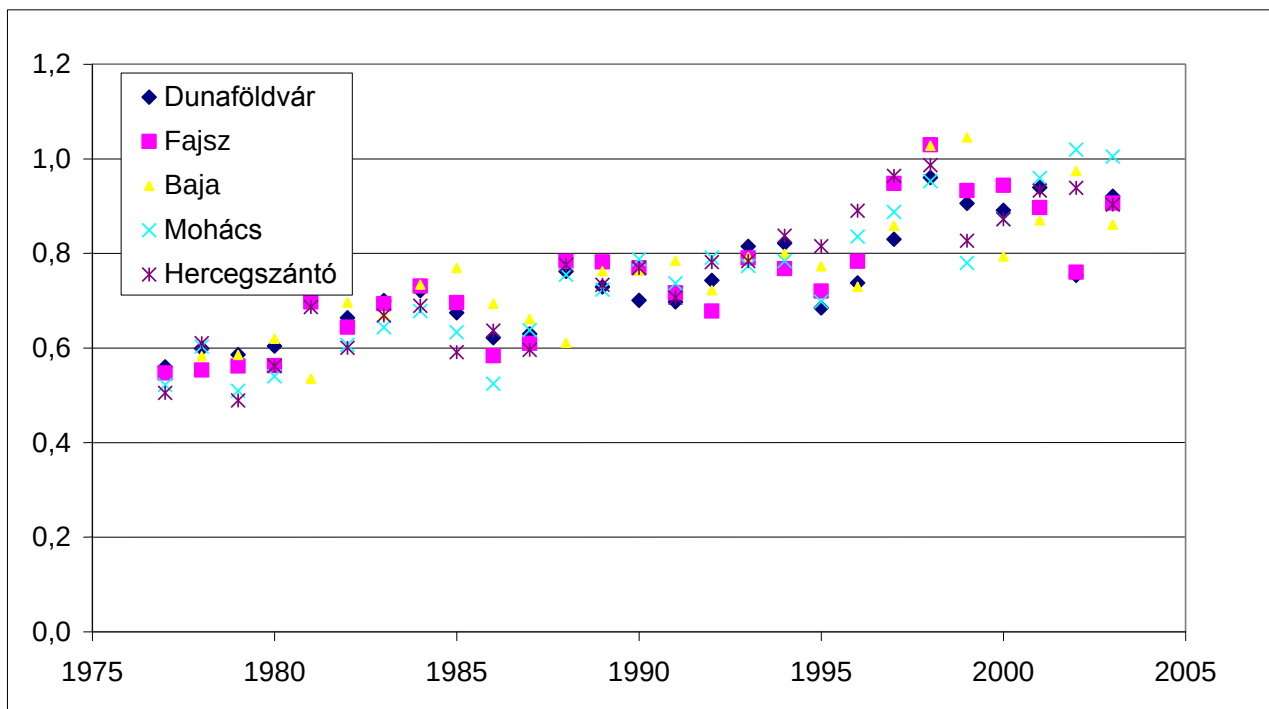
12.3.4-4. ábra: A Duna BOI₅ változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)



12.3.4-5. ábra: Dunai oldott KOI_p 90 %-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.)



12.3.4-6. ábra: A Duna KOI_{ps} változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)

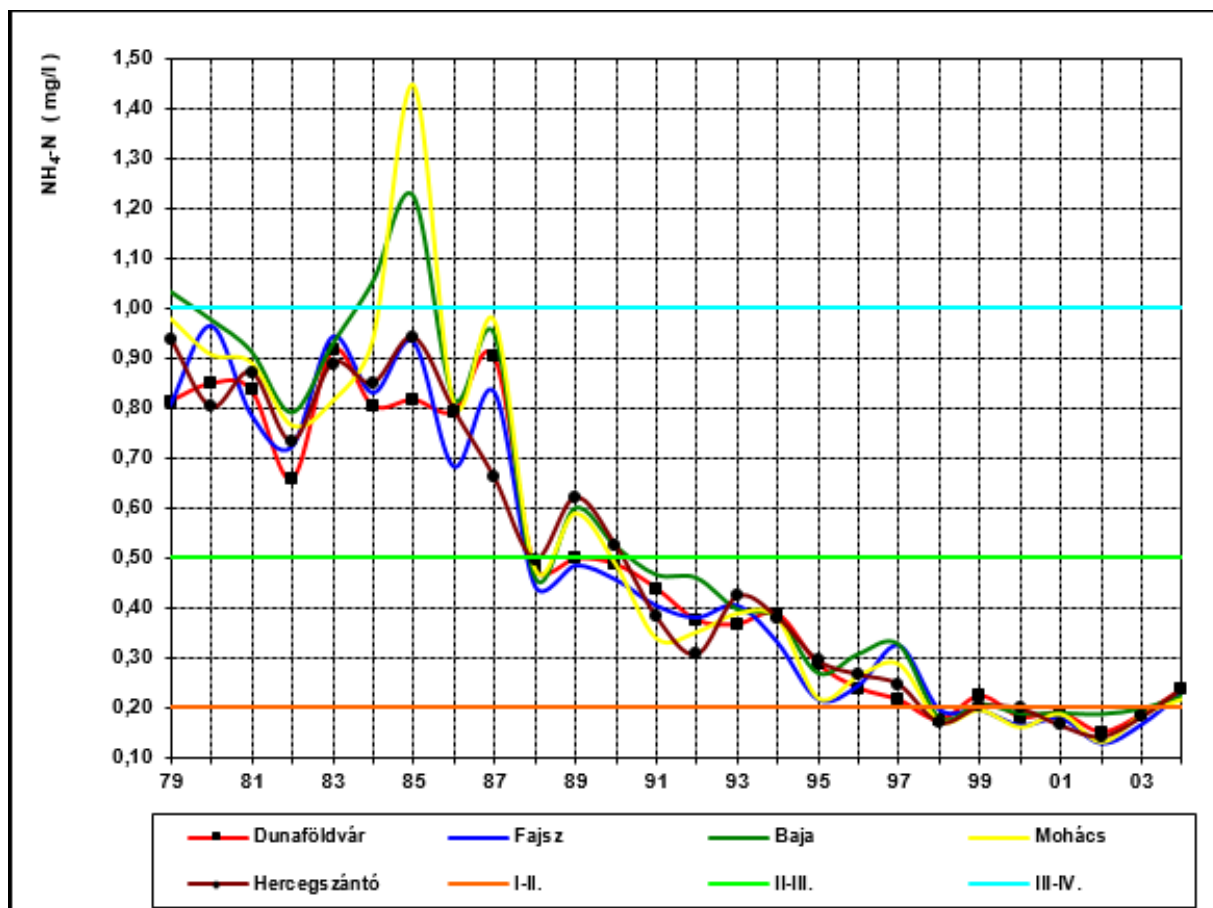


12.3.4-7. ábra: A Duna BOI₅/KO_{1.5} arányok változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)

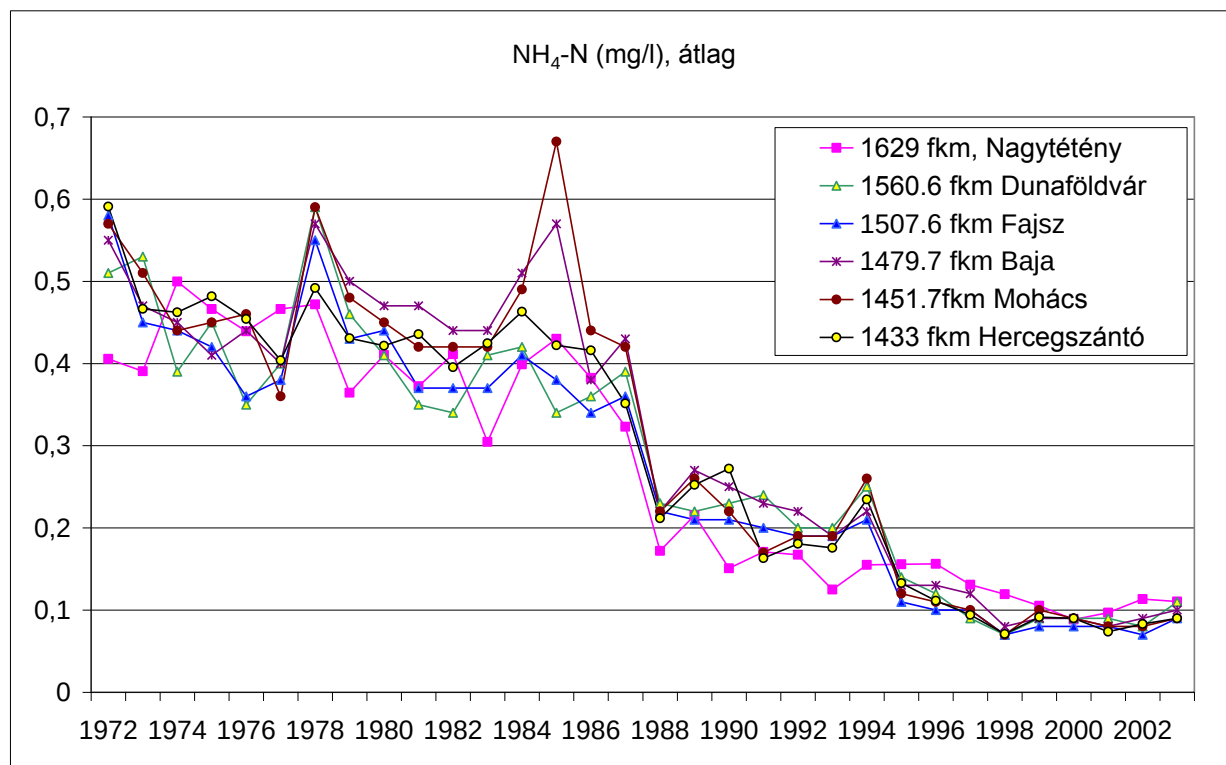
A másik komponens csoportba, amelynek a változásaira hatással lehet a felmelegedett hűtővíz, a **növényi tápanyagok** tartoznak. A trendek hasonlóan biztató képet mutatnak, sőt egyes esetekben itt még nagyobb mértékű csökkenés állapítható meg. Ennek egyik oka a pontszerű szennyező források szennyvizeinek biológiai szennyvíztisztító telepeken történő kiegészítő tisztítása (nitrifikáció, kémiai foszforkicsapás), és az agrárterületekről bemosódó műtrágyák mennyiségének nagyságrendi csökkenése. Ezek a folyamatok önmagukban is igen bonyolultak, viszonylagos fontosságukról nagyon keveset tudunk, a Paksi Atomerőmű térségében azokat a folyó természetes tisztulási folyamatain kívül a felmelegedett hűtővíz is befolyásol. **Utóbbi hatását a torkolata fölötti és alatti vízminőségi állapotok összehasonlításával lehet megállapítani.**

Az **ammónia/ammónium, a nitrit-, a nitrát- ion, a szerves nitrogén és az összes nitrogén** mennyiségét a baktériumok és a kéalgák elemi nitrogénkötő tevékenysége biztosítják, de a szennyvizekből a nitrifikáció és a denitrifikáció útján is nagy mennyiségben bekerülhet. Ha a vízfolyásba tisztítatlan szerves anyagot tartalmazó szennyvíz kerül, a vízben ugrásszerűen nő a nitrit, majd a szerves nitrogén és az összes nitrogén mennyisége. A nagyobb értékek a hidegvizes időszakokban találhatók.

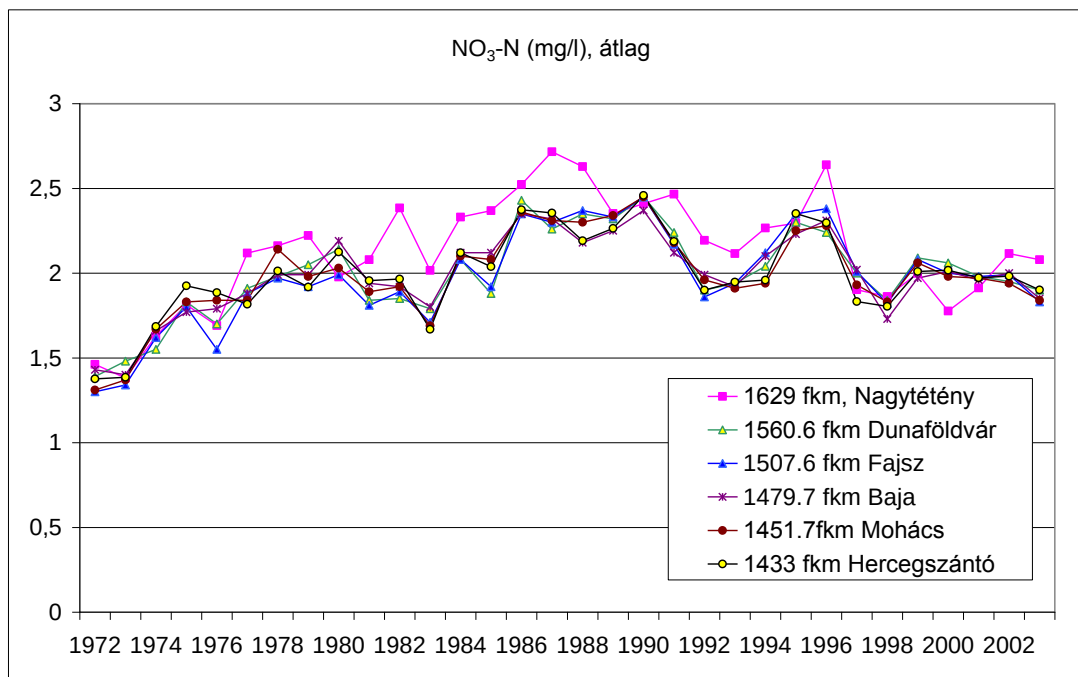
Sok összes nitrogén esetén vagy bőséges külső forrásról, vagy élénk nitrogénkötésről van szó. A nagyobb mennyiségű nitrát a felszíni vizeinkben kedvező éghajlati és hidrológiai feltételek esetén erőteljes algafejlődést és az azzal járó eutrofizálódást eredményezhet.



12.3.4-8. ábra: Dunai oldott $\text{NH}_4\text{-N}$ 90 %-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.)

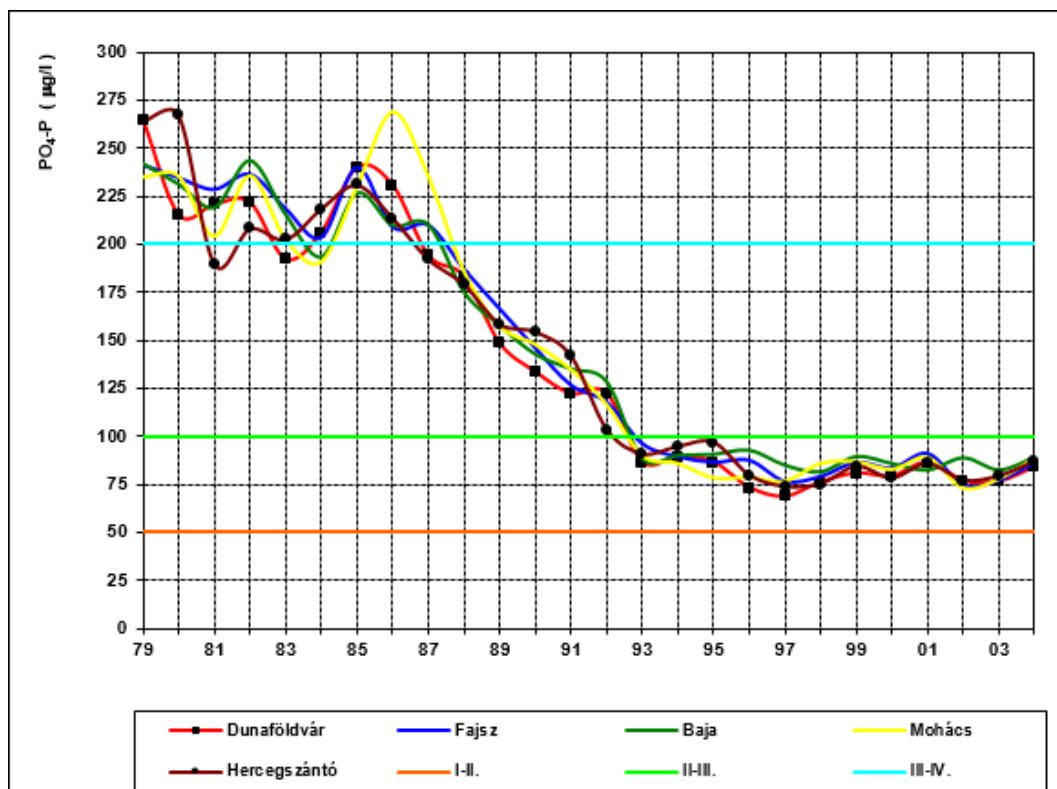


12.3.4-9. ábra: A Duna $\text{NH}_4\text{-N}$ változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)

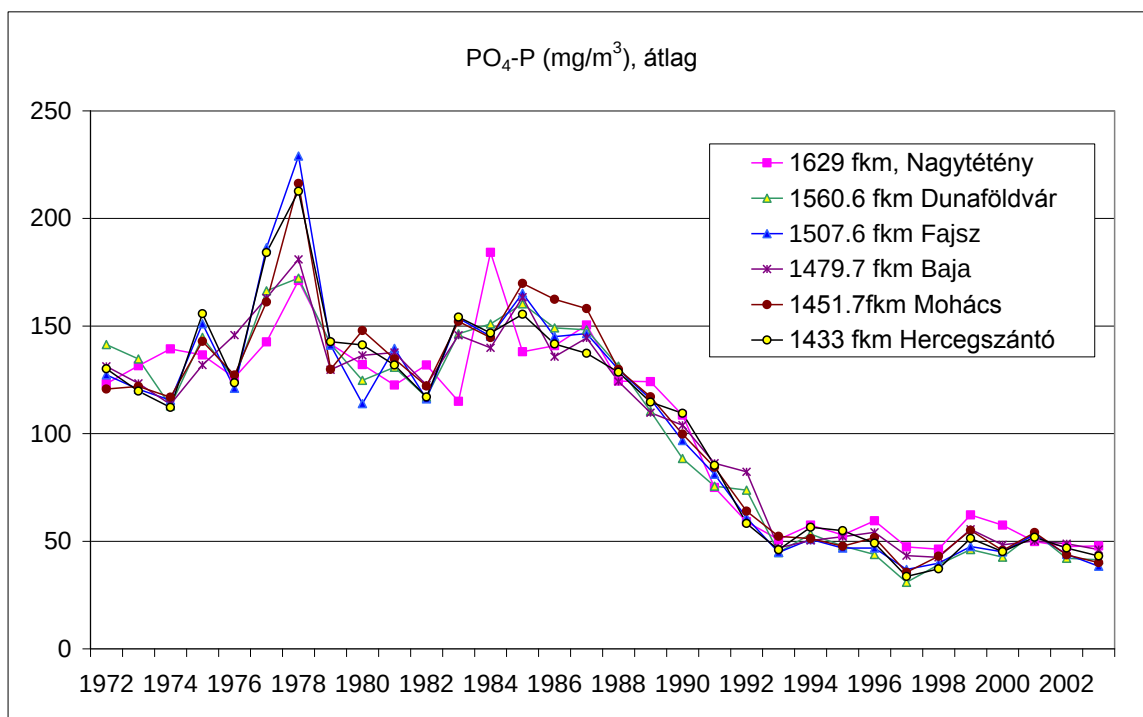


12.3.4-10. ábra: A Duna $\text{NO}_3\text{-N}$ változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)

Az élőlényeket felépítő elemek közül környezettani szempontból a foszfor az egyik legfontosabb, mert aránya a többi elemhez viszonyítva sokkal nagyobb a szervezetek testében, mint a környezetben. A felszíni vizeinkben gyakorta csak igen kis mennyiségben levő foszfor az eutrofizálódás egyik legfontosabb meghatározója. Legelterjedtebb formája az orto-foszfát foszfor és az összes foszfor. A vizekbe a talajból vagy a kőzetekből a szerves anyagok bomlástermékeiből természetes úton, vagy az ember által a foszfortrágyázás útján jut. A felszíni vizekben az algák szaporodását elsősorban az oldott reaktív foszfor mennyisége határozza meg.

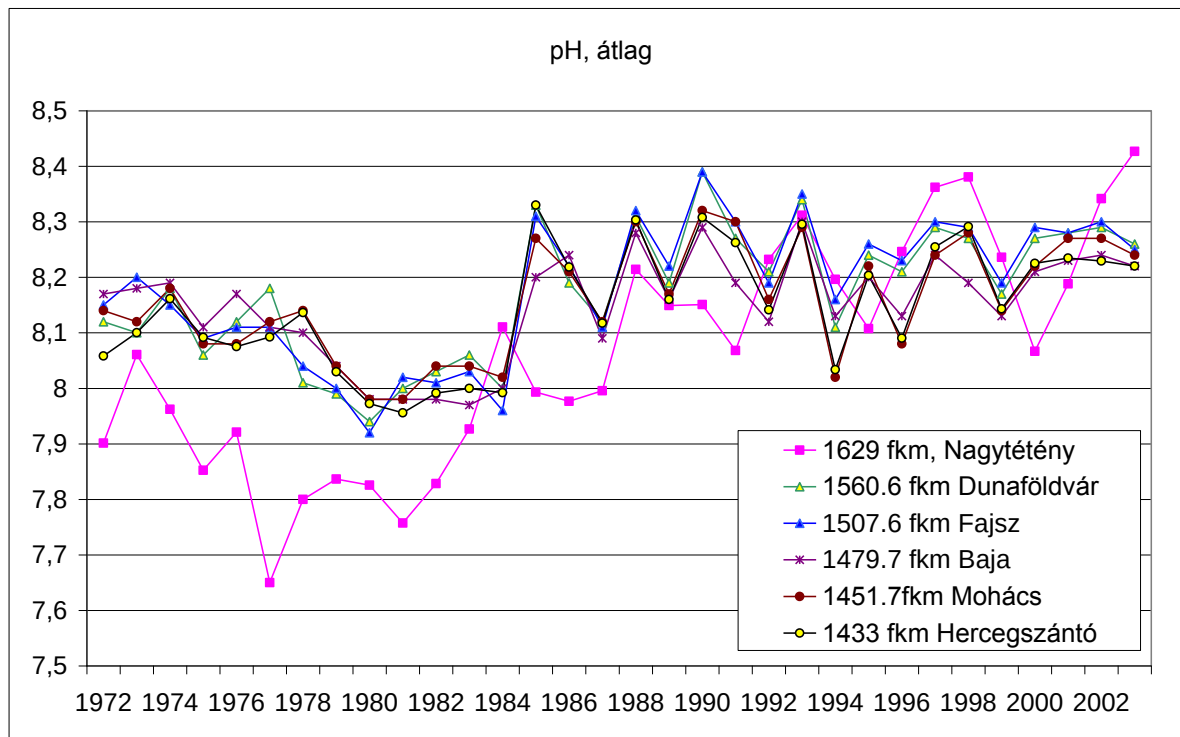


12.3.4-11. ábra: Duna $\text{PO}_4\text{-P}$ 90%-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.)



12.3.4-12. ábra: A Duna $PO_4\text{-P}$ változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)

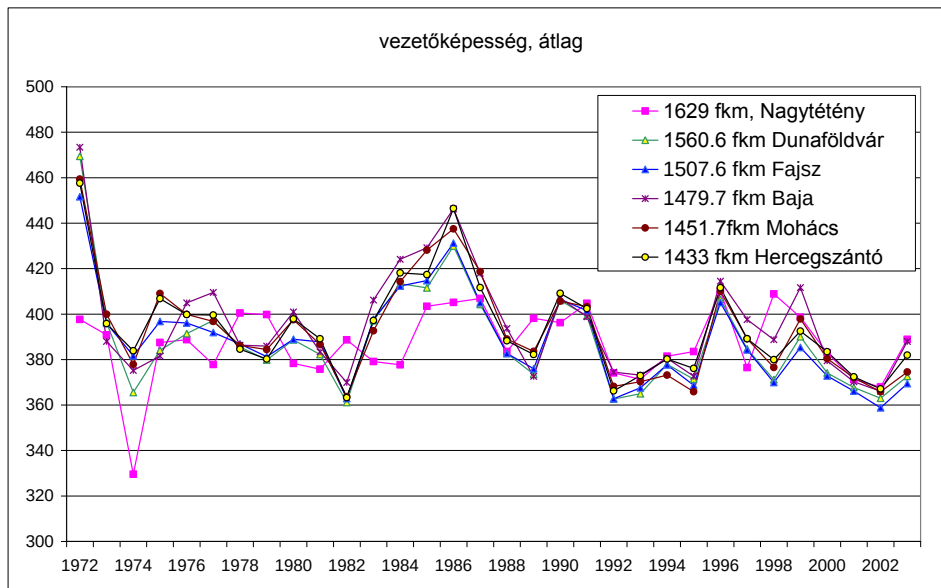
Az **egyéb mutatók** közül a **pH** és az **elektromos vezetőképesség** jelzi a felszíni vizeket érő kommunális szennyvíz bevezetések hatásait. A pH értékek értékelése már feltételezi bizonyos bonyolultabb hidrobiológiai folyamatok figyelembe vételét is, így pl. a fotoszintetikus, illetve lebontási hatásokat. Előbbiek emelik, utóbbiak pedig csökkentik a víz pH-ját, de a biodegradációs folyamatok hőmérséklet függése szintén megváltoztathatja a pH alakulását.



12.3.4-13. ábra: A Duna pH változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)

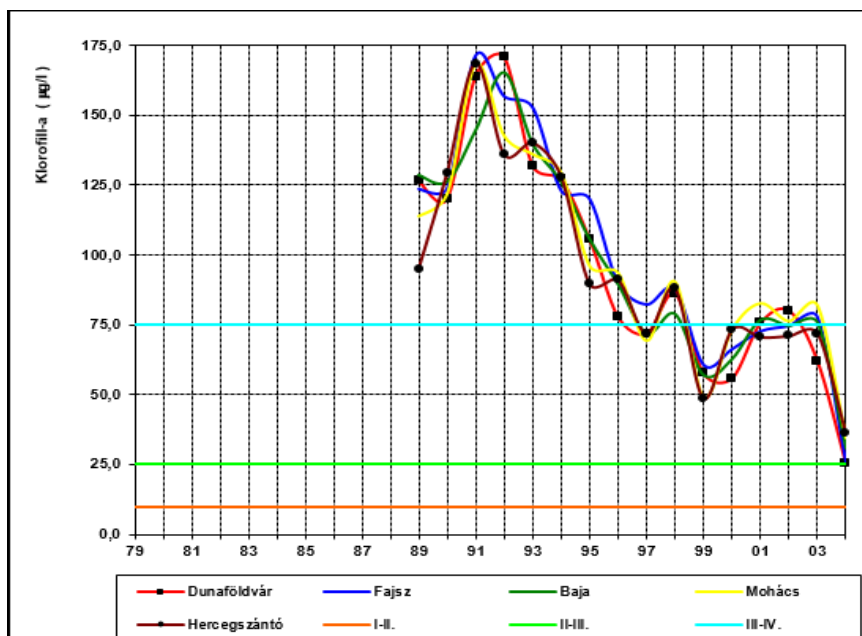
A **fajlagos elektromos vezetőképesség** alkalmas a felszíni vizek minőségében történő változások megállapítására. Ilyen esetekben azonban a szervesen oldott anyagok mennyisége mellett annak minőségi összetétele is döntő, ezért az

uralkodó anionok és kationok mennyiségi meghatározása is szükséges. Értékét az élőlények gyakorlatilag nem befolyásolják. Amennyiben a Duna ezen szakaszát újabb szennyeződések nem érik, újabb szennyező források nem lépnek be, akkor az értékei gyakorlatilag nem fognak megváltozni.



12.3.4-14. ábra: A Duna fajlagos vezetőképesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$) változása Bp.-Hercegszántó szakaszán (TH mérések éves átlaga 1972-2003.)

Az **a-klorofill**, amely a zöld növények sejtjeiben található a Nap sugárzó energiájával oxigént és szerves anyagot termel. Mennyiségéből a fitoplankton mennyiségére és fotoszintetikus kapacitására következtethetünk. Amennyiben nagyobb fitoplankton állományok nem alakultak ki, akkor az eutrofizálódás növekedésének a mértéke a hossz-szelvény mentén nem változik, és a vízminőség sem változik jelentős mértékben. A térségben végzett vizsgálatok eredményei arra mutatnak, hogy az eddigi tendencia csak jelentős tartós kisvízi állapot és az ezzel járó hőmérséklet növekedés esetén változhat meg.



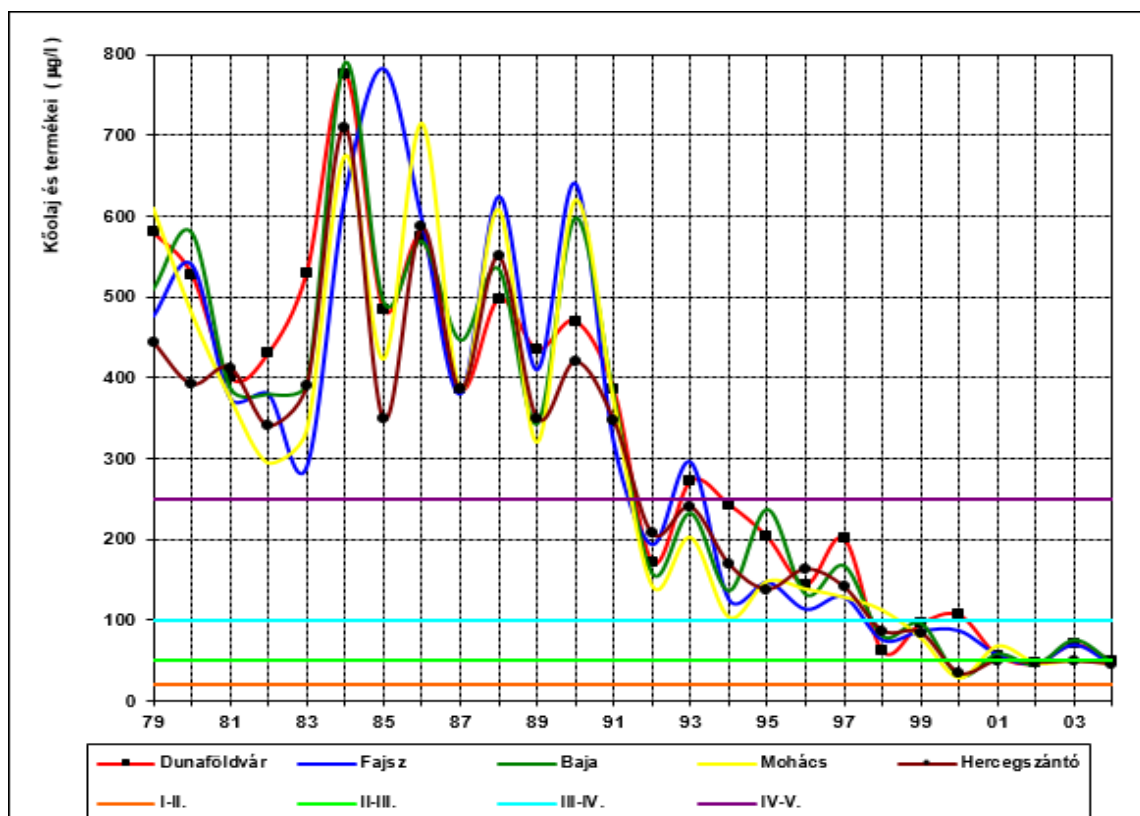
12.3.4-15. ábra: Duna klorofill-a 90 %-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.)

Összességében megállapítható, hogy sem a nitrogén, sem a foszfor forgalom mutatóira, sem pedig az a-klorofill tartalomra a felmelegedett hűtővíz nincs kimutatható, számszerűsíthető hatással.

Az **egyéb jellemzők** közé sorolt fizikai-kémiai jellemzők úgynevezett transzport (utazó) anyagok, amelyek kémiai változásokon nem mennek keresztül. Térben és időben különböző eredetű vizekkel kerülnek a felszíni vizekbe. A vizsgált Duna szakaszon többnyire a felvízi szakaszon jelennek meg és vízállástól, keveredéstől függően a hossz-szelvény mentén kisebb koncentrációváltozásaik figyelhetők meg. Közéjük tartozik az **összes lebegő** és az **összes oldott anyag**, melynek mennyisége a magasabb vízállások idején nagyobb a felkeveredő hordalék miatt. A nagyobb **klorid, szulfát, nátrium** és **kálium** értékek is ezt mutatták. A nátrium, a kálium és a klorid a szennyvíz befolyókból is származhat. A hidrogénkarbonát/karbonát koncentrációk összefüggésben vannak a víz pH értékeivel. Lúgosabb vízben, amikor a dunai fitoplankton tömege (biomasszája) nagyobb, megnő a karbonát mennyisége, ugyanakkor a hidrogénkarbonáté csökken.

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

A **szerves mikroszennyezők** a kőolaj és kőolajszármazékok, a TPH, a poliaromás szénhidrogének (PAH) és a poliklórozott bifenilek (PCB). A vízminták analízise szerint a a Duna víz ezen mutatók tekintetében megfelelő tisztaságot mutatott. Kissé nagyobb értékek valamilyen friss véletlenszerű szennyeződésre utalnak. Gázolaj szennyeződés maradványok (naftalin, acenaftén, antracén, fenantrén), valamint égéstermékek nyomait (fluorantén, pirén, benzantracén, krizén) időnként kimutatták ugyan, de ezek kis koncentrációban voltak jelen. Nagyobb mennyiségű jellemzően fűtésből és a közlekedésből származnak.



12.3.4-16. ábra: Duna Kőolaj és termékei 90 %-os tartósság értékek (TH mérések 1979-2004.)

A 1979-2004. között végzett törzshálózati mérési eredmények azt mutatták, hogy a régebbi szennyeződések koncentrációi egyrészt a természetes lebomlás miatt csökkentek, másrészt pedig nem volt komolyabb utánpótlásuk. Amennyiben a fenti szennyeződések, vagy ahhoz hasonlóak nem érik a folyószakaszt, nagyobb változásokkal nem kell számolni.

Összefoglalás

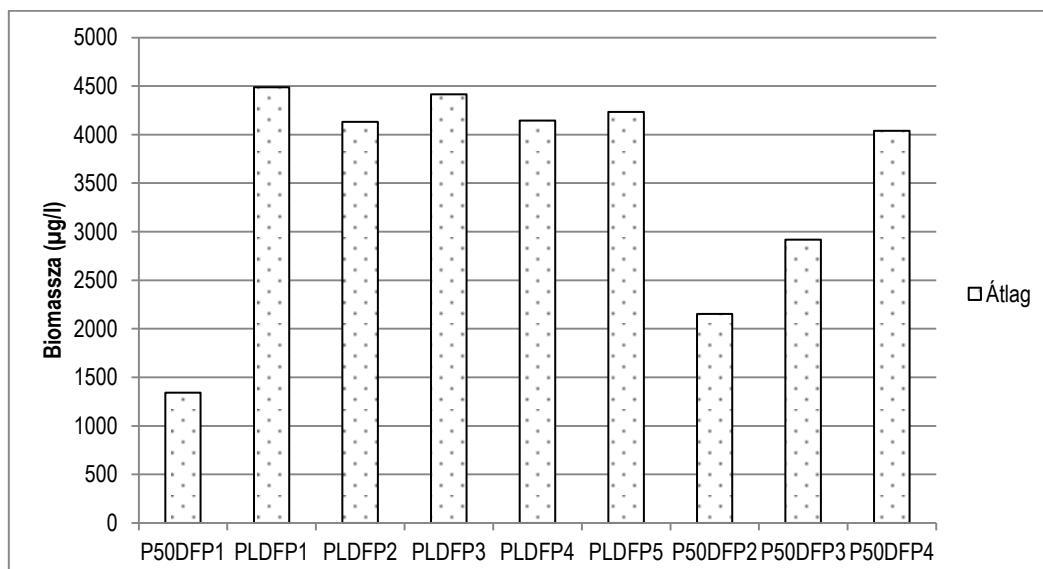
A vizsgált vízminőségi mutatók közül a felmelegedett hűtővíz csupán a Duna vízének oldott oxigén tartalmában okozhat változásokat. Ez olyan kedvezőtlen hidrológiai és hidrometeorológiai események tartós bekövetkezése esetén fordulhat elő, amikor a nyári kisvízes hőmérsékletek eléri és tartósan meghaladják a 25 °C-t. Ekkor a melegvíz-csatorna alatt egy rövid folyószakaszon lokális alga tömegprodukciók alakulhatnak ki, amelyek hatására a víz oldott oxigén tartalma erős napszakos ingadozást, éjjel erőteljes csökkenést mutat. Ennek az előfordulási valószínűsége azonban meglehetősen kicsi, mivel a Dunában mért oldott oxigéntartalom rendkívül ritkán mutat alacsony, 60% alatti oxigén telítettséget. A többi vizsgált vízminőségi mutató értékeinek a változására a Paksi Atomerőmű felmelegedett hűtővize számottevő változást nem okoz.

12.3.4.2 Fitoplankton

12.3.4.2.1 A fitoplankton ökológiai állapotértékelése a Duna vizsgált szakaszain

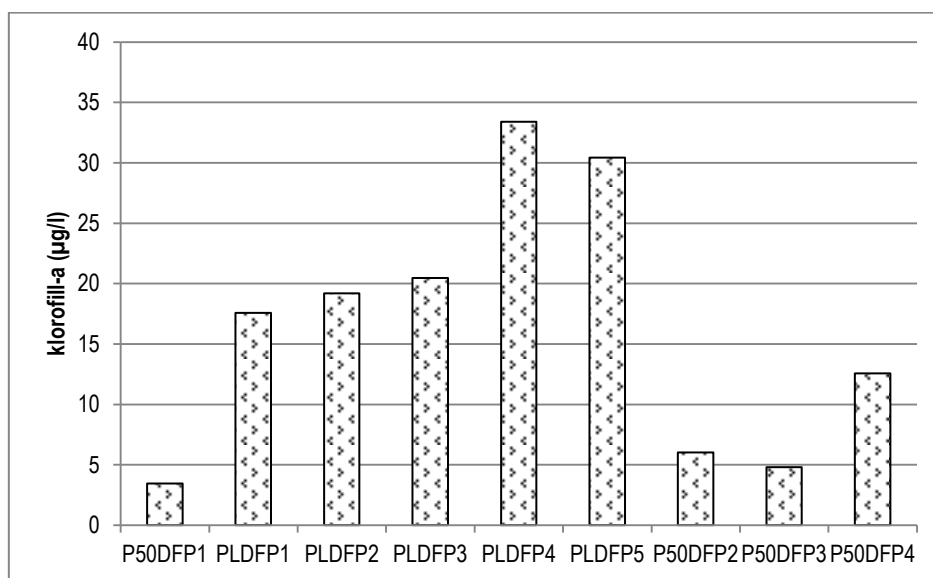
A fitoplankton vizsgálatok során nemcsak a csoport taxonómiai összetételére vonatkozóan kapunk információt, hanem azok mennyiségére is. Ezáltal jóval árnyaltabb képet kaphatunk egy terhelés hatásáról. A fitoplankton alapján történő ökológiai állapotértékelés során olyan mérőszámokat használunk, melyek többnyire a növényi tápanyagterhelés (folyók esetében a duzzasztásokét is) hatását igyekeznek számszerűsíteni. Emiatt fölmerül tehát a kérdés, hogy mennyiben alkalmas a csoport a hőterhelés valós hatásainak jelzésére. A bentikus kovaalgákkal szemben a fitoplankton esetén jóval nagyobb a „mozgástér” mivel, egyrészt lehetőség van a mennyiségi adatok elemzésére, másrészt az összetétel vizsgálatokor egy jóval szélesebb taxonómiai spektrum áll rendelkezésünkre. A fitoplankton alapján képzett mérőszámok közül a biomasszában alapuló mérőszám hőmérsékletfüggése adott fény és tápanyagviszonyok mellett nem vitatható. Az összetétel esetén ez ugyancsak elmondható, mert a hőmérséklettel szembeni tolerancia és preferencia különbségek nemcsak fajok, de a divíziók szintjén is megfigyelhetők. Mindezek alapján úgy véljük, hogy amennyiben a hőmérséklet emelkedésének jelentős hatása van a fitoplanktonra, az a jelen vizsgálatok alapján és az alkalmazott mérőszámok figyelembevételével kimutatható.

A 2012. és a 2013. évben végzett fitoplankton mintavétel eredményeként a fitoplankton biomasszája tekintetében eltérés mutatkozott a két év adatai között (12.3.4-17. ábra). A 2012. évben mind a hasonló időszakban vett minták biomassza értékei, mind az átlagos biomassza értékek magasabbak. Ugyanakkor az évek közötti eltéréseknél az azonos év különböző évszakaiban jelentősen nagyobb változások regisztrálhatók (12.3.4-19. ábra és 12.3.4-20. ábra). Ez egyúttal megerősíti azt a tényt, hogy a két különböző évben vett minták eredményei egymást erősítik, azok hosszabb időskira vonatkoztatva is helytálló eredményeket szolgáltatnak.

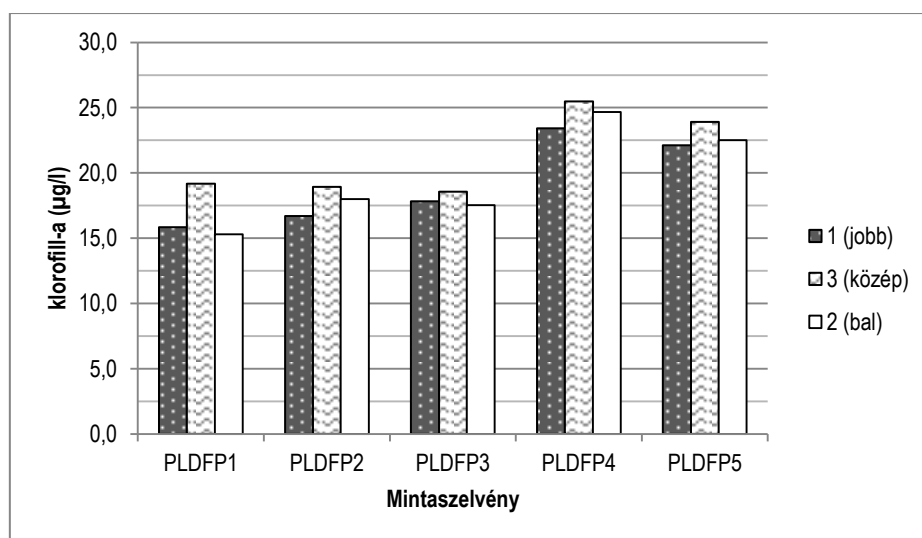


12.3.4-17. ábra: A fitoplankton biomassza (µg/l) változása az egyes mintaszelvényekben a nyári (augusztusi) és őszi (szeptember/októberi) mintavételek átlagaként

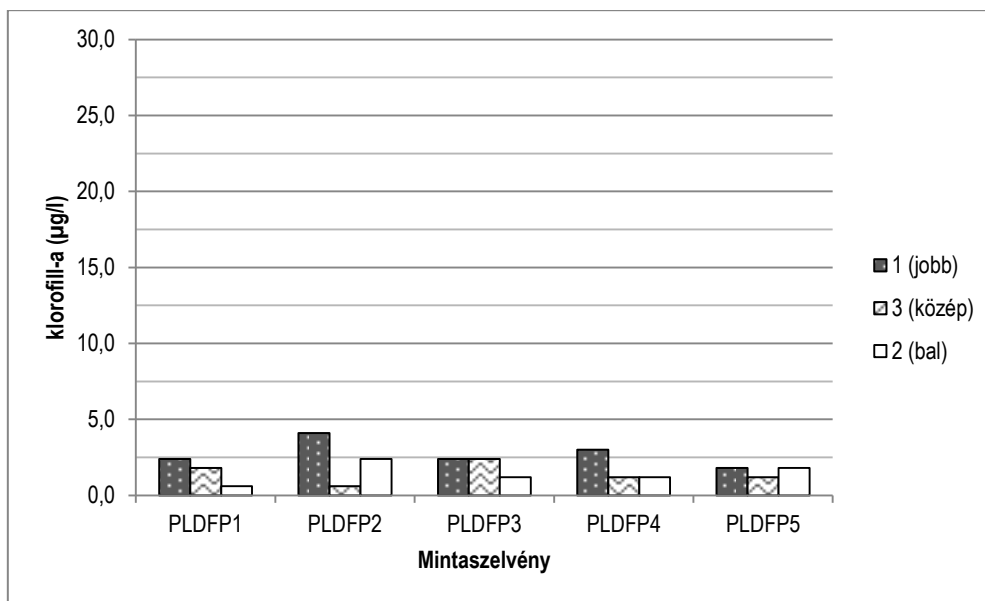
A biomassza értékek alakulásához hasonló tendenciát mutat a klorofill-a tartalom (12.3.4-18. ábra). A hisztogramokon ábrázolt eredmények azt is jelzik, hogy a felvízi és az alvízi szelvények között kimutatható eltérést a Paksi Atomerőmű melegvíz-csatornán történő kibocsátása sem a fitoplankton biomasszájában, sem a klorofill-a tartalomra vonatkozóan nem okoz. Az azonos évben vett Paks/komp felvízi (PLDFP1), valamint a közeli alvízi (PLDFP2; PLDFP3; PLDFP4) és középtávolsági alvízi (PLDFP5) szakasz mintaegységeinek eredményeit jobb part, bal part, közép bontásban részletesen is ábrázoltuk (12.3.4-19. ábra; 12.3.4-20. ábra; 12.3.4-21. ábra; 12.3.4-22. ábra). A hisztogramok alapján jól látszik, hogy mind a klorofill-a, mind a biomassza értékek hasonló tendenciát mutatnak. A vegetációs periódusban (márciusi, júniusi, augusztusi, szeptemberi mintavételi időpontok) lényegesen magasabb a fitoplankton mennyisége, mint a késő őszi (november) időszakban. A vegetációs periódus eredményei alapján jól kirajzolódik a folyókra jellemző keresztiselvény szerinti elrendeződés. A sodorban magasabb biomassza és klorofill-a értékek jellemzőek minden vizsgálati szelvényben. Ez egyúttal azt is jelenti, hogy a vízfolyásra leginkább a sodorban vett minták tekinthetők jellemzőnek, míg a szélvizen a hidromorfológiai adottságok különbözősége miatt természetes okokra visszavezethetően is jelentősebb eltérés alakulhat ki. Ugyanakkor ezen hisztogramok alapján sem mutatható ki a Paksi Atomerőmű kibocsátásával összefüggésbe hozható anomália egyik időszakban sem.



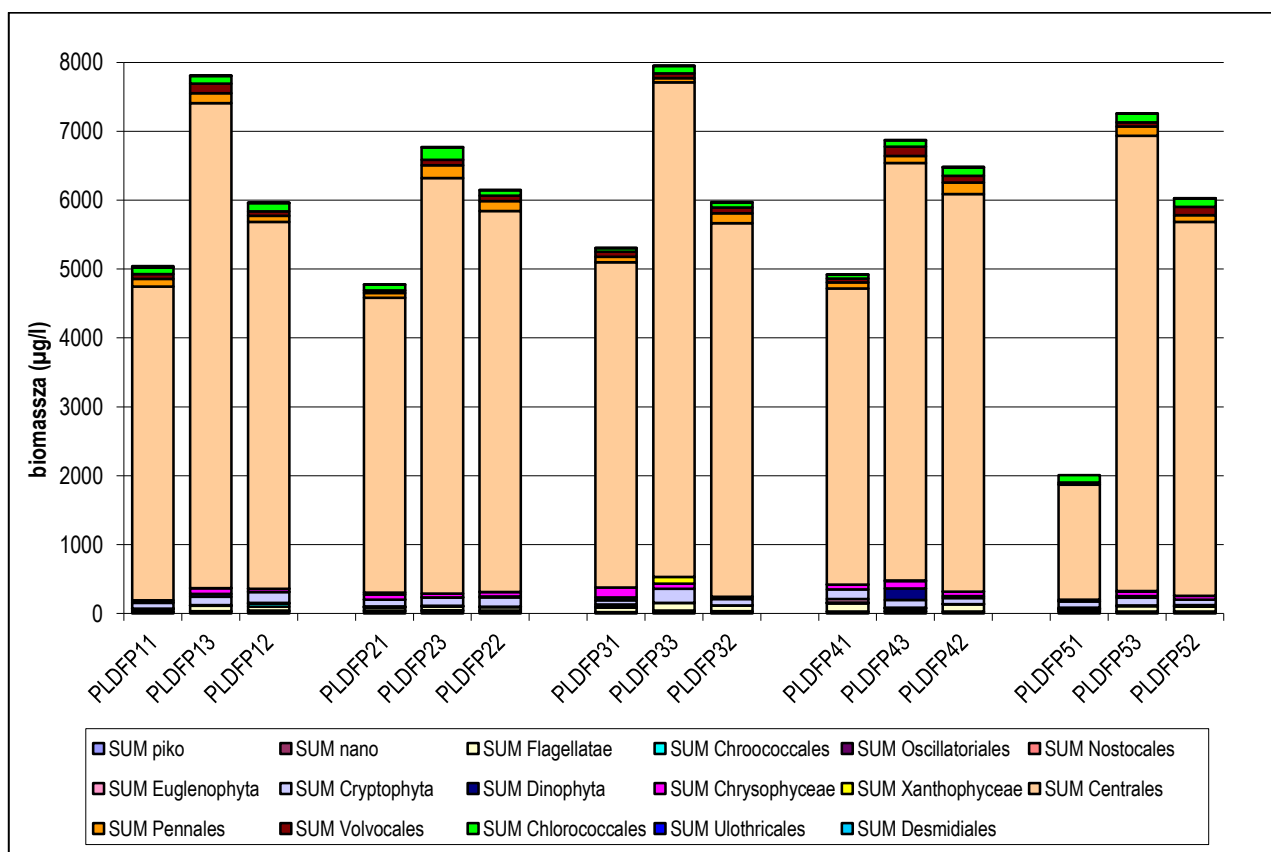
12.3.4-18. ábra: A klorofill-a (µg/l) tartalom változása az egyes mintaszelvényekben a nyári (augusztusi) és őszi (szeptember/októberi) mintavételek átlagaként



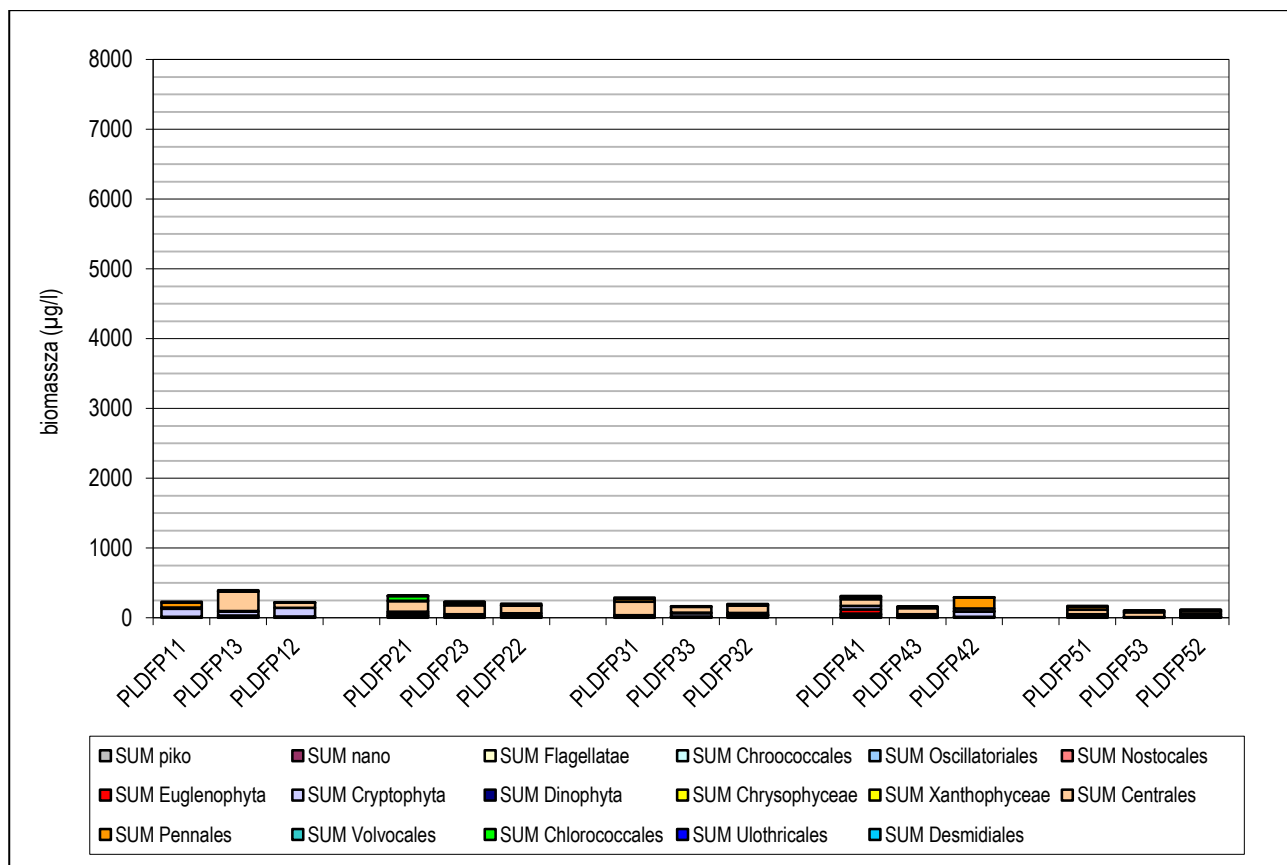
12.3.4-19. ábra: A fitoplankton klorofill-a tartalma (µg/l) a 2012. márciusi, júniusi, augusztusi, szeptemberi mintavétel átlagaként a Paks komp - Gerjen-Foktő közötti szelvények között



12.3.4-20. ábra: A fitoplankton klorofil-a tartalma (µg/l) a 2012. novemberi mintavétel során a Paks komp - Gerjen-Foktő közötti szelvények között

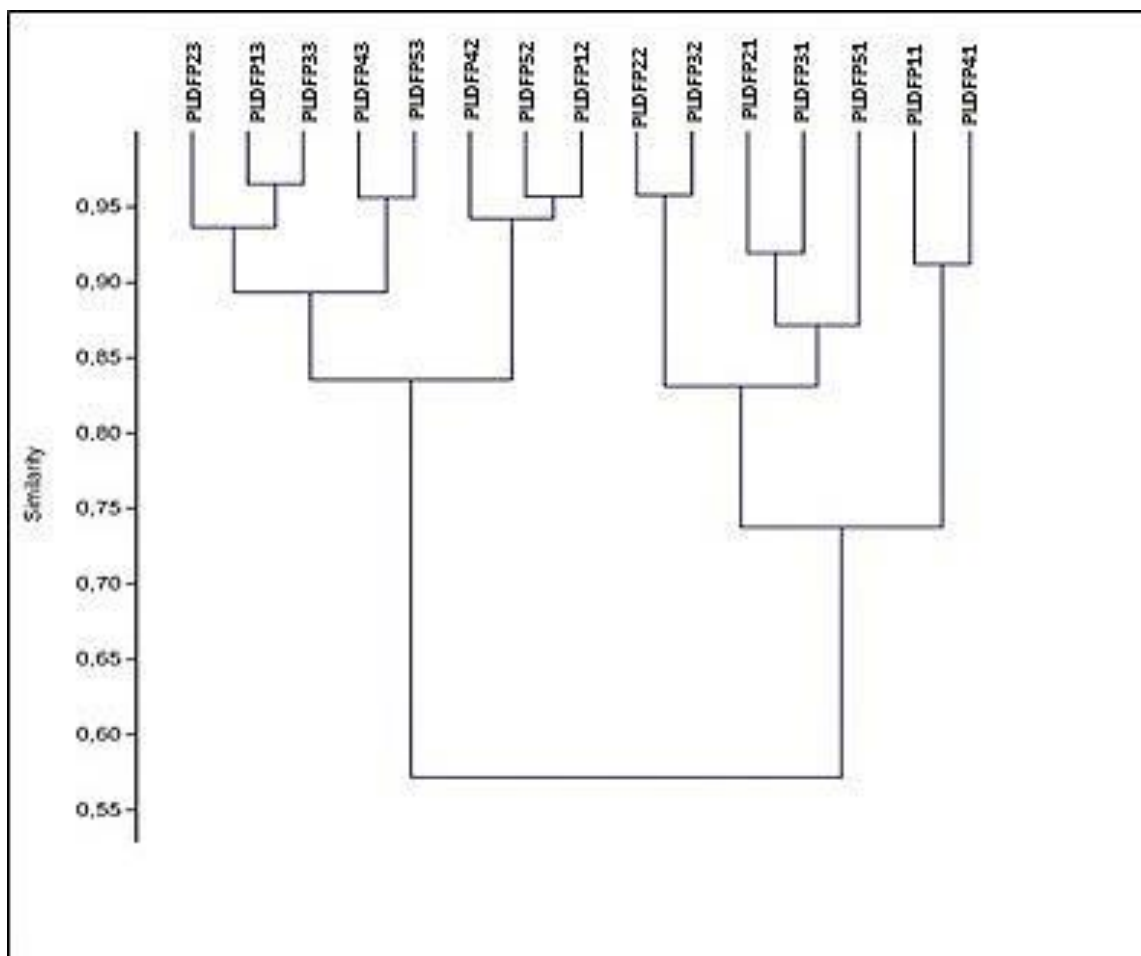


12.3.4-21. ábra: A fitoplankton biomasszája (µg/l) a 2012. márciusi, júniusi, augusztusi, szeptemberi mintavétel átlagaként a Paks komp - Gerjen-Foktő közötti szelvények között



12.3.4-22. ábra: A fitoplankton biomasszája (µg/l) a 2012. novemberi mintavétel során a Paks komp - Gerjen-Foktő közötti szelvények között

A 2012-ben végzett felvízi és közeli alvízi mintaegységek öt időpontban vett biomassa alapadatait Bray-Curtis kvantitatív távolságfüggvénnyel hasonlítottuk össze. A klaszter elemzés során csoportátlag szerinti csoportosítást alkalmaztunk. A kis biomasszájú időpontokban a fitoplankton struktúrája alapján megkülönböztethető csoportok nem ismerhetők fel. Augusztus végén a fitoplankton biomasszája nagy. Ebben az időszakban, a dendrogramon két jól elkülönülő és egy átmeneti csoport határozható meg. (1) sodorvonali minták (PLDFP13; 23; 33; 43; 53), ahol az átlagos fitoplankton biomassa értéke a legmagasabb, és a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák biomasszára vonatkoztatott relatív abundanciája a legnagyobb. (2) jobb parti minták (PLDFP11; 21; 31; 41; 51), ahol az átlagos fitoplankton biomassa értékei a legalacsonyabbak, és a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák biomasszára vonatkoztatott relatív abundanciája is a legkisebb. (3) bal parti, átmeneti csoportot alkotó minták (PLDFP12; 22; 32; 42; 52), közepes biomassa értékekkel. Ez az elrendeződés a vizsgált szakasz keresztiselvényeinek hidromorfológiai sajátosságaival hozható összefüggésbe. Ugyanakkor ki kell emelni azt a tényt, hogy a korábbi vizsgálatok megállapították, miszerint a melegvíz fitoplankton biomassa értéke alacsonyabb, mint a hűtőrendszerbe vezetett Duna-vízé, ami feltehetően a hűtőrendszeren való átvezetés során fellépő hőszökkenet következményeként alakul ki. Ez kis mértékben befolyásolhatja a jobb parti minták biomassa értékeit, azonban ez a jelen vizsgálat során nem volt igazolható (ld. 12.3.4-21. ábra).



12.3.4-23. ábra: A 2012. augusztusi fitoplankton biomassa értékek klaszter analíziséből készített dendrogram a Paks komp felvízi, a közeli alvízi és a Gerjen-Foktő közép távoli alvízi szakasz mintaegységei alapján

Elvégeztük továbbá a vizsgálatok során mért környezeti változók és a fitoplankton kapcsolatának ordinációs elemzését kanonikus korrespondencia analízis (CCA) segítségével a 2012-2013. évi nyári és őszi mintákra, mintaegységenként. A nyári adatok alapján a mintavételi egységek az ordinációs ábrán alapvetően a már korábban is leírt évenkénti csoportosulást mutatják. Az ordináció és a változó szelekció eredményei sem a nyári, sem az őszi mintavétel alapján nem mutatnak a kibocsátással kapcsolatba hozható összefüggést.

Az elemzések alapján összességében megállapítható, hogy a Paksi Atomerőmű dunai kibocsátása nem volt kimutatható hatással a fitoplankton mennyiségi és minőségi viszonyaira.

12.3.4.2.2 A vizsgált dunai szakaszok VKI szerinti minősítése a 2012-2013. évi fitoplankton vizsgálatok alapján

Fitoplankton ökológiai állapota szakaszonként	EQR	Ökológiai állapot
Felvízi szakasz	0,766	jó
Közeli alvízi szakasz	0,726	jó
Közép távoli alvízi szakasz	0,753	jó
Távoli alvízi szakasz	0,784	jó

12.3.4-2. táblázat: A vizsgált dunai szakaszok ökológiai állapota a fitoplankton alapján

A vizsgált duna-szakasz ökológiai állapota a fitoplankton alapján a 2012 és 2013. év vizsgálatainak eredményeit figyelembe véve kiegyenlített, a VKI szerinti minősítése **jó**.

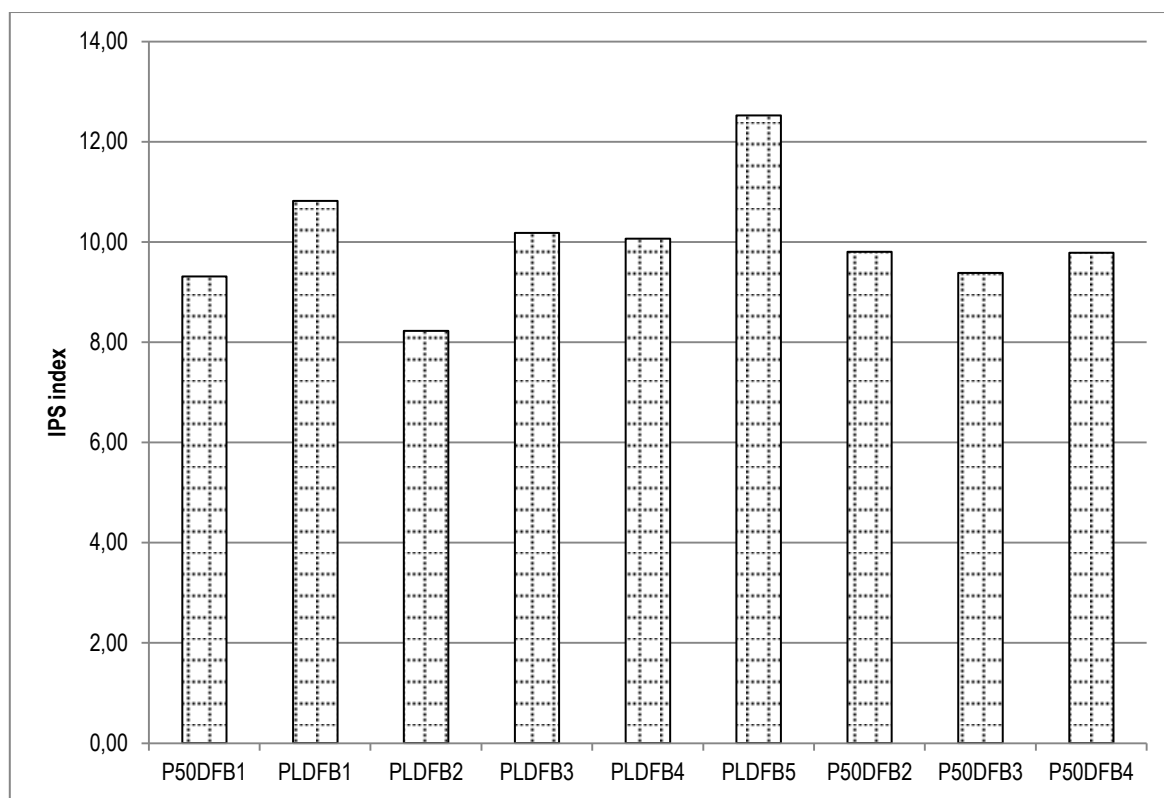
A Paksi Atomerőmű kibocsátása nem okoz változást a minősítés értékében sem.

12.3.4.3 Fitobenton

12.3.4.3.1 A fitobenton ökológiai állapotértékelése a Duna vizsgált szakaszain

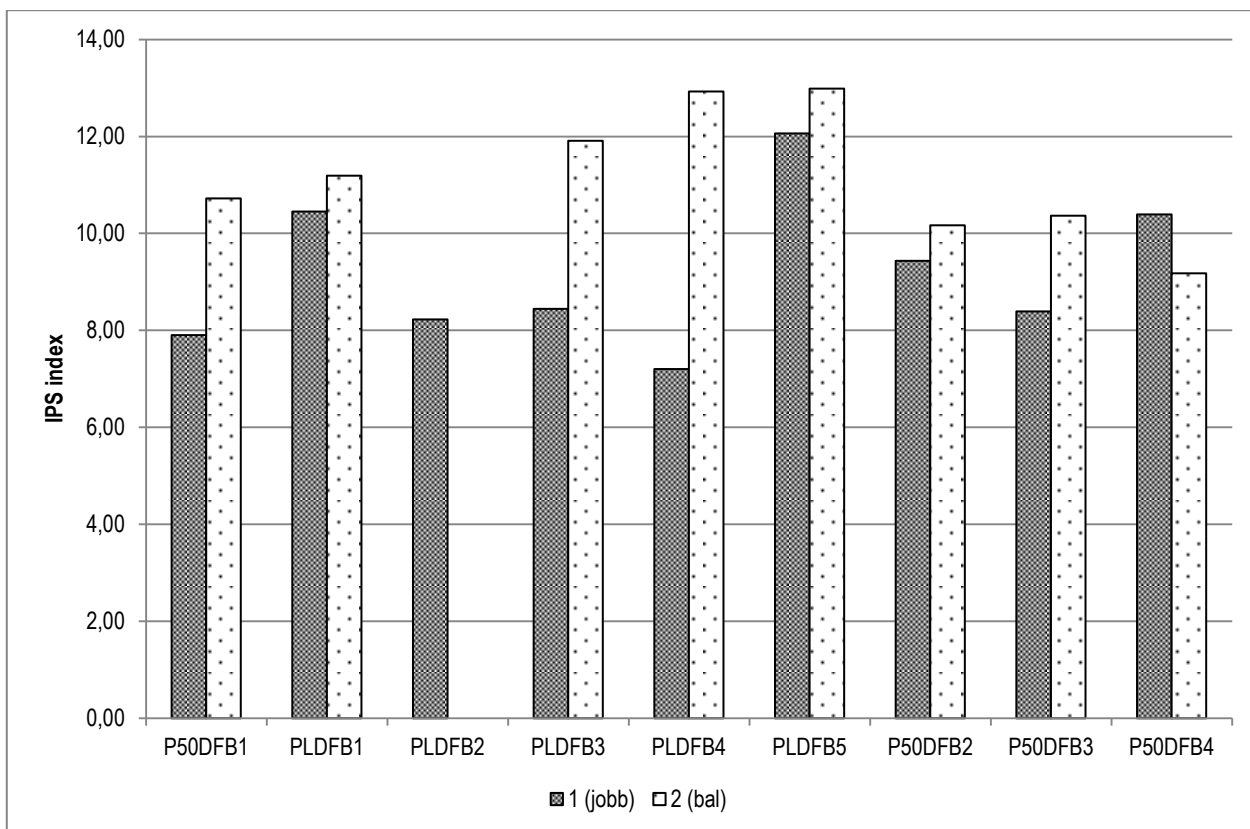
A bentikus kovaalgák alapján végzett ökológiai állapotértékelés során a kovaalga flóra összetétele ismeretében egy ún. IPS indexet (Coste in Cemagref 1982) számolunk. Az index alapvetően szerves és szervesetlen terhelések kimutatására lett kidolgozva. Az index értéke 0 és 20 között változhat. Az értékelés során fölmerül a kérdés, hogy egy főként szerves, ill. szervesetlen terhelések kimutatására kidolgozott index alkalmas-e a hőterhelés ökológiai hatásainak megjelenítésére is. Az IPS indexen alapuló metrikák alkalmazása mellett két dolog szól. Az egyik, hogy a magasabb hőmérséklet kedvez a lebontó folyamatoknak, ami a szaprobitás növekedésével jár. Így áttételesen a hőmérséklet növekedése megjelenhet az indexértékben. A másik, hogy a szerves és szervesetlen terheléseket jól tűrő, tág tolerancia spektrumú taxonok, többnyire más ökológiai háttérváltozók tekintetében is szélesebb toleranciát mutatnak, s így nő a relatív abundanciájuk a mintákban, ami az index érték csökkenését vonja maga után.

A bentikus kovaalga közösségek érzékenyen reagálnak a közeg fizikai tulajdonságainak (vízáramlás sebessége, fényklíma) megváltozására. E zavaró hatások miatt változik a kovaalga közösség összetétele, ami tükröződik a kalkulált indexek értékeinek olykor jelentős szórásában. Az ebből adódó bizonytalanság csökkentése érdekében szükséges a vegetációperiódusban több mintát gyűjteni és a kalkulált indexértékeket átlagolni. A fentiekben leírtakat jól illusztrálja az alábbi ábra, ami az index értékek változását mutatja a folyó vizsgált szakasza mentén.



12.3.4-24. ábra: A fitobenton IPS index értékeinek alakulása a Duna vizsgált szelvényeiben a nyári és őszi, illetve a jobb és bal parti minták átlagaként

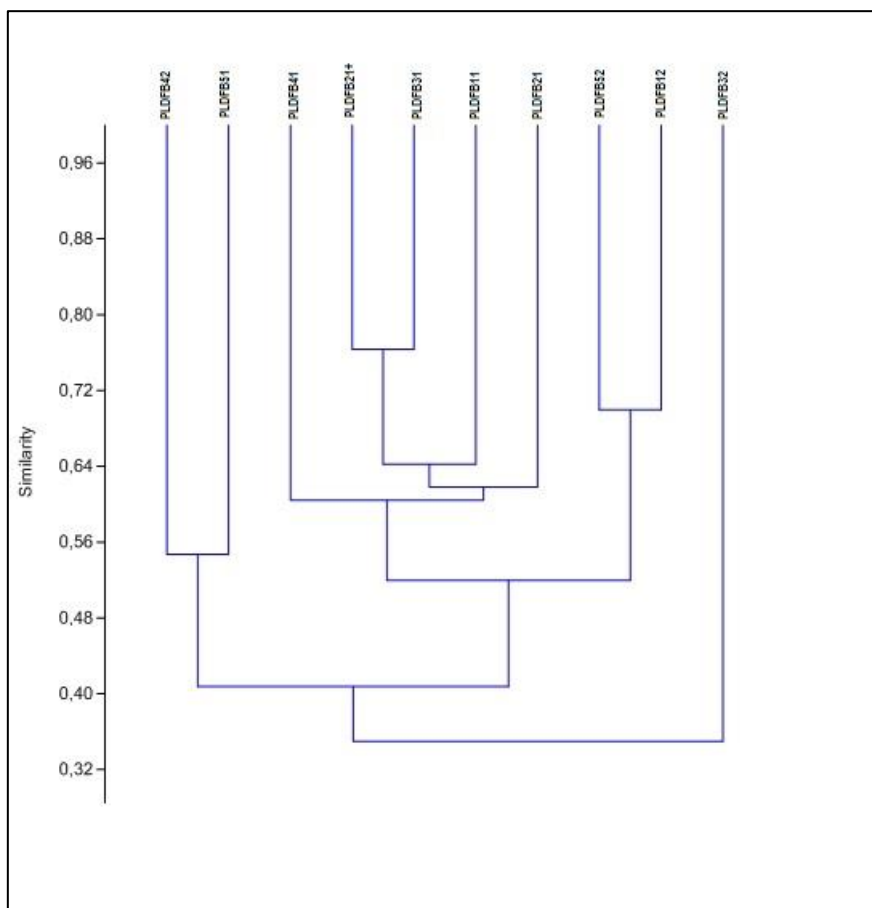
A kovaalga adatok elemzése alapján megállapítható, hogy ellentétben a fitoplanktonnál tapasztaltakkal, a vizsgálati évek között az IPS index értékek alapján nincs kimutatható eltérés; az egyes szelvények, illetve a jobb és bal parti minták között éven belül nagyobb eltérések tapasztalhatók. A legalacsonyabb index értéket a kibocsátási pontnál (PLDFB2) számítottuk. A hisztogram (12.3.4-25. ábra) azt mutatja, hogy a jobb parti minták index értékei jellemzően alacsonyabbak, vagyis rosszabb állapotot tükröznek, mint a bal partiak. Mivel ez a felvízi mintaszelvényekre is igaz, így ez az állapot a folyó hidromorfológiai jellegével, és/vagy a Paksi Atomerőműtől független egyéb - feltehetően szervesanyag - terheléssel hozható összefüggésbe. Ugyanakkor a legalacsonyabb index értékek a kibocsátás alatt találhatók, így a hisztogram alapján nem zárható ki a Paksi Atomerőmű hatása a kovaalga flóra állapotára.



12.3.4-25. ábra: A kovaalga flóra alapján számított IPS index értékek a Duna vizsgált szelvényeinek jobb és bal parti mintáiban, azok szezonális átlagaként

A kérdés eldöntése érdekében további statisztikai elemzéseket is végeztünk. A 2012. évben végzett fitobenton mintavétel alapján meghatározott relatív gyakoriság értékek összehasonlítását - hasonlóan a fitoplanktonnál írtakkal - klaszter analízissel végeztük el (12.3.4-26. ábra). Az adatokat Bray-Curtis kvantitatív távolságfüggvénnyel hasonlítottuk össze, míg a klaszter elemzés során csoportátlag szerinti csoportosítást alkalmaztunk. Az őszi mintavétel eredményei nem mutattak ökológiai szempontból értelmezhető csoportokat.

A nyári minták adatai alapján a felvízi és a közeli alvízi szakasz jobb parti mintái csoportosulást mutatnak. Ez a kép megerősíti a hisztogramon bemutatott IPS index eredményeket, ugyanakkor továbbra sem bizonyítja egyértelműen a Paksi Atomerőmű melegvíz-csatornáján kibocsátott használt víz hatását, mivel ebbe a csoportba sorolódik a felvízi szakasz jobb parti adatsora is. A klaszter analízis eredménye alapján ugyanakkor egy konzervatív megközelítéssel nem zárható ki teljes bizonyossággal a Paksi Atomerőmű melegvíz kibocsátásának a bentikus kovaalga állományra gyakorolt hatása. Azonban ez a feltételezett hatás sem volt kimutatható az Uszód mintavételi szelvény alatt.

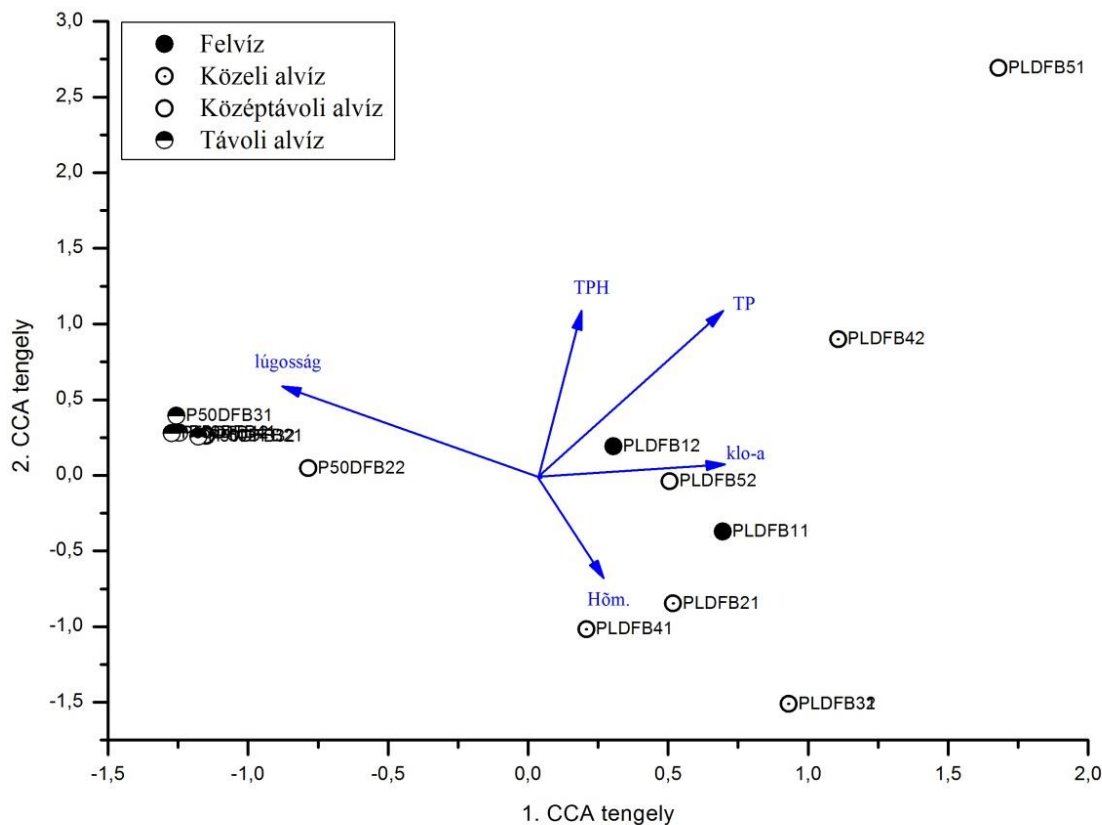


12.3.4-26. ábra: A 2012. augusztusi fitobenton relatív gyakoriság értékeinek klaszter analiziséből készített dendrogram a Paks komp felvízi, a közeli alvízi és a Gerjen-Foktő közép távoli alvízi szakasz mintaegységei alapján

A fitobenton közösség vonatkozásában is elvégeztük a kanonikus korrespondencia analízist mind a nyári, mind az őszi vizsgálat adatai alapján. Az őszi adatsor alapján az ordináció és a változószelekció nem mutatott ökológiai szempontból értelmezhető csoportosulást, illetve a Paksi Atomerőmű kibocsátásával összefüggésbe hozható kimutatható hatást.

A nyári kovaalga adatokat figyelembe véve megállapítható, hogy az ordináció alapján a melegvízzel érintett közeli alvízi mintaegységek (PLDFB21; PLDFB31; PLDFB41) viszonylag különálló csoportot alkotnak, ami a klaszter elemzés eredményeivel összevág. Ugyanakkor a CCA ordináció alapján ehhez a csoporthoz tartozik a PLDFB32, tehát a melegvízzel nem érintett egyik közeli alvízi mintaegység is. A statisztika alapján külön csoportra válnak szét a két különböző évben vett minták. Az ordinációs ábra első és második tengelye együttesen 53,6%-át fedi le a fajkészlet és a környezeti változók összes variációjának. Ez közepesen erős kapcsolatot jelez a fitobenton élőlényközösség és a vizsgált környezeti változók kapcsolatában, ami gyakorlati szempontból már ténylegesen értékelhető, elemezhető, ok-okozati összefüggéseket mutat. A változószelekció alapján a vizsgált szelvények kovaalga közösségére a víz vizsgált (vízhőmérséklet, pH, oldott oxigén, lúgosság, kémiai oxigénigény, biológiai oxigénigény, ammónium, nitrát, szerves nitrogén, összes nitrogén, orto-foszfát, összes foszfor, klorofill-a, TPH) fizikai és kémiai jellemzői közül az összes foszfor (TP), valamint a klorofill-a tartalom (klo-a) 95%-os valószínűségi szinten szignifikáns, valós környezeti tényezőnek tekinthető. Emellett erős, de 95%-os valószínűségi szinten nem szignifikáns környezeti hatásként jelentkezik az érintett közeli alvízi mintaegységek vonatkozásában a hőmérséklet különbség (Δt) értéke. Ez az adott napon a felvízi és érintetlen mintaegységek vízhőmérséklet-értékeinek átlaga és az adott mintaegység vízhőmérséklet értékének különbsége.

A statisztikai elemzések alapján a Paksi Atomerőmű melegvíz-csatornáján kibocsátott használt víz kovaalga közösségre gyakorolt hatása, bár minden kétséget kizáróan nem bizonyítható, nem zárható ki. A konzervatív megközelítéssel feltételezett hatás csak a (késő) nyári időszakban jelentkezik, a melegvíz kibocsátással érintett jobboldali szelvényben, az uszódí nagysarkantyú magasságáig, mintegy 2 km hosszúságban.



Megjegyzés:

A pontok a mintavételi egységeket reprezentálják.

A nyilak a változószelekció (Monte-Carlo permutációs teszt) során a legfontosabb környezeti tényezőnek kapott változókat mutatják.

Jelmagyarázat:

Hőm.: víz hőmérséklet különbség (Δt);

TP: összes foszfor;

TPH: összes alifás szénhidrogén (Total Petroleum Hydrocarbon);

klo-a: klorofill-a

12.3.4-27. ábra: A dunai mintavételi szakaszok fitobenton relatív gyakoriság adatainak kanonikus korrespondencia analízissel (CCA) képzett ordinációja.

12.3.4.3.2 A vizsgált dunai szakaszok VKI szerinti minősítése a 2012-2013. évi fitobenton vizsgálatok alapján

Fitobenton ökológiai állapota szakaszonként	EQR	Ökológiai állapot
Felvízi szakasz	0,451	mérsékelt
Közeli alvízi szakasz	0,434	mérsékelt
Közép távoli alvízi szakasz	0,509	mérsékelt
Távolsági alvízi szakasz	0,425	mérsékelt

12.3.4-3. táblázat: A vizsgált dunai szakaszok ökológiai állapota a fitobenton alapján

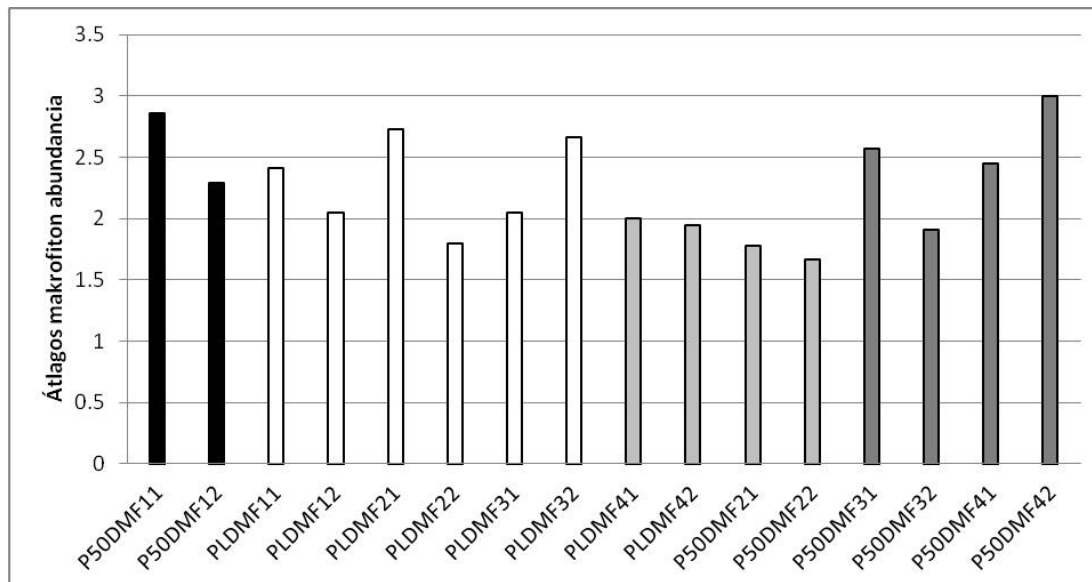
A vizsgált duna-szakasz ökológiai állapota a fitobenton alapján a 2012. és 2013. év vizsgálatainak eredményeit figyelembe véve kiegyenlített, a VKI szerinti minősítése **mérsékelt**.

A Paksi Atomerőmű kibocsátása osztálykülönbségnyi változást nem okoz a minősítés értékében.

12.3.4.4 Makrofita

12.3.4.4.1 A makrofitonok élővilágvédelmi értékelése a Duna vizsgált szakaszain

A 2012-ben és 2013-ban végzett makrofiton mintavételek alapján a mintaegységek abundancia értékeit hisztogramon ábrázoltuk (12.3.4-28. ábra).



12.3.4-28. ábra: A dunai mintavételi szakaszok makrofiton közösségeinek átlagos abundancia (DAFOR) értékei a nyári és őszi mintavételek során

A jobb és bal part külön van ábrázolva (fekete: felvízi szakasz; fehér: közeli alvízi szakasz; világosszürke: közép-távoli alvízi szakasz; sötétszürke: távoli alvízi szakasz.)

A hisztogram alapján megállapítható, hogy a Paksi Atomerőmű hűtővize nincsen hatással az érintett Duna-szakaszon a makrofitonok mennyiségére.

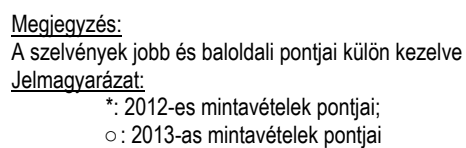
A felvízhez és az alvíz érintetlen mintaegységeihez viszonyítva az átlagos makrofiton abundancia értékek szabálytalanul változnak. A legmagasabb abundancia értékeket a felvízi szakaszon, illetve a távoli alvízi szakaszon találtuk. A baloldali, tehát hőcsóva által nem érintett mintaegységek kevés kivételtől eltekintve alacsonyabb átlagos abundancia értékeket mutatnak. Ez a folyó két partjának eltérő morfológiai jellegeinek és eltérő zavartságának tulajdonítható.

A mintavételi helyek makrofiton fajkészletének hasonlóságát és különbözőségét Bray-Curtis függvénnyel képzett ordinációs eljárással (főkoordináta analízissel-PCoA) és hierarchikus osztályozási módszerrel (klaszterelemzés) is elemeztük. A főkoordináta analízis segítségével létrehozott ordináció az abundancia adatoktól kissé eltérő eredményt szolgáltatott (12.3.4-29. ábra).

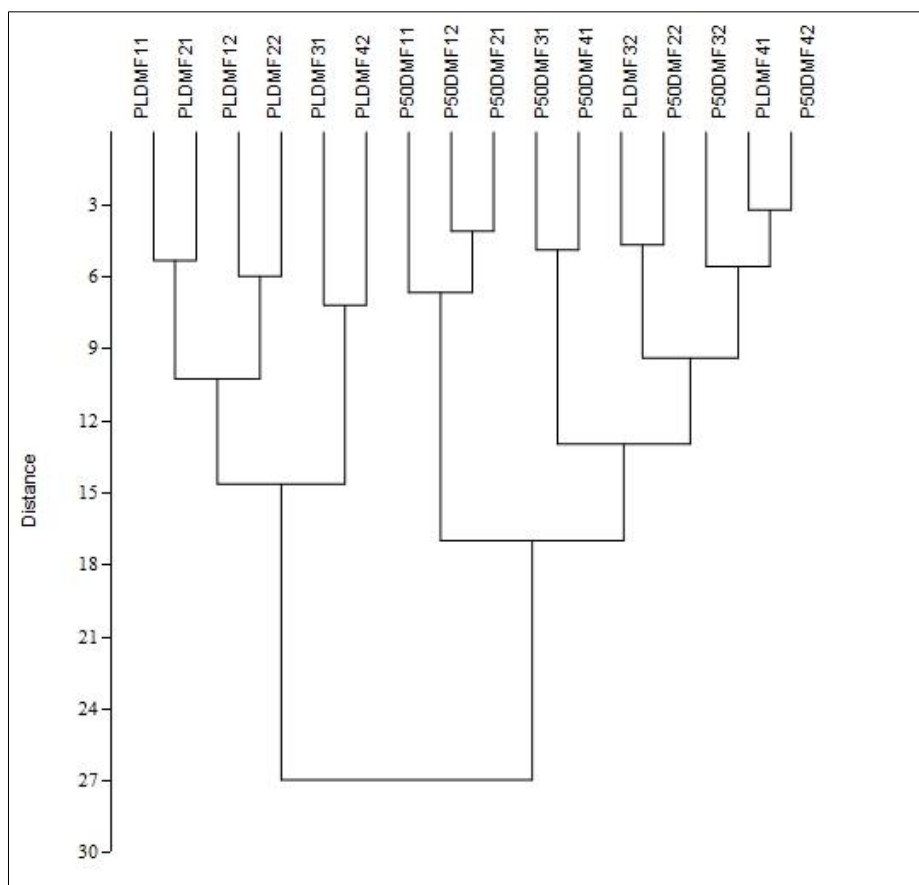
Három ponthalmaz különíthető el a fajkészlet hasonlósága alapján. A három halmazt a melegvíz bevezetési ponttól való távolsága alapján lehet elkülöníteni:

- (1) az ábra jobb szélén elhelyezkedő 2012-es paksi minták, vagyis a melegvíz bevezetési ponthoz legközelebb lévő szelvények pontjai.
- (2) Az ábra bal alsó negyedében helyezkednek el a meleg víz bevezetés ponttól legtávolabbi szelvények mintavételi pontjai, vagyis a 2012-es gerjени, 2013-as dombori, Sió-csatorna alatti és bajai mintavételi szelvények pontjai.
- (3) Az ábra bal felső sarkában találhatóak a melegvíz bevezetési pont fölötti mintavételi szelvények pontjai és a dombori szelvény jobb oldali mintavételi pontja.

Ugyanakkor a közeli alvízi szakasz melegvízzel érintett és nem érintett egységeinek összetartozása az élőhelyi adottságok különbözőségét erősíti.



133/262



12.3.4-30. ábra: A dunai mintavételi helyek makrofiton állományainak Ward-féle módszerrel képzett klasztere a 2012-es és 2013-as nyári, illetve őszi mintavételek összevont adatai alapján

A klaszter analízis eredményei a főkoordináta analízis eredményeit megerősíti, szemléletessé teszi. A vizsgált Duna szakaszok közül a felvízi, közeli alvízi és távoli alvízi szakaszok különültek el. A közép-távoli alvízi szakasz a távoli alvízi szakasz mintavételi pontjaival került egy klaszter ágba. A melegvíz bevezetési pont a közeli alvízi szakaszon belül helyezkedik el.

Mivel a mintavételi pontok a szakaszolásnak megfelelően csoportosultak, illetve mert a baloldali vagyis hőcsóva által nem érintett mintavételi pontok sem különültek el, ezért a klaszter elemzésből azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a melegvíznek nincs hatása a makrofiton állományokra, azt sokkal inkább a medermorfológiai és egyéb környezeti tényezők szakasz-jellegűen határozzák meg.

A mintavételi szakaszok kanonikus korrespondencia elemzése (CCA) és az ahhoz kapcsolódó változó szelekció a víz lúgosságát, klorofill-a tartalmát, a nitrogénformák (ammónium, összes-nitrogén), a foszforformák (ortofoszfát, összes-foszfor) és TPH koncentrációját, valamint a víz hőmérsékletét találta meghatározó környezeti tényezőnek a vizsgált paraméterek közül. Ezek a környezeti tényezők befolyásolják legjelentősebben a dunai mintavételi szakaszokon a makrofiton állományok hasonlóságát, illetve különbözőségét. Az ordinációs ábra első és második tengelye együttesen 30%-át fedik le a fajkészlet és a környezeti változók összes variációjának. Ez az érték átlag alatti, vagyis a CCA ábrán feltüntetett mintavételi hely-környezeti változó kapcsolatok gyengék (és egyik esetben sem szignifikánsak). A CCA elemzés ordinációs ábráján jól elkülönülnek a felvízi és közeli alvízi mintavételi szakaszok. A középtávoli- és távoli alvízi pontok a fentiekől szintén elkülönülnek, de egymással átfedő ponthalmazt alkotnak, vagyis e mintavételi szakaszok makrofiton állományai hasonló fajösszetételűek. A CCA elemzéssel kapott eredmények egybevágznak a makrofiton fajok környezeti igényeit vizsgáló és jellemző irodalmi adatokkal [12-3]. Ezek alapján a makrofiton fajok elterjedését folyóvizekben leginkább a növényi tápanyagok (nitrogén- és foszforformák) és a víz sebessége határozza meg. Az elemzés eredményei ezzel együtt nem mutatnak összefüggést a Paksi Atomerőmű használt víz kibocsátásával.

12.3.4.4.2 A vizsgált dunai szakaszok VKI szerinti minősítése a 2012-2013. évi makrofita vizsgálatok alapján

Makrofita ökológiai állapota szakaszonként	EQR	Ökológiai állapot
Felvízi szakasz	0,50	mérsékelt
Közei alvízi szakasz	0,40	mérsékelt
Közép távoli alvízi szakasz	0,44	mérsékelt
Távoli alvízi szakasz	0,44	mérsékelt

12.3.4-4. táblázat: A vizsgált dunai szakaszok ökológiai állapota a makrofita alapján

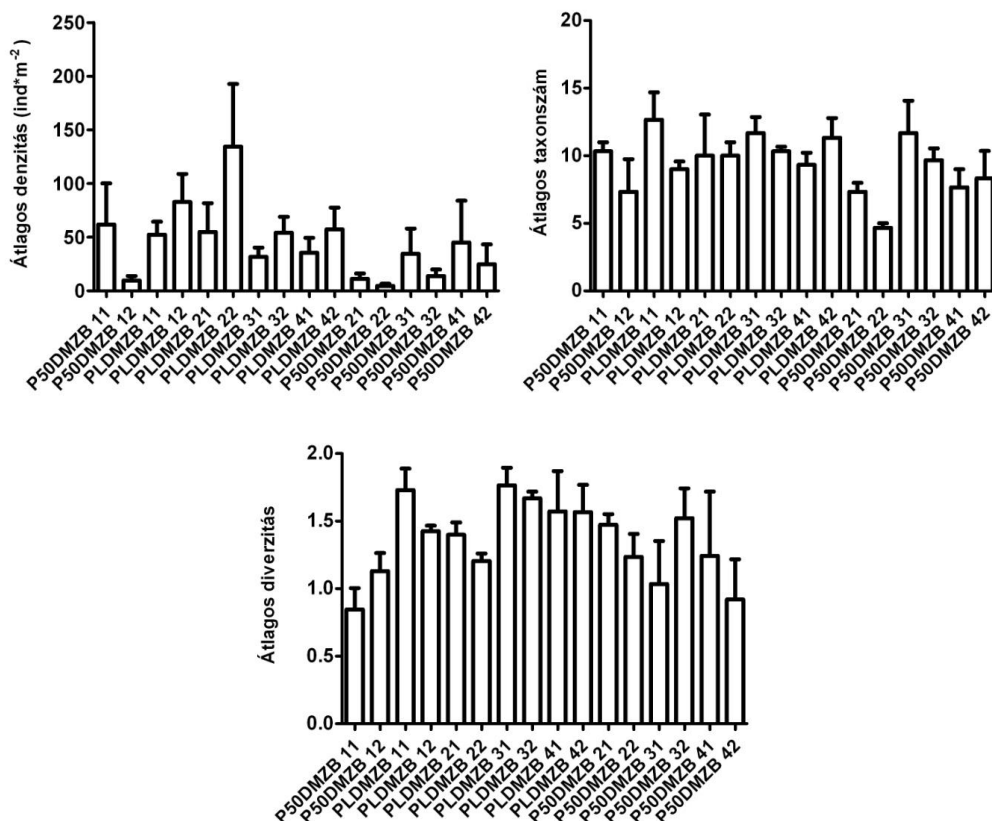
A vizsgált duna-szakasz ökológiai állapota a makrofita alapján a 2012 és 2013. év vizsgálatainak eredményeit figyelembe véve kiegyenlített, a VKI szerinti minősítése **mérsékelt**.

A Paksi Atomerőmű kibocsátása nem okoz változást a minősítés értékében sem.

12.3.4.5 Makrozoobenton

12.3.4.5.1 A makrozoobenton élővilágvédelmi értékelése a Duna vizsgált szakaszain

A 2012-2013 között, a Duna nyolc szelvényében vett makrogerinctelen minták mennyiségi elemzését a nyári és őszi adatok alapján egyaránt elvégeztük. A nyári mintavétel során vett minták makrozoobenton denzitásait (egyedszámait) elemezve (Kruskal-Wallis H- teszt) statisztikailag jelentős szignifikáns különbséget tapasztaltunk ($H = 87,36$; $p < 0,0001$). Az átlagos taxonszámokat vizsgálva kimutatható különbség nem volt ($H = 20,48$; $p = 0,1542$), hasonlóan a Shannon diverzitási értékekhez, melyek szintén nem tértek el szignifikánsan ($H = 23,88$; $p = 0,0671$) (12.3.4-31. ábra).

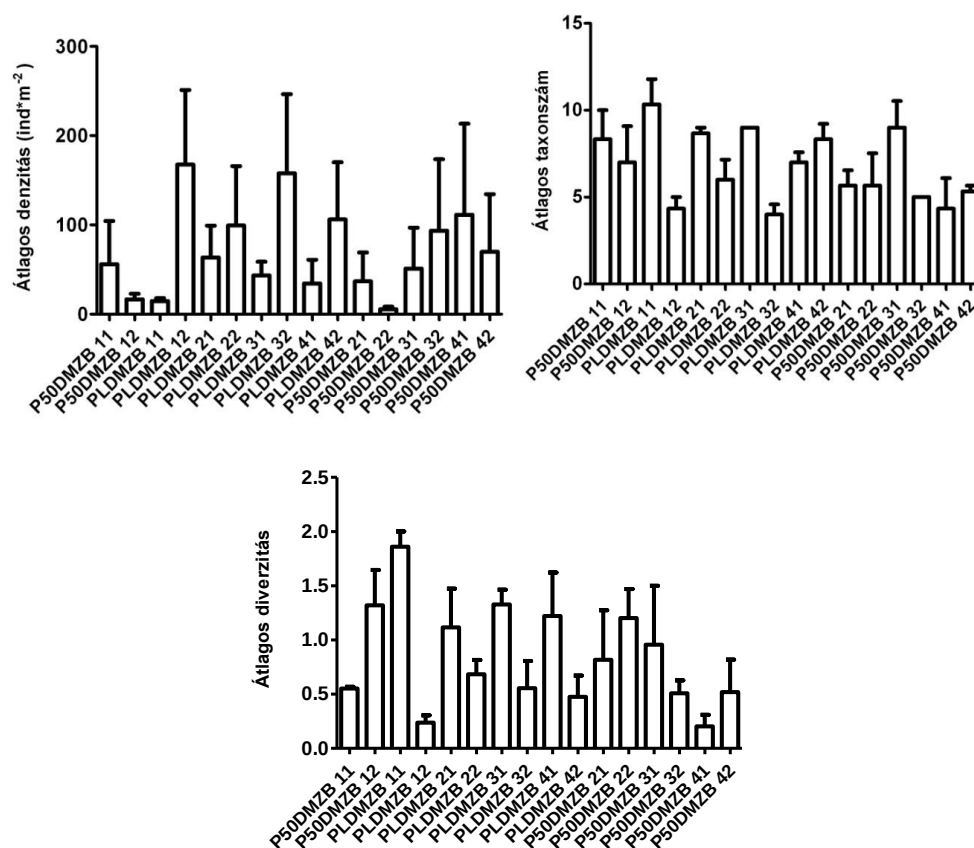


12.3.4-31. ábra: A makrozoobenton átlagos egyedszáma, taxonszáma és diverzitása a 2012-2013 időszakban vett nyári minták alapján

A kontroll, felvízi szelvény (P50DMZB 11) makrozoobenton mintáinak egyedszáma valamelyest nagyobb volt a közeli alvízi szakaszok jobb partján (azaz a melegvíz hatásának közvetlenül kitett mintavételi egységek, PLDMZB 11, PLDMZB 21 és PLDMZB 31) vett minták denzitásához képest. Az egyes mintavételi egységek páronkénti összehasonlítása során statisztikailag is kimutatható volt a jobb és bal part átlagos egyedszámait közötti különbség. A közeli alvízi szakaszon a Duna jobb partján vett mintákban kisebb volt az átlagos egyedszám a bal partéhoz képest, ami valószínűleg a melegvíz közvetlen hatásának (kisebb egyedszám) és az eltérő mederanyagnak, ezáltal a mikrohabitatok (élőhelyek) számának különbségéből adódhatott.

A közeli alvízi szakasz mintáiban az átlagos denzitási értékek szignifikánsan különböztek a közép-távoli és távoli alvízi szakaszokon kimutatott egyedszámoktól, az utóbbi szakaszokon a jobb parton nagyobb denzitási értékeket tapasztaltunk, melyet nagy valószínűséggel a vízállás és a mintázható élőhelyek száma határozott meg. A mintákból kimutatott taxonok száma meglehetősen változatos képet mutatott. Bár statisztikai értelemben különbségeket nem tapasztaltunk, mégis látható némi eltérés, az egyes mintavételi egységek taxonszámait között. Látható, hogy a melegvízzel közvetlenül érintkező szakasz (PLDMZB 11) átlagos taxonszáma magasabb, mint a kontroll szakaszé, ugyanis a melegvíz hatásaként létrejött extrém környezeti feltételekhez számos invazív faj (taxon) képes alkalmazkodni és melyeket a felvízi és közép és távol alvízi egységekben nem találtunk meg.

A diverzitási mutatók alapvetően az egyedszám és a taxonszám viszonyán alapuló értékek, azaz ahol nagyon magas a denzitás, de kevés taxon található (dominancia), ott általában kisebb diverzitással számolhatunk. A vizsgálatok szerint a melegvíz közvetlenül (PLDMZB 11) és közvetetten a közel alvízi szelvényekben lokális diverzitás növekedést okozott, azonban azt hangsúlyozni kell, hogy ezt nagy valószínűséggel az invazív taxonok nagy száma okozta, ami semmiképpen sem kívánatos. Az őszi mintavétel során vett minták makrozoobenton denzitásait (egyedszámait) vizsgálva (Kruskal-Wallis H-teszt) statisztikailag jelentős szignifikáns különbséget tapasztaltunk ($H = 48.58$; $p < 0.0001$). Az átlagos taxonszámokat tekintetében kimutatható különbség volt ($H = 27.93$; $p = 0.022$), hasonlóan a Shannon diverzitási értékekhez, melyek szintén szignifikánsan különböztek egymástól ($H = 25.39$; $p = 0.045$) (12.3.4-32. ábra).



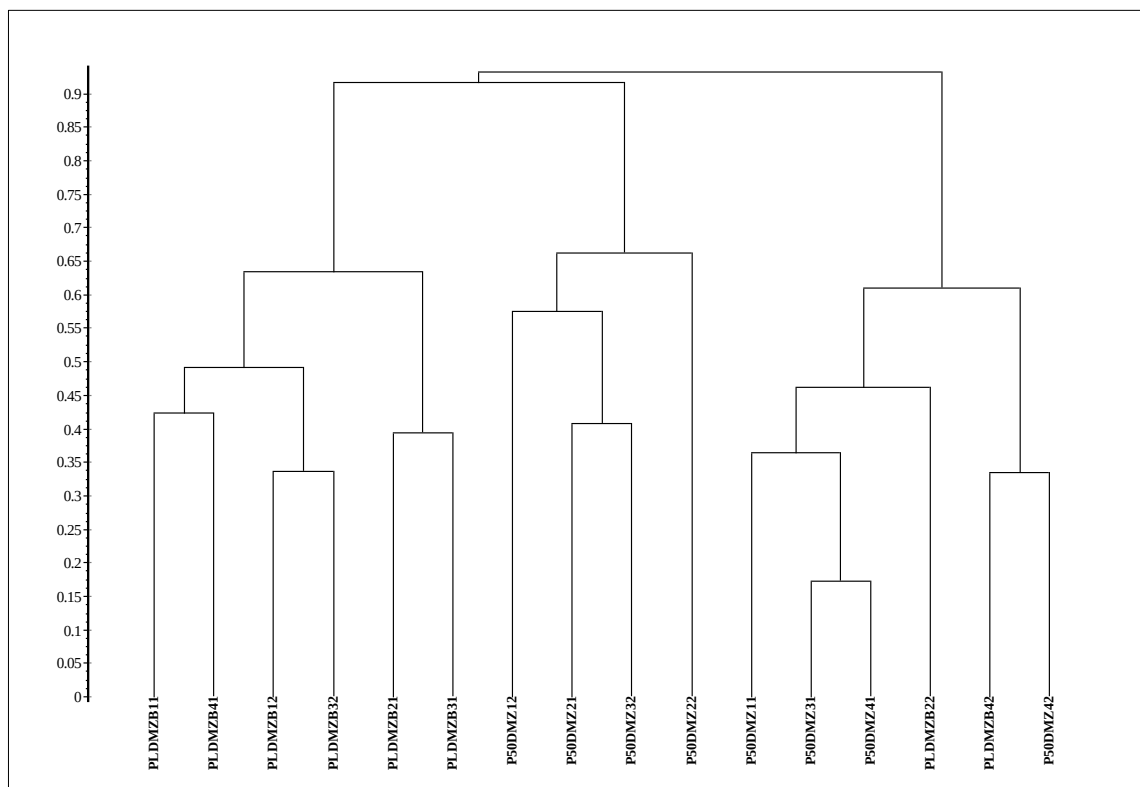
12.3.4-32. ábra: A makrozoobenton átlagos egyedszáma, taxonszáma és diverzitása a 2012-2013 időszakban vett őszi minták alapján

Az egyedszámok páronkénti összehasonlítása során szignifikáns különbséget tapasztaltunk a közel alvízi (PLDMZB31) és a közép távol és távol alvízi (P50DMZB22, 31, 42) szakaszok között. A közel alvízi szakaszon az egyedszámok értékei a bal parton, azaz a melegvíz hatásának közvetlenül nem kitett mintavételi egységekben nagyobb volt, majd ez az arány a távol alvízi szakaszon megfordult és a jobb parton volt a makrogerinctelen szervezetek denzitása nagyobb. Ez részben a melegvíz hatásának megszűnésével lehet összefüggésben (amely a korábbi vizsgálataink alapján lokális hatású kb. 2 km-es szakaszon a jobb parton), részben a mintázható mederanyag sajátosságainak változásával és a rendelkezésre álló élőhelyek számának alakulásával magyarázható.

A mintákból kimutatott taxonok száma meglehetősen változatos képet mutatott. Statisztikai értelemben a mintavételi egységek páronkénti összehasonlítása során csak a PLDMZB11 és PLDMZB32 között volt különbség. Látható, hogy a melegvízzel közvetlenül érintkező (PLDMZB 11) átlagos taxonszáma a legmagasabb volt az őszi mintavételek során, valószínűleg hasonló okok miatt, mint a nyári mintákban tapasztaltaknál, azaz a melegvíz hatásaként létrejött extrém környezeti feltételekhez számos invazív faj (taxon) képes alkalmazkodni és melyeket a felvízi és közép és távol alvízi egységekben nem, vagy csak ritkán találtunk meg.

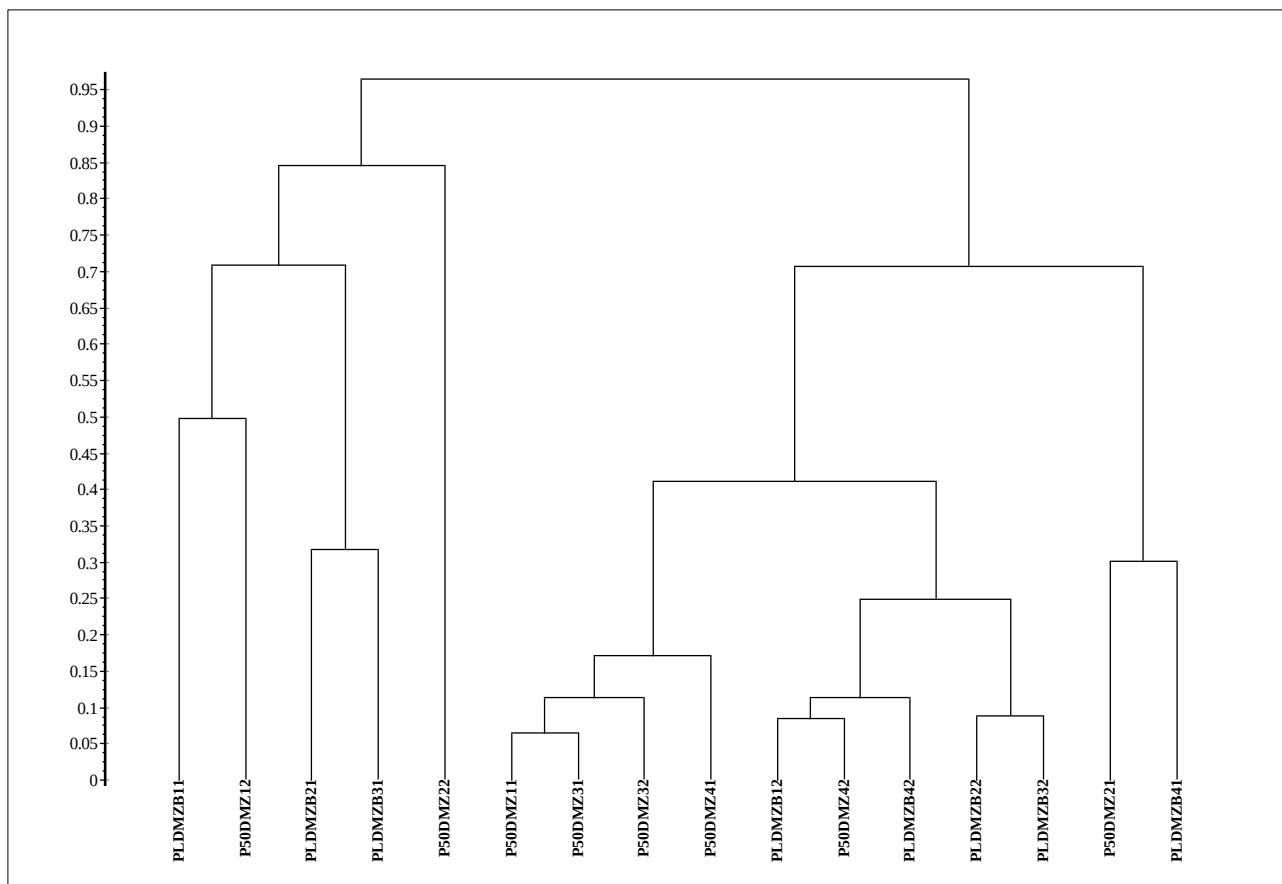
A diverzitási mutatók alapvetően az egyedszám és a taxonszám viszonyán alapuló értékek, azaz ahol nagyon magas a denzitás, de kevés taxon található (dominancia), ott általában kisebb diverzitással számolhatunk. A vizsgálatok szerint a melegvíz közvetlenül (PLDMZB 11) és közvetetten a közel alvízi szelvényekben lokális diverzitás növekedést okozott, azonban azt hangsúlyozni kell, hogy ezt nagy valószínűséggel a kimutatott invazív taxonok nagy száma okozta, ami semmiképpen sem kívánatos. Szembetűnő továbbá az a tendencia, hogy a közel alvízi szakaszon a diverzitási értékek a bal parton, azaz a melegvíz hatásának közvetlenül nem kitett mintavételi egységekben nagyobb volt, majd ez az arány a távol alvízi szakaszon megfordult és a jobb parton volt a makrogerinctelen közösség diverzitása volt nagyobb.

A mennyiségi minták (mintavételi helyek, egységek) hasonlóságát és különbözőségét Bray-Curtis függvénnyel képzett klaszteranalízissel vizsgáltuk, annak eldöntésére, hogy az egyes szakaszok mennyire különülnek el a makrozoobenton alapján a mennyiségi (egyedszámok) adatok figyelembevételével. A kvalitatív adatok (bináris) elemzését Rogers-Tanimoto hasonlósági függvény segítségével képzett klaszter alapján végeztük, a mennyiségi adatok helyett csak a taxonok jelenlétét és hiányát vettük figyelembe az adott mintavételi helyeken. A többváltozós elemzéseket, a 2012-2013-as nyári és őszi mennyiségi adatokra is elvégeztük.



12.3.4-33. ábra: A mintavételi helyek egyedszámok alapján, Bray-Curtis hasonlósági függvénnyel képzett klasztere a 2012-2013-as nyári minták alapján

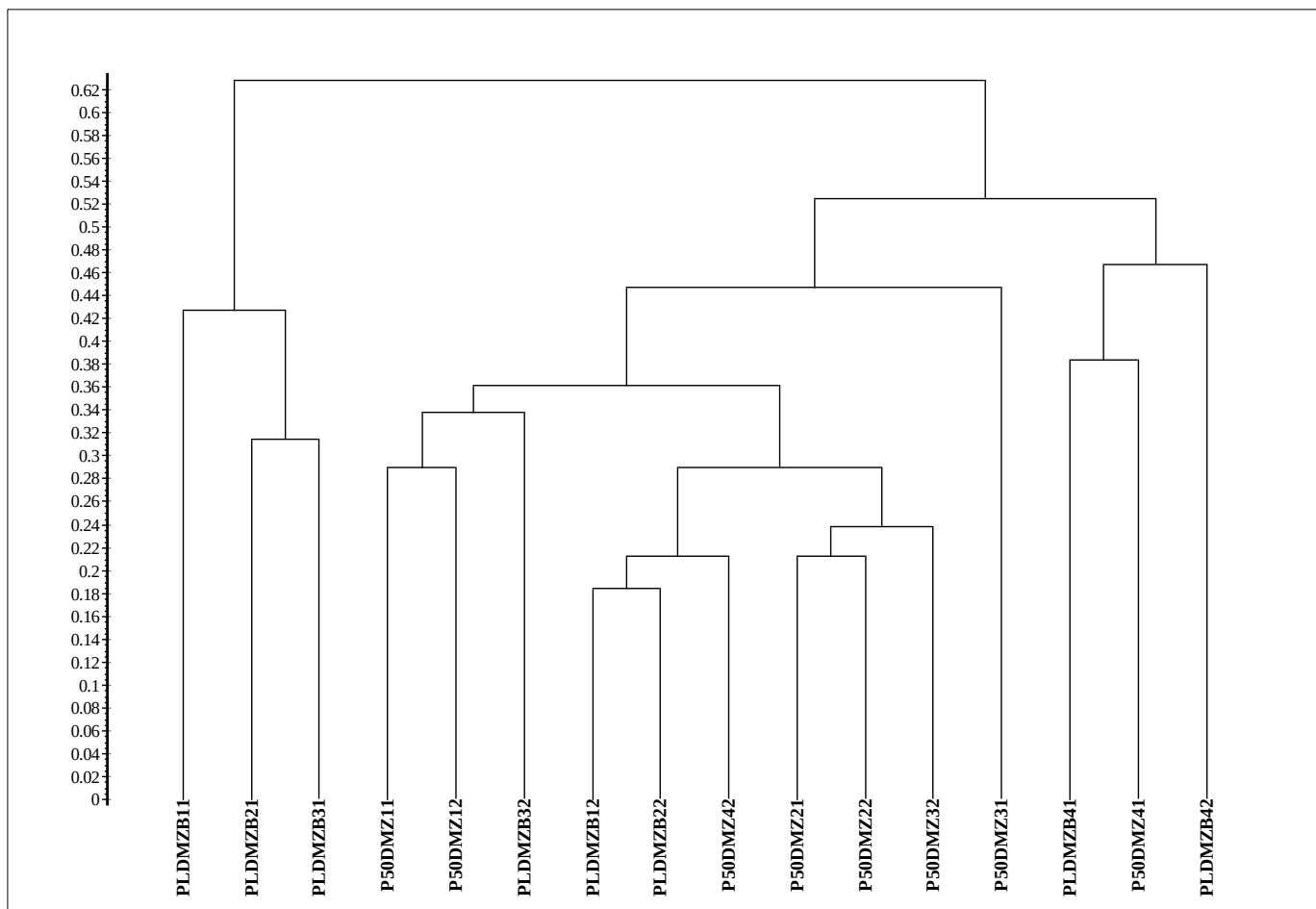
A klaszter alapján látható, hogy a PLDMZB 11-es szelvény (melegvíz kifolyó közvetlen közelében) egyértelműen elkülönül a többi szelvénytől, a nagy egyedszámok (*Dikerogammarus villosus*, *Sinanodonta woodiana*, *Viviparus acerosus*) és taxonszámok alapján. Szembetűnő továbbá, hogy a diagram bal oldali hat klaszterága a közel alvízi szakaszt jelöli, középen a kontroll, azaz a felvízi, míg a jobb oldali ágakon a közép-távoli és távoli szakaszok egységei találhatók. Érdekes volt, hogy a felvízi szakasz egy pontja (P50DMZB11) a mennyiségi adatok figyelembevételével nagy hasonlóságot mutatott a távol alvízi szakaszokkal. Az a tény, hogy a kontroll szakasz - ezen mintáinak összetétele és mennyiségi jellemzői alapján - a klaszteren idekerült, azt mutatja, hogy a melegvíz hatása azokon a szakaszokon már nem érvényesül és visszaáll a felvízen tapasztalt közösség szerkezet. Mindezek mellett természetesen nagy hatása lehet a mederanyag által meghatározott mikrohabitat viszonyoknak is a közösség alakulásában.



12.3.4-34. ábra: A mintavételi helyek egyedszámok alapján, Bray-Curtis hasonlósági függvényvel képzett klasztere a 2012- 2013-as őszi minták alapján

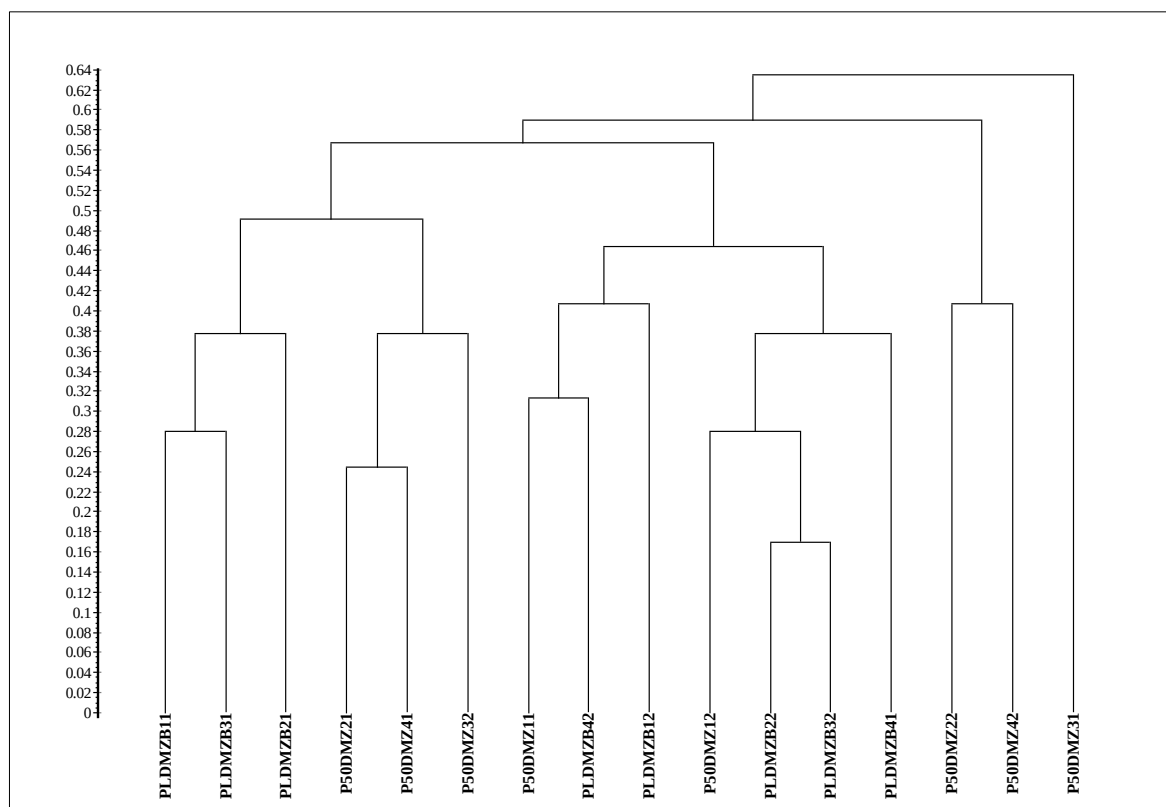
Az őszi mintavételek során a vízállás alacsonyabb volt, mint nyáron, így a mintavételezhető élőhelyek száma is különbözött a nyáritól, ami a klaszter alakulásán is látszik. A melegvíz kifolyó közvetlen közelében található PLDMZB11 hely elkülönül a többi helytől és a kontroll, felvízi P50DMZB11 is külön ágra került, a közel alvízi mintavételi helyek kevésbé látványosan különülnek el, mindössze a klaszter jobboldalán található két utolsó (PDMZB21 és PLDMZB41) közép távoli szakaszegység és az előtte lévő két közel alvízi egység (PLDMZB22 és PLDMZB32) különül el egyértelműen a többi szakasztól. A kisvízes mintavételek során a korábbi években is tapasztaltuk, és most is beigazolódott a jobb és bal part közötti különbség, melyet a klaszter is megmutatott. Ennek feltehetően inkább a két parton található eltérő, benépesíthető mederaljzat lehetett az oka.

A makrogerinctelen közösség összetételének vizsgálata során csak a taxonok jelenlétét és hiányát elemeztük a mintákban, a mennyiségi adatokat ennél az elemzésnél nem vettük figyelembe.



12.3.4-35. ábra: A makrogerinctelen szervezetek jelenléte-hiánya alapján, a mintavételi helyek Rogers-Tanimoto hasonlósági függvénnyel képzett klaszter diagramja a nyári mintákra

A makrozoobenton közösség nyári taxon összetételének hasonlóságát elemezve egyértelműen elkülönülnek a közel alvízi egységek (baloldali ágak), a kontroll, felvízi, valamint a közép távoli és távol alvízi szakaszok. Nagy hasonlóságot mutatott a taxon összetétele alapján a két dombori szelvény (P50DMZB21 és 22), továbbá teljesen külön ágra került a Sió-dél (P50DMZB31) szakasz, azaz a taxonkészlete különbözött a többitől, a csak itt kimutatott *Setodes punctatus* és *Hydropsyche sp.* tegzes taxonok jelenléte miatt.



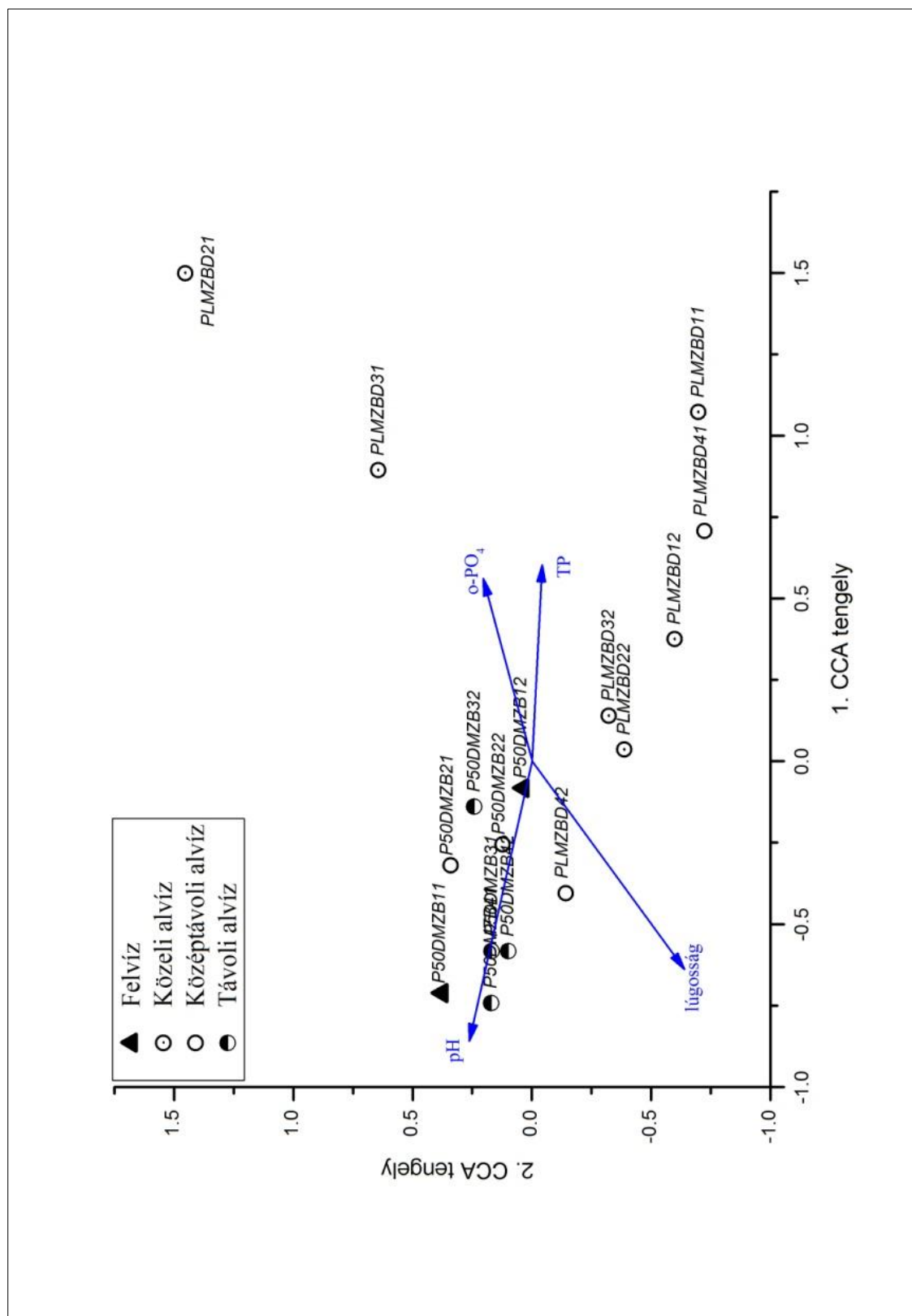
12.3.4-36. ábra: A makrogerinctelen szervezetek jelenléte-hiánya alapján, a mintavételi helyek Rogers-Tanimoto hasonlósági függvénnyel képzett klaszter diagramja az őszi mintákra

Az őszi minták makrogerinctelen közössége alapján szintén elkülönülnek a közel alvízi szakasz egységei (baloldali ágak), de már a kontroll szakasz mintavételi egységei jobb és bal parti különbséget mutattak, ez a különbség a közép távoli és távol alvízi helyeknél is kimutatható, a már említett kisvízes állapot miatt. A felvízi P50DMZB11 és a közép távoli alvízi (PLDMZB42) hasonlósága szintén azt a megállapítást erősíti, hogy a melegvíz hatása azon a szakaszon már nagy valószínűséggel nem érvényesül és a makrozoobenton együttesek összetételében visszaáll a felvízen tapasztalt közösség szerkezet. Mindezek mellett természetesen nagy hatása lehet a mederanyag által meghatározott mikrohabitat viszonyoknak is a közösség alakulásában, főleg a kisvízes időszakban.

A környezeti változók és a makrogerinctelen közösség kapcsolatának ordinációs elemzését a nyári és őszi 2012-2013-as mintákra egyaránt elvégeztük. Az ordinációs elemzés során a biotikai adatok által meghatározott mintavételi egységek és a hatóképes környezeti változókat ábrázoltuk kanonikus korrespondencia analízis (CCA) ordinációs ábráján.

A nyári makrogerinctelen adatokat figyelembe véve megállapítható, hogy az ordináció alapján a melegvízzel érintett közeli alvízi mintaegységek viszonylag távol helyezkednek el egymástól. A Paksi Atomerőmű kibocsátásával összefüggésbe hozható változás nem tapasztalható, a vizsgált környezeti változók (vízhőmérséklet, pH, oldott oxigén, lúgosság, kémiai oxigénigény, biológiai oxigénigény, ammónium, nitrát, szerves nitrogén, összes nitrogén, orto-foszfát, összes foszfor, klorofill-a, TPH) közül a vízhőmérsékleti adatok hatása nem volt szignifikáns. Az ordinációs ábra első és második tengelye együttesen 51,1%-át fedik le a fajkészlet és a környezeti változók összes varianciájának. Ez az érték átlagos, a CCA ábrán feltüntetett mintavételi hely-környezeti változó kapcsolatok közepesen erősnek tekinthetők.

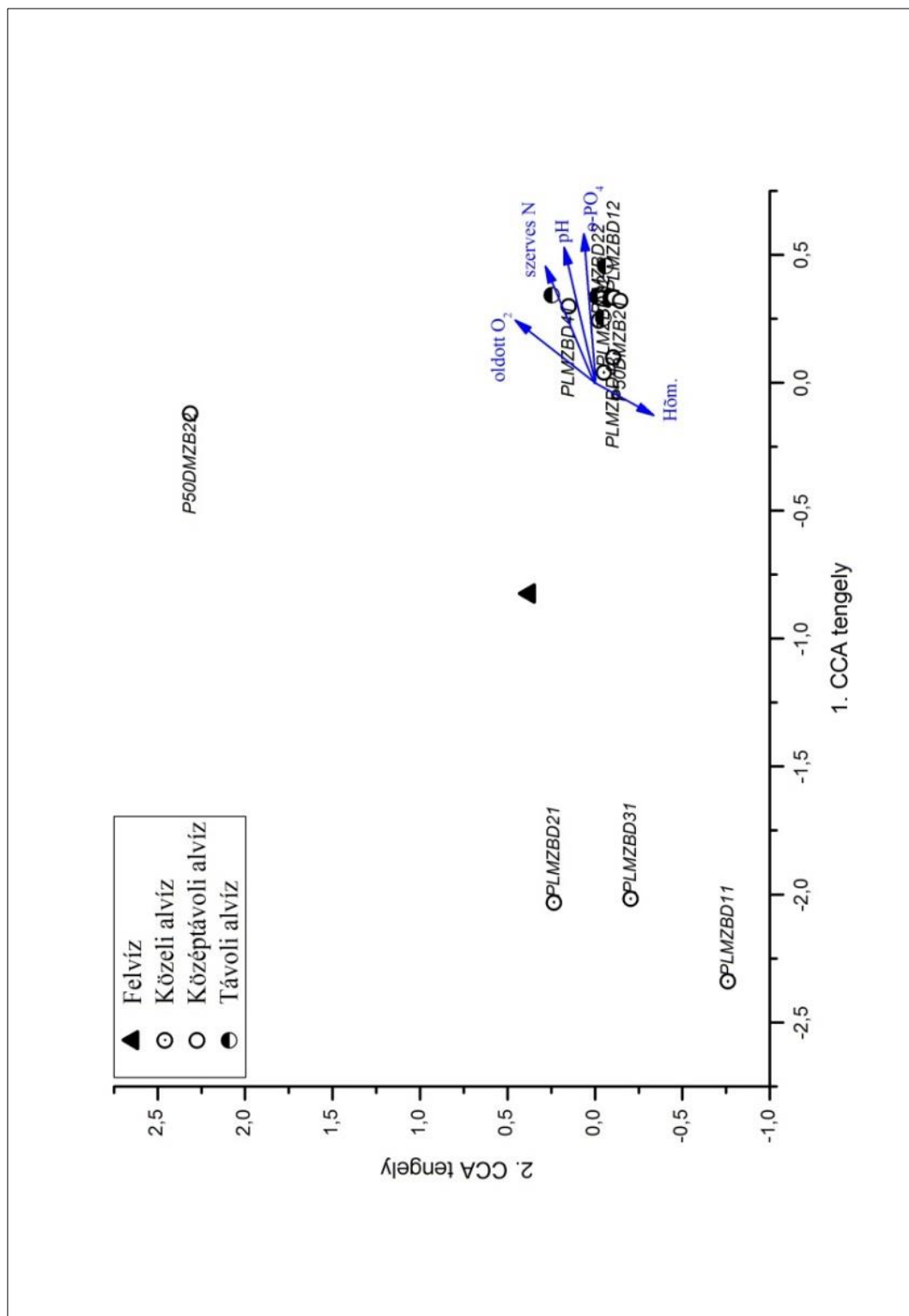
Az őszi adatok elemzése jobban értelmezhető képet ad - az ordinációs ábra első és második tengelye együttesen 66,3%-át fedik le a fajkészlet és a környezeti változók összes varianciájának - az markánsan jelzi a közeli alvízi szakasz elkülönülését. A környezeti változók közül a vízhőmérsékleti gradiens valós környezeti tényezőnek tekinthető. A hidromorfológiai jellemzők mellett és együtt a vízkémiai paraméterek közül a felvízi, közép-távoli, illetve a távol alvízi szakaszok makrogerinctelen közösség összetételét, szerkezetét a víz tápanyag tartalma, pH-ja és az oldott oxigén koncentrációja alakította összfel. Az őszi minták erősebb hatását abban látjuk, hogy az alacsonyabb vízborítású időszakban, a nyárinál homogénebb élőhelyekről lehetett mintát venni, vagyis a mikrohabitat módosító hatása kevésbé érvényesült.



Jelmagyarázat:

o-PO₄: ortofoszfát;
TP: összes foszfor

12.3.4-37. ábra: A hatóképes vízkémiai paraméterek és a mintavételi helyek ordinációja CCA alkalmazásával a nyári minták alapján



Jelmagyarázat:

Hőm.: vízhőmérséklet különbség (Δt);

oldott O₂: oldott oxigén;

o-PO₄: ortofoszfát; szerves

N: szerves nitrogén;

12.3.4-38. ábra: A hatóképes vízkémiai paraméterek és a mintavételi helyek ordinációja CCA alkalmazásával az őszi minták alapján

Az elemzések alapján összességében az állapítható meg, hogy a Paksi Atomerőmű kibocsátása a hőterhelés révén hatással van a közeli alvízi szakasz érintett oldalának makrozoobenton szervezeteire. Ezt az elemzések szerint

alapvetően a taxonszám és a diverzitás emelkedése jelzi, ami egyértelmű zavarást indikál. A kimutatható hatás cca. 2 km hosszúságú, ami $2,5\text{ }^{\circ}\text{C } \Delta t$ értéknek felel meg.

Ökológiai szempontból a melegvíz kibocsátás veszélyét az jelenti, hogy az újonnan betelepült, inváziós fajok – a mintavételi eredmények alapján kiemelten a *Dreissena polymorpha*, *Sinanodonta woodiana*, *Corbicula fluminea*, *Corbicula fluminalis*, *Dikerogammarus villosus*, *Orconectes limosus* - számára a melegvíz hatására a bevezetés alvízi környéke inváziós gócként funkcionál; az élőhelyi adottságok megváltozása ezen fajok további expanzióját segíti az alvízi szakaszon. Ezzel a természetes életközösség ökológiai struktúrája megváltozik, ez pedig biológiai szempontból végső soron az élőhely sérülékenységét növeli.

12.3.4.5.2 A vizsgált dunai szakaszok VKI szerinti minősítése a 2012-2013. évi makrozoobenton vizsgálatok alapján

Makrozoobenton ökológiai állapota szakaszonként	EQR	Ökológiai állapot
Felvízi szakasz	0,53	mérsékelt
Közeli alvízi szakasz	0,50	mérsékelt
Közép távoli alvízi szakasz	0,48	mérsékelt
Távoli alvízi szakasz	0,45	mérsékelt

12.3.4-5. táblázat: A vizsgált dunai szakaszok ökológiai állapota a makrozoobenton alapján

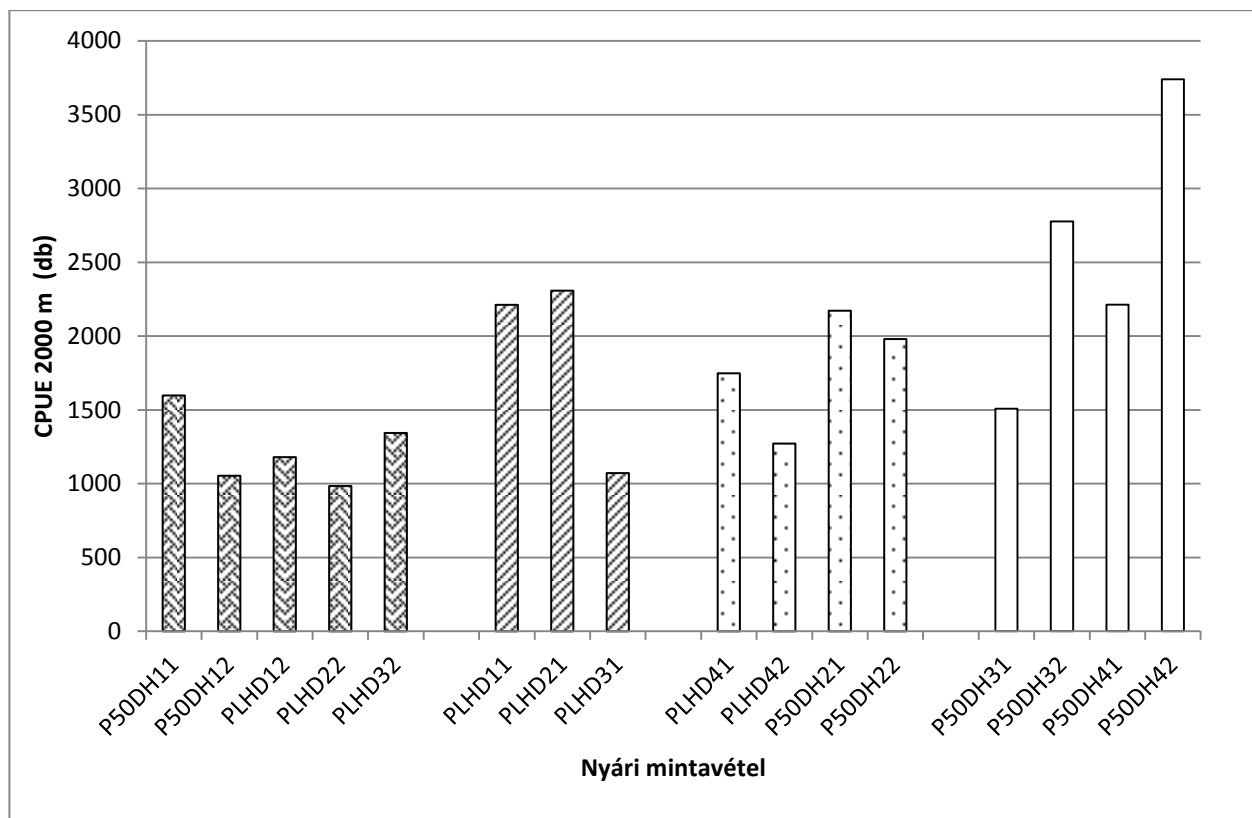
A vizsgált Duna-szakasz ökológiai állapota a makrozoobenton alapján a 2012. és 2013. év vizsgálatainak eredményeit figyelembe véve kiegyenlített, a VKI szerinti minősítése **mérsékelt**.

A Paksi Atomerőmű kibocsátása nem okoz osztálykülönbségű változást a minősítés értékében.

12.3.4.6 Halak

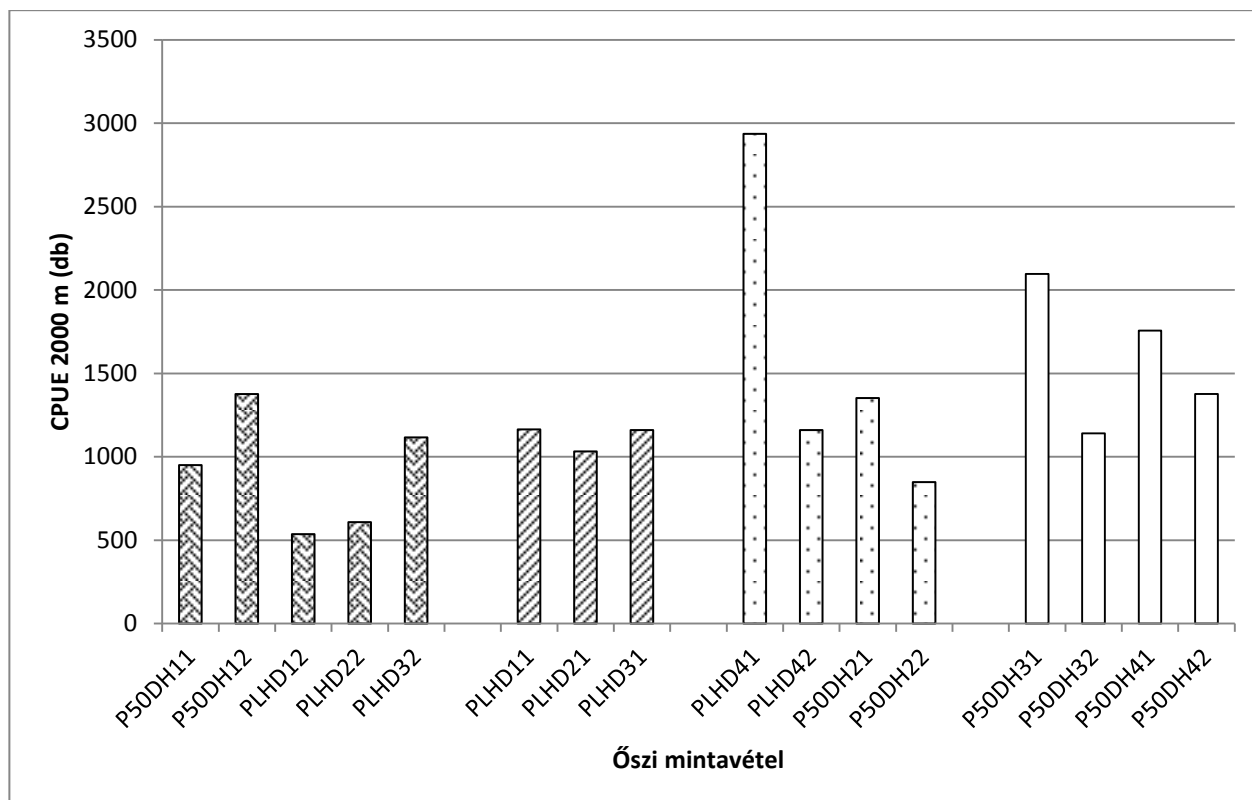
12.3.4.6.1 A halegyüttes élővilágvédelmi értékelése a Duna vizsgált szakaszain

A korábbi, finomabb felbontású mintavételek alapján elvégzett elemzések eredményei egyöntetűen azt bizonyították, hogy a Paksi Atomerőmű hűtővize lokálisan, mintegy 2 km hosszúságú érintett Duna-szakaszon a halak egyedszámának növekedését okozza. Az alvíz irányába az abundancia értékek a felvízi, illetve a melegvízzel nem érintett területekre jellemző értékeket vették fel újra. A homogén környezeti feltételeket biztosító köves aljzatú mintaegységek statisztikai elemzése szignifikáns különbséget mutatott a 2 km-es melegvízzel érintett szakaszon a halközösség abundancia értékében (Halasi-Kovács [12-14], SCIAP [12-37]). A 2009-ben végzett vizsgálat eredményei ezen tény mellett azt is jelezték, hogy Gerjen magasságában újra - bár kisebb mértékű - abundancia növekedés tapasztalható. A 2012-2013. évi nyári és őszi mintavételek adult+ivadék adataiból képzett abundancia értékeket hisztogramon ábrázoltuk (12.3.4-39. ábra, 12.3.4-40. ábra).



12.3.4-39. ábra: A dunai mintavételi szakaszok halközösségeinek CPUE értékei a nyári mintavétel során

A nyári mintavétel egységnyi, 2000 méter hosszra jutó fogások értékei (CPUE) alátámasztják a korábbi vizsgálatok eredményeit. A felvízi, valamint a melegvízzel nem érintett közeli alvízi szakasz kiegyenlített módon alacsony értékeket követően a közeli alvízi szakaszon ugrásszerű egyedszám növekedés tapasztalható a jobboldali mintaegységekben, amely a harmadik egység magasságától, tehát mintegy 2 000 méterre a melegvíz kibocsátástól már nem mutat eltérést a felvízi értékekhez viszonyítva. A közép-távoli alvízi szakasz egységei - hasonlóan a korábbi mintavételek eredményeihez - újra növekednek, az abundancia értékek itt meghaladják a felvízi mintaszelvényekben tapasztaltakat. A baloldali, tehát hőcsóva által nem érintett mintaegységek alacsonyabb értékeket mutatnak, de a felvízi adatokat ezek is meghaladják. A legmagasabb abundancia értékeket a távoli alvízi szakasz eredményei mutatják. Ezek meghaladják a kibocsátási pontnál mért értékeket is. Ki kell emelni, hogy ezen a szakaszon a baloldali mintaegységek eredményei adják a magasabb értékeket. A hisztogramon ábrázolt eredmények statisztikai értékelését nem parametrikus Kruskal-Wallis teszttel végeztük el. A vizsgálat eredményeként megállapítható, hogy a szakaszok között 95%-os valószínűségi szint mellett nincs szignifikáns különbség ($\chi^2=7,328$; $p=0,062$).

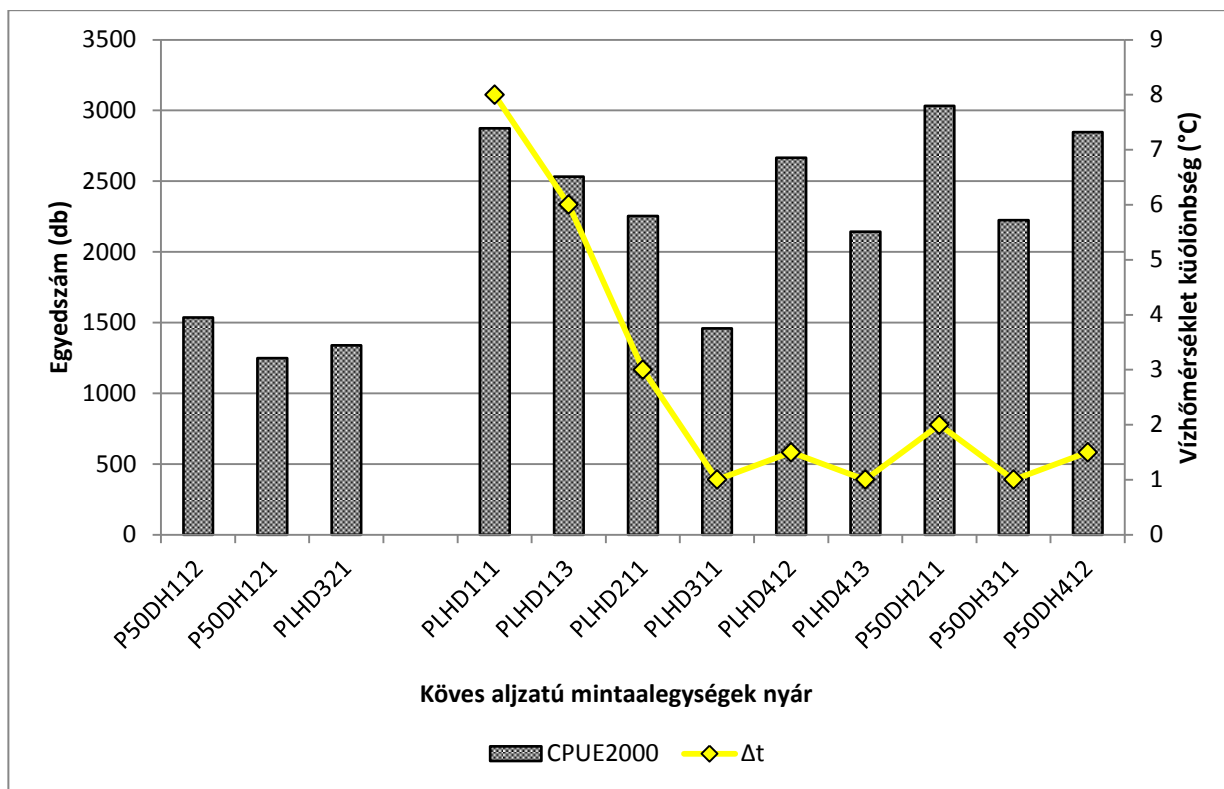


12.3.4-40. ábra: A dunai mintavételi szakaszok halközösségeinek CPUE értékei az őszi mintavétel során

Az őszi mintavételek eredményei a nyárinál jelentősen homogénebb képet jeleznek. Hasonlóan a korábbi felmérések eredményeihez, a kibocsátás helyszínén sem lehetett magasabb abundancia értékeket kimutatni. Ugyanakkor figyelemre méltó, hogy a közép-távoli és távoli szakaszok eredményei az őszi mintavétel során is meghaladják mind a felvízi, mind a közeli alvízi értékeket.

Az eredmények értékelése alapján összességében az állapítható meg, - figyelembe véve az abundancia értékek longitudinális változását a felvíz irányából a távoli alvíz felé - hogy a melegvíz kibocsátás bizonyíthatóan mintegy 2 000 méter hosszúságban okoz kimutatható egyedszám emelkedést. Ugyanakkor a kibocsátás okozta, lokálisnak tekinthető egyedszám növekedés mértékét a Paksi Atomerőmű működéséhez nem köthető természetes és egyéb mesterséges környezeti hatások okozta változások meghaladhatják. Ezen környezeti hatásokhoz sorolható a természetes aljzat változatossága jelentette mikrohabitat szintű eltéréseken túl a gemenci ágrendszer ivadék kibocsátó hatása, valamint a Sió szervesanyag terhelése is.

Az élőhelyi heterogenitás statisztikai értékelés során jelentkező zavaró hatásának csökkentése érdekében (Halasi-Kovács [12-14]) külön elemeztük a köves aljzatú minta alegységek abundancia adatait a nyári mintavétel alapján. A hisztogramon az adult+ivadék egyedek abundancia értékei mellett feltüntettük a mintavétel időpontjában a felszínen mért, felvízi mérési eredményekhez viszonyított hőmérsékleti adatokból számított Δt értékeket is.

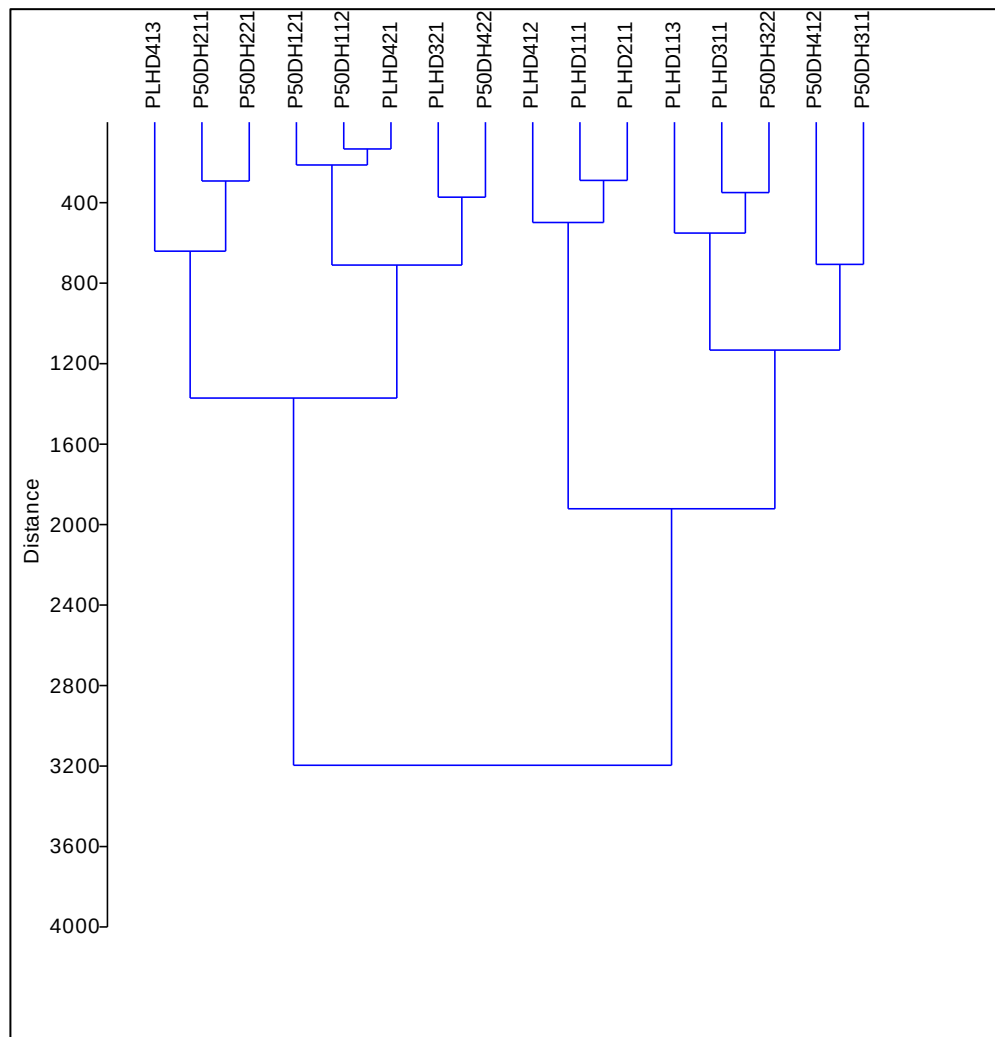


12.3.4-41. ábra: A köves aljzatú minta alegységek halközösségeinek CPUE értékei a felvízi és az alvízi szakaszokon

A hisztogram megerősíti, egyúttal kiemeli az előzőekben írt eredményeket. A felvízi mintaalegységek értékei kiegyenlítettek és alacsonyabbak. A kibocsátás helyszínén ugrásszerűen magas abundancia érték jellemző, amely fokozatosan, mintegy 2 km után tér vissza a felvízre jellemző értékre, a PLHD311 minta alegység magasságában. A PLHD412 minta alegységtől ismét magasabb abundancia értékek adódnak, amelyek fennmaradnak a távoli alvízi szakasz végéig. A felvíz és az alvíz kövezéses aljzatú mintahelyeinek összevetését kétmintás nem parametrikus Mann-Whitney teszttel végeztük el. Az első csoportot a felvízi (P50DH112, P50DH121) és a melegvíz kibocsátással biztosan nem érintett alvízi, bal oldali köves aljzatú minta alegységek (PLHD321) alkotják. A második csoportba soroltuk a melegvíz csóvával érintett, jobb oldali köves aljzatú minta alegységeket (PLHD111, PLHD113, PLHD211, PLHD311, PLHD412, PLHD413, P50DH211, P50DH311, P50DH412). A szignifikancia vizsgálat eredményeként megállapítható, hogy a két csoport között 95%-os valószínűségi szint mellett szignifikáns különbség adódott ($p=0,0182$).

A hisztogram adatai azt jelzik, hogy a hőmérséklet csökkenés a jobb oldali, vagyis a hőcsóva által érintett alvízi területen lefelé haladva nem egyenletes. Ugyanakkor az abundancia értékeinek jelentős növekedését a hőmérséklet kismértékű emelkedése, illetve ingadozása már nem magyarázza. Ez a jelenség nem hozható összefüggésbe a Paksi Atomerőmű kibocsátásával, azonban megerősíti azt a tényt, hogy a természetes adottságokban megjelenő eltérések a kibocsátás okozta hatások mértékét meghaladó változásokat is képesek létrehozni az abundancia viszonyokban.

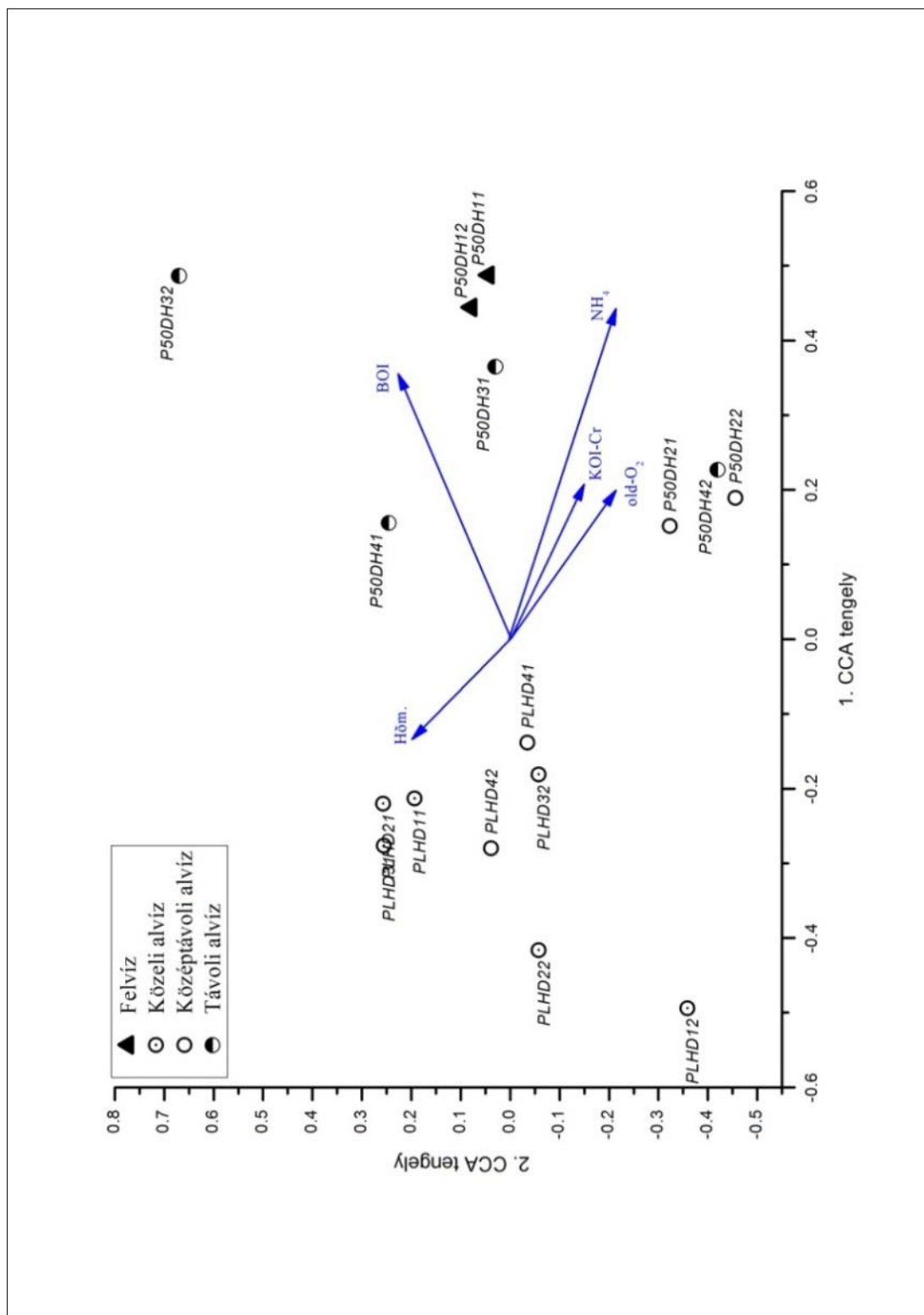
A mintavételi egységek hasonlóságát kvantitatív Euklideszi távolság függvényen, illetve Ward módszere szerint számított klaszter analízissel határoztuk meg. Az alapadatok összeadva tartalmazzák az adult és ivadék példányok egyedszámát a nyári, kövezésen vett minták alapján (12.3.4-42. ábra).



12.3.4-42. ábra: A Duna kövezett ajzatú mintavételi alegységeinek dendrogramja

A klaszter analízis eredménye megerősíti a hisztogramokon ábrázolt abundancia jellemzők értékelését. A dendrogram két nagyobb, ökológiai szempontból is értelmezhető csoportot alkot. A felvízi (P50DH112, P50DH121), valamint a közeli alvízi szakasz (PLHD111, PLHD113, PLHD211, PLHD311) kibocsátással érintett területei két jól elkülönülő csoportot alkotnak, megerősítve ezzel a Paksi Atomerőmű melegvíz kifolyójának közvetlen hatását a halegyüttes struktúrára. Ugyanakkor a közép-távoli és távoli szakaszok nem mutatnak a kibocsátással közvetlen módon összefüggésbe hozható mintázatot, a változások nem rendeződnek gradienssé.

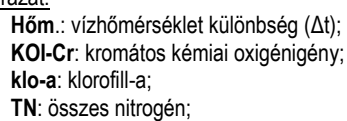
Kanonikus korrespondencia analízissel elemeztük a halközösség és az egyes abiotikus környezeti változók összefüggését. A biotikus adatok esetében - a fentebbi elemzések alapján - az adult korcsoport nyári mintavételi adatait, valamint a kövezett ajzatú mintaegységek adult és ivadék egyedeinek nyári mintavételi adatait használtuk. Az abiotikus környezeti változók körét a jelen vizsgálat során mért víz fizikai és kémiai paraméterek közül azok alkották, amelyek (bármilyen) trend-jellegű változást jeleztek a felvízi szakasz irányából az alvízi szakaszok felé (vízhőmérséklet, pH, oldott oxigén, lúgosság, kémiai oxigénigény, biológiai oxigénigény, ammónium, nitrát, szerves nitrogén, összes nitrogén, ortofoszfát, összes foszfor, klorofill-a, TPH). A biotikus és az abiotikus változók összekapcsoltsága közepes (az adult egyedekre vonatkoztatva 41,8%; a köves ajzatú mintahelyek esetében 54%).



Jelmagyarázat:

BOI: biológiai oxigénigény;
Hőm.: vízhőmérséklet különbség (Δt);
KOI-Cr: kromátos kémiai oxigénigény;
NH₄: ammónium;
old-O₂: oldott oxigén;

12.3.4-43. ábra: A kanonikus korrespondencia analízis (CCA) diagramja; Duna, nyári mintavétel, adult egyedek



149/262

A két elemzés eredménye egyveretű, és megerősíti a fentebbi elemzések eredményeit. Ugyanakkor további információt is nyújt a Paksi Atomerőmű dunai élővilágra gyakorolt terhelésére vonatkozóan. **Ez alapján megállapítható, hogy a Paksi Atomerőmű kibocsátása a hőterhelés okán hatással van a halközösség struktúrára. A hatás cca. 2 km távolságig mutatható ki, ami 2,5 °C Δt értéknek felel meg a saját mérések alapján. Az ordinációs diagram ugyanakkor azt is bizonyítja, hogy a Paksi Atomerőműből kivezetett vizek sem a tápanyag, sem a TPH tekintetében nem okoznak kimutatható hatást a dunai halak közösségére.** A diagram képe azt is jól láthatóvá teszi, hogy a tápanyagok közösségsszervező erővel bírnak, a terhelés a Sió torkolat alatt és a Gemenci ágrendszer szelvényében, vagyis a távoli alvízi szakaszon, míg ezek hiánya a felvízi és a közeli alvízi szakasz kibocsátással nem érintett területein jelentkezik.

A kimutatott hatáson túl fontos tény, hogy a melegvíz hatására, elsősorban a holtágakkal érintett kisebb áramlással jellemezhető területek több invazív, elsősorban pionír halfaj kibocsátási gócaként jelenhet meg. Ez a melegvíz lokális hatását akár jelentősen is kiterjesztheti. Ezen fajok a vizsgálat eredményeként potenciálisan elsősorban a *Carassius gibelio*, valamint *Neogobius melanostomus*.

A statisztikai elemzések ugyanakkor rávilágítanak arra a már korábban jelzett tényre is, hogy az élőhelyi adottságok, mint környezeti tényezők, az atomerőművi kibocsátás hatásait jelentősen elfedik. A finomabb hatásmechanizmusok kimutatása érdekében ezt a tényt a hosszabb távú vizsgálatok tervezése során is figyelembe kell venni. Emiatt is célszerűnek látszik egyedi monitorozó terv elkészítése, amely során figyelembe kell venni egyrészt, hogy a feltételezhetően lokális hatás miatt a kibocsátás halközösségre gyakorolt hatása csak kis egységekben vett, igen pontosan végrehajtott sorozat mintázással mutatható ki. Ezen túlmenően a jelenlegi módszer mellett a vizsgálatnak ki kellene terjednie a mederben – mint a leginkább homogén élőhely – végződő kiegészítő vizsgálatra is.

12.3.4.6.2 A vizsgált dunai szakaszok VKI szerinti minősítése a 2012-2013. évi halközösség vizsgálatok alapján

Halegyüttes ökológiai állapota szakaszonként	Pontszám	Ökológiai állapot
Felvízi szakasz	38	jó
Közeli alvízi szakasz	37	jó
Közép-távoli alvízi szakasz	38	jó
Távoli alvízi szakasz	38	jó

12.3.4-6. táblázat: A vizsgált dunai szakaszok ökológiai állapota a halegyüttes alapján

A vizsgált Duna-szakasz ökológiai állapota a halegyüttes alapján a 2012. és 2013. év vizsgálatainak eredményeit figyelembe véve kiegyenlített, a VKI szerinti minősítése **jó**.

A Paksi Atomerőmű kibocsátása nem okoz osztálykülönbségű változást a minősítés értékében.

12.3.4.7 A vizsgált HURWAEP444 víztesthez tartozó Duna szakaszok összesített VKI szempontú állapotminősítése

A vizsgált Duna-szakasz értékelése során alapvetően figyelembe vettük az ECOSTAT guidance document no. 13. (ECOSTAT 2005: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) dokumentumban foglalt alapelveket, valamint a 2008-ban az országos vízgyűjtő gazdálkodási tervezés során meghatározott hazai iránymutatásokat.

A Duna VKI szempontú minősítésénél az „egy rossz, mind rossz”, a Víz Keretirányelvben megfogalmazott elvet követtük a minőségi elemek, elemcsoportok szintjén.

A makrofita minősítés értékét csak tájékoztató jelleggel adjuk meg, a minősítés során annak értékét nem vettük figyelembe.

A Duna HURWAEP444 jelű, Szob-Baja közötti szakasz megnevezésű víztest vizsgálati szakaszonkénti összefoglaló VKI szempontú minősítését az egyes vizsgálati elemek szerint a következő táblázat mutatja be.

Dunai szakaszok	Fizikai-kémiai jellemzők	Fitoplankton	Fitobenton	Makrofita	Makrozoobenton	Halak
Felvíz	jó	jó	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt	jó
Közei alvíz	jó	jó	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt	jó
Távoli alvíz	jó	jó	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt	jó
		jó	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt	jó

12.3.4-7. táblázat: A Duna vizsgált szakaszának (HURWAEP444) szakaszonkénti és vizsgálati elemenként meghatározott VKI szempontú minősítése

AZ ÉRTÉKELÉSEK ALAPJÁN A DUNA HURWAEP444 JELŰ, SZOB-BAJA KÖZÖTTI SZAKASZ MEGNEVEZÉSŰ VÍZTEST ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTA A 2012-2013 SORÁN VÉGZETT VKI SZEMPONTÚ ÖSSZESÍTETT VÍZMINŐSÍTÉS ALAPJÁN **MÉRSÉKELT** ÁLLAPOTÚ.

A JELEN VIZSGÁLAT EREDMÉNYE ÖSSZHANGBAN VAN A RENDELKEZÉSRE ÁLLÓ ARCHÍV ADATOK MINŐSÍTÉSI ÉRTÉKÉVEL.

KIJELENTHETŐ, HOGY A PAKSI ATOMERŐMŰ DUNAI KIBOCSÁTÁSA EGYETLEN VIZSGÁLATI CSOPORT TEKINTETÉBEN SEM OKOZ OSZTÁLYKÜLÖNBSEGNYI VÁLTOZÁST.

EZZEL EGYÜTT AZ ADATOK FINOMABB STRUKTÚRÁJÚ ELEMZÉSE RÁMUTAT ARRRA A TÉNYRE, HOGY A KIBOCSÁTÁSNAK VAN HATÁSA AZ ALVÍZI ÉLŐLENYKÖZÖSSÉGEK STRUKTÚRÁJÁRA, ÍGY ÖNMAGÁBAN A VKI MINŐSÍTÉS NEM ALKALMAS AZ ERŐMŰVI KIBOCSÁTÁS HATÁSAINAK PONTOS MEGÍTÉLÉSÉRE. EZÉRT MINDENKÉPPEN FONTOSNAK TARTJUK, HOGY A TOVÁBBI VIZSGÁLATOK SORÁN A MINTAVÉTELEK MEGTERVEZÉSE VKI SZEMPONTÚ MARADJON, A MINŐSÍTÉS KERÜLJÖN ELVÉGZÉSRE, UGYANAKKOR A MINTAVÉTEL TERVEZÉSE, KIVITELEZÉSE TEGYE LEHETŐVÉ A FINOMABB FELBONTÁSÚ ÖKOLÓGIAI ELEMZÉSEKET, ÍGY A KIBOCSÁTÁS ÖKOLÓGIAI HATÁSÁNAK PONTOSABB ÉRTÉKELÉSÉT IS.

12.4 A KÖZELI EGYÉB FELSZÍNI VÍZTESTEK ALAPÁLLAPOTA

A telephely térségében lévő vizsgált állóvizek

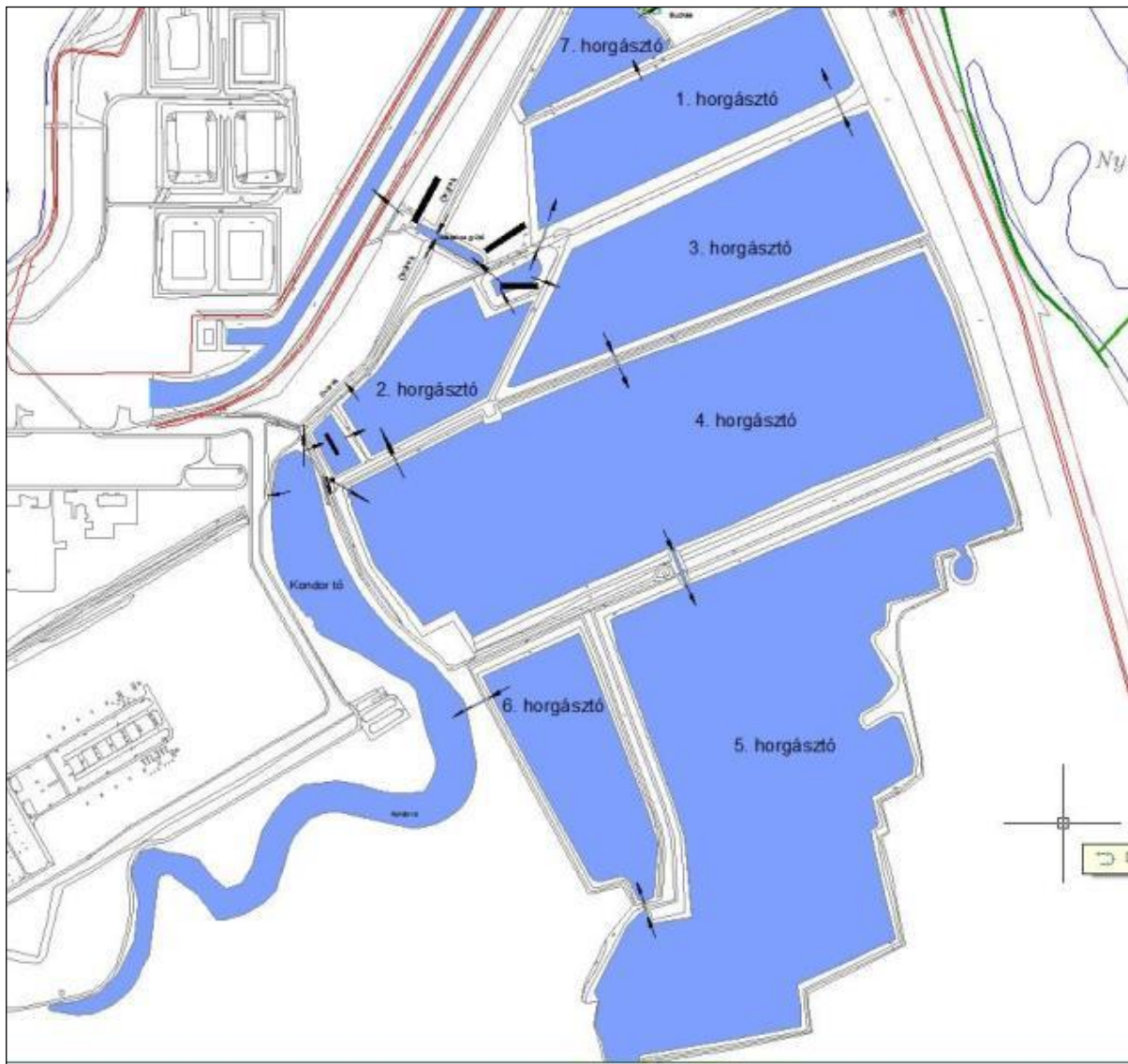
- Kondor-tó, Horgász tavak (HULWAIH005 víztest)
- Faddi-Holt-Duna (HULWAIH066 víztest)
- Tolnai-Holt-Duna (HULWAIH136)
- Sió csatorna alvízi szakasza (HURWAEP959)

12.4.1 KONDOR-TÓ ÉS A HORGÁSZ TAVAK (HULWAIH005)

12.4.1.1 Víz vizsgálatának fizikai kémiai eredményei

A közvetlenül a telephely D-i szélén elhelyezkedő, ma már vízpótlással mesterségesen fenntartott, valamikori Holt-Duna ágban 2012. évben négy alkalommal végeztünk fizikai-kémiai paraméterek meghatározására vonatkozó vizsgálatokat. Az állóvíz minősítését e vizsgálatok alapján végeztük el.

A tavak helyszínrajzát 12.4.1-1 ábrában adtuk meg.



12.4.1-1. ábra: Vizsgálati terület a Kondor-tó és a Horgász-tavak

A 2012. évi vizsgálatok alapján készített, a VKI szerinti minősítést a 12.4.1 fejezet és eredményét a 12.4.1-1 táblázatban összesítettük.

A KONDOR-TÓ ÉS A HORGÁSZTAVAK MINŐSÍTÉSE VKI SZERINT

A VKI minősítés alapján láthatjuk, hogy a víztest savasodási állapota jó, sótartalmának állapota kiváló, oxigén háztartása nem éri el a jó állapotot, növényi tápanyagok tekintetében nem éri el a jó állapotot.

A Kondor-tó (HULWAIH005 víztest) a fizikai-kémiai paraméterek VKI szerinti minősítésének eredménye alapján nem érte el a jó állapotot

A Horgásztavak leeresztő zsilipjénél 2012-ben 1 db pontmintát vizsgáltunk, ezért erre a mesterséges állapotú víztest elemre a rendelet szerint nem adható értékelés. Mivel a Kondortó és a Horgász-tavak mesterséges összekapcsolásuk miatt egységes víztestnek tekinthető, ez utóbbi vizsgálatot a négy meglévő kondor-tavi vizsgálat mellett egy ötödik vizsgálatnak is tekinthetjük. Így a Horgász-tavakat együtt értékeltük a Kondortóval.

A tavak 2012. évi fizikai-kémiai vizsgálatainak eredményeit a 12.4.2-1 táblázatban adtuk meg.

A víztest fizikai-kémiai állapotát minősítő csoportok és elemei	Számított osztály átlag	Kerekített osztály átlag	
Savasodási állapot (pH)	4.5	4	
Sótartalom (vezetőképesség)	5.0	5	
vezetőképesség	5.0		
Oxigén háztartás: (oldott O ₂ , oxigén telítettség, BOI ₅ , KOI _{cr})	2.8	3	
Oldott O ₂	4.0		
BOI ₅	0.0		
KOI _{cr}	4.5		
Növényi tápanyagok: (NH ₄ -N, NO ₃ -N, ÖN, PO ₄ -P, ÖP, a-Klorofill)	2.0	2	
NH ₄ -N	2.5		
NO ₃ -N	0.0		
ÖN	2.0		
PO ₄ -P	2.5		
ÖP	5.0		
a-klorofill	0.0		
Kondor-tó és a Horgász-tavak (HULWAIH005 víztest) VKI szerinti minősítése		2	Nem érte el a jó állapotot

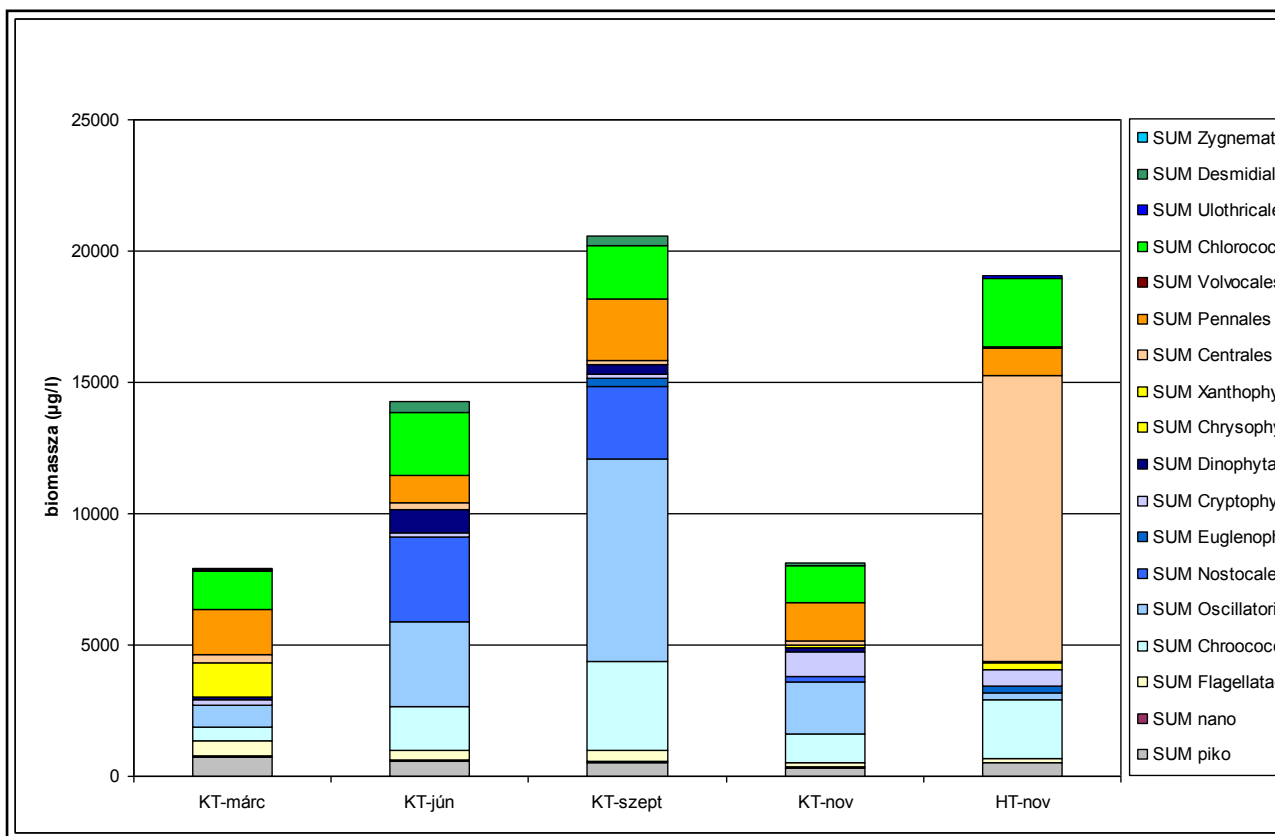
12.4.1-1. táblázat: Kondortó-Horgász-tavak víztest fizikai-kémiai állapotának VKI szerinti minősítése

12.4.1.2 Fitoplankton

A Kondor-tavon a fitoplankton mintavételét négy ismételtesben végeztük el, míg a Horgász-tavakat azok lecsapolásakor (2012.11.16), a lecsapoló műtárgy alatt mintáztuk.

TAXONOK	MINTAVÉTELI HELYEK ÉS IDŐPONTOK				
	Kondor-tó				Horgász-tavak levezető csatornája
	PLKTFP	PLKTFP	PLKTFP	PLKTFP	PLHTFP
	2012.03.22	2012.06.27	2012.09.26	2012.11.14	2012.11.16
SUM piko	733	561	542	330	514
SUM nano	43	46	13	27	28
SUM Flagellatae	555	400	433	159	156
SUM Chroococcales	546	1662	3372	1077	2204
SUM Oscillatoriales	823	3224	7742	2004	301
SUM Nostocales	7	3203	2748	188	0
SUM Euglenophyta	0	39	283	7	213
SUM Cryptophyta	235	125	201	950	650
SUM Dinophyta	58	896	341	134	0
SUM Chrysophyceae	1315	6	1	145	237
SUM Xanthophyceae	0	0	0	0	72
SUM Centrales	296	239	134	134	10906
SUM Pennales	1734	1041	2382	1442	1044
SUM Volvocales	0	0	0	0	38
SUM Chlorococcales	1452	2433	2022	1417	2574
SUM Ulothricales	68	2	0	1	128
SUM Desmidiaceae	30	410	360	105	0
SUM Zygnematales	0	0	0	0	0
SUM	7894	14287	20573	8119	19064
a-klorofill koncentráció (µg/l)	10,2	55,0	98,3	33,2	73,0
a biomassza a-klorofill tartalma (%)	0,129	0,385	0,478	0,409	0,383
trofitás-fok	4 (m)	6 (eu)	6 (eu)	5 (m-eu)	6 (eu)

12.4.1-2. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentráció (µg/l) a Kondor-tavon és a Horgász-tavak levezető csatornáján



12.4.1-2. ábra: A fitoplankton biomasszája és összetétele a Kondor-tavon és a Horgász-tavak levezető csatornáján

A paksi **Kondor-tó** fitoplanktonjának biomasszája 2012. március 22-én 7,6 mg/l, a számított a-klorofill koncentráció 29,0 µg/l volt, ami az 5 (mezo-eutrófikus) fokozatnak és a III. vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák (22,6%), az ostoros sárgamoszatok (Chrysophyceae: 17,2%), a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák (14,3%) és az Oscillatoriales-rendbe tartozó kéalgák (10,9%) voltak.

A taxonszám N=80, a Shannon-diverzitás értéke $H' = 4,88$, az egyenletessége $J = 0,77$ volt.

A fitoplankton összetétele alapján, a VKI szempontú ökológiai állapot HLPI EQR értéke 0,737 volt. Ez az érték a jó ökológiai állapotnak felelt meg.

A paksi Kondor-tó fitoplanktonjának biomasszája 2012. június 27-én a márciusi érték mintegy kétszerese, 14,3 mg/l, az a-klorofill koncentráció 55,0 µg/l volt, ami a 6 (eutrófikus) fokozatnak és a III. vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői az Oscillatoriales-, a Nostocales- és a Chroococcales- rendbe tartozó kéalgák (22,6%, 22,4%, ill. 11,6%), valamint a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák (17,0%) és a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák (7,3%) voltak.

A taxonszám N=77, a Shannon-diverzitás értéke $H' = 4,98$, az egyenletessége $J = 0,79$ volt.

A fitoplankton összetétele alapján, a VKI ajánlásainak megfelelően számított HLPI EQR=0,607 amely érték a jó ökológiai állapotnak felel meg.

A paksi Kondor-tó fitoplanktonjának biomasszája 2012. szeptember 26-án a júniusi érték mintegy másfélszerese, 20,6 mg/l, az a-klorofill koncentráció 98,3 µg/l volt, ami a 6 (eutrófikus) fokozatnak és a III. vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői az Oscillatoriales-, a Chroococcales- és a Nostocales-rendbe tartozó kéalgák (37,6%, 16,4%, ill. 13,4%), valamint a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák (11,6%) és a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák (9,8%) voltak.

A taxonszám N=67, a Shannon-diverzitás értéke $H' = 4,57$, az egyenletessége $J = 0,75$ volt.

A fitoplankton összetétele alapján számított, az a-klorofill koncentrációt is figyelembevevő multimetrikus HLPI-index értékei HLPI=0,482 a mérsékelt ökológiai állapotnak felel meg.

A paksi Kondor-tó fitoplanktonjának biomasszája 2012. november 14-én a júniusi érték mintegy 40%-a, 8,1 mg/l, az a-klorofill koncentráció 33,2 µg/l volt, ami az 5 (mezo-eutrófikus) fokozatnak és a II. vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb arányú összetevői az Oscillatoriales-, a Chroococcales- és a Nostocales-rendbe tartozó kéalgák (24,7%, 13,3%, ill. 2,3%), valamint a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák (17,8%), a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák (17,5%) és a barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta: 11,7%) voltak.

A taxonszám N=63, a Shannon-diverzitás értéke $H' = 4,83$, az egyenletessége $J = 0,81$ volt

A fitoplankton összetétele alapján számított HLPI-index értéke 0,698, ami jó ökológiai állapotnak felel meg.

A **Horgász-tavak** levezető csatornájában 2012. november 16-án a planktonikus algaegyüttesben nagy arányban fordultak elő, feltehetően az üledékből felkeveredett Aulacoseira-fajok, ezért az eredmények interpretációja kétséges, így az értékelést csak tájékoztató jellegűnek tekintjük.

A víztér algaegyüttesének biomasszája 19,1 mg/l, a számított a-klorofill koncentráció 73,0 µg/l volt, ami a 6 (eutrófikus) fokozatnak és a III. vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb hányadát (57,2%), a főként Aulacoseira-fajok által képviselt Centrales-kovaalgák adták. A Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák részesedése 13,5%), a Chroococcales-rendbe tartozó kéalgáké 11,6%, a Pennales-rendbe tartozó kovaalgáké 5,5% volt.

A taxonszám N=66, a Shannon-diverzitás értéke $H' = 3,52$, az egyenletessége $J = 0,58$ volt

A fitoplankton összetétele alapján számított és az a-klorofill koncentrációt is figyelembevevő multimetrikus HLPI-index értéke HLPI=0,697 volt, amely a jó ökológiai állapotnak felel meg.

Mintaegység	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)
Kondor-tó 03. hó	0,737	jó
Kondor-tó 06. hó	0,607	jó
Kondor-tó 09. hó	0,482	mérsékelt
Kondor-tó 11. hó	0,698	jó
Átlag érték:	0,631	jó
Horgász-tavak:	0,697	jó

12.4.1-3. táblázat: A (HULWAIH005) jelű víztestet alkotó Kondor-tó, valamint Horgász-tavak fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy mind a Kondor-tó, mind a Horgász-tavak **jó** ökológiai állapotúak a fitoplankton alapján.

A víztest fitoplankton szerkezetét alapvetően nem a Paksi Atomerőmű kibocsátása, hanem a terület állóvízi habitusa és legalább ilyen súllyal az intenzív halastavi és horgász hasznosítás határozza meg. Ezt támasztják alá az archív adatok is, amelyek szerint a területen az alga biomassza időszakosan szélsőséges értéket is képes felvenni. Az archív adatok azt is igazolják, hogy a Paksi Atomerőmű hűtőrendszerén áthaladó hűtővízben a hősokk miatt a kibocsátáskor a fitoplankton biomassza alacsonyabb értéket mutat, mint a bevezetésre kerülő Duna-víz. A tavakban ezután fokozatosan alakul ki az állóvizekre évszakosan jellemző fitoplankton struktúra.

12.4.1.3 Fitobenton

A Kondor-tó fitobentonját 2012. június 27-én és szeptember 26-án mintáztuk. A Horgász-tavak levezető csatornájában a fitobenton mintázására a halastavak vizének leeresztésekor, november 16-án került sor.

TAXONOK	Kondor-tó: Paks		Horgász-tavak levezető csatornája
	2012.06.27	2012.09.26	2012.11.16
	pi (%)	pi (%)	pi (%)
CENTRALES			
SUM Centrales	0,0	0,0	86,9
PENNALES			
SUM Fragilariaceae	78,7	60,0	4,9
SUM Achnanthaceae	11,4	33,6	4,6
SUM Naviculaceae	2,3	3,4	1,6
SUM Bacillariaceae	7,2	2,5	1,6
SUM Epithemiaceae	0,0	0,2	0,0
SUM Surirellaceae	0,0	0,0	0,3
SUM Pennales spp. (egyéb)	0,4	0,2	0,0
SUM	100,0	100,0	100,0

12.4.1-4. táblázat: Az élőbevonat kovaalga állományának összetétele, a Kondor-tó és a Horgász-tavak levezető csatornája, 2012

A paksi **Kondor-tó**ban 2012. június 27-én az élőbevonat kovaalga állományát kizárólag a Pennales-rendbe tartozó taxonok alkották. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Fragilariaceae-, az Achnanthaceae- és a Bacillariaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 78.7%, 11.4%, ill. 7.2% volt. A Fragilariaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Fragilaria berolinensis (62.1%), a Fragilaria pinnata (8.7%) és a Fragilaria cf. nanana (5.2%) voltak. A planktonban is gyakori Fragilaria berolinensis a Kondor-tó jellegzetes kovaalga faja. Hazánkban eddig csak néhány lelőhelyről ismert. Nem szerepel a TDIL-index számításához megadott indikátor-taxonok jegyzékében (Stenger-Kovács és mtsai [12-39]), így jelen tanulmányban az IPS-index számítására megadott Vi és Si értékeket használtuk és ugyanígy jártunk el néhány egyéb taxon esetében is. Az Achnanthaceae-családot az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (11.2%), és az Achnanthes lanceolata képviselték. A Bacillariaceae-család részesedése 7.2% volt. A Bacillariaceae-családot a Nitzschia dissipata, a Nitzschia angustatula, valamint egyéb Nitzschia (Lanceolatae)-fajok képviselték. A Naviculaceae-család részesedése 2.3% volt. A Naviculaceae-családot szórványosan előforduló Navicula-, Cymbella- és Gomphonema-fajok képviselték.

A taxonszám N=21, a Shannon-diverzitás értéke $H'=2.07$, az egyenletessége $J=0.47$ volt. A diverzitás és egyenletesség kis értéke a Fragilaria berolinensis kiugróan nagy relatív abundanciájának következménye. A tavi kovaalga-index EQR értéke $NTDIL(1-20)=0.61$ a jó ökológiai állapotnak felelt meg.

A paksi Kondor-tóban 2012. szeptember 26-án az élőbevonat kovaalga állományát kizárólag a Pennales-rendbe tartozó taxonok alkották. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Fragilariaceae-, és az Achnanthaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 60.0%, ill. 33.6% volt. A Fragilariaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Fragilaria berolinensis (45.8%) és a Fragilaria pinnata (10.5%) voltak. Az Achnanthaceae-családot egyedül az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (33.6%) képviselte. A Naviculaceae-család részesedése 3.4% volt. A Naviculaceae-családot szórványosan előforduló Navicula- és Cymbella-fajok képviselték. A Bacillariaceae-család részesedése 2.5% volt. A Bacillariaceae-családot a Nitzschia palea és egyéb Nitzschia (Lanceolatae)-fajok képviselték.

A taxonszám N=18, a Shannon-diverzitás értéke $H'=2.08$, az egyenletessége $J=0.50$ volt. A diverzitás és egyenletesség kis értéke, a nyári eredményekkel megegyezően, a Fragilaria berolinensis kiugróan nagy relatív abundanciájának következménye. A tavi kovaalga-index EQR értéke $NTDIL(1-20)=0.62$ a jó ökológiai állapotnak felelt meg.

A paksi **Horgász-tavak** levezető csatornájában 2012. november 16-án a bentonikus és planktonikus algaegyüttesben is nagy arányban fordultak elő, feltehetően az üledékből felkeveredett Aulacoseira-fajok, ezért a vizsgált kovaalga együttes nem tekinthető élőbevonat mintának. Az eredmények interpretációja kétséges, így az értékelést csak tájékoztató jellegűnek tekintjük.

A bentonikus algaegyüttes kovaalga állományának 86.9%-át a Centrales-, 13.1%-át a Pennales-rendbe tartozó taxonok alkották. A Centrales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői az Aulacoseira-nemzetségbe tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 74.3% volt, a domináns taxonok az Aulacoseira ambigua (48.9%), az Aulacoseira cf. subarctica f. spiralis (12.0%), az Aulacoseira granulata (3.0%) és egyéb Aulacoseira-fajok (5.7%) voltak. A Thalassiosiraceae-családba tartozó taxonok (Cyclostephanos dubius, Cyclotella atomus, C. meneghiniana, C. pseudostelligera, Cyclotella spp.) részesedése 12.6% volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Fragilariaceae- és az Achnantheaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 4.9%, ill. 4.6% volt. A Fragilariaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Fragilaria berolinensis (4.1%) volt. Az Achnantheaceae-családot egyedül az Achnantheidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (4.6%) képviselte. A Naviculaceae-család részesedése 1.6% volt. A Naviculaceae-családot a Navicula cryptotenella, Navicula spp. és az Amphora pediculus képviselte. A Bacillariaceae-család részesedése 1.6% volt. A Bacillariaceae-családot a Nitzschia palea, a Nitzschia angustatula és egyéb Nitzschia (Lanceolatae)-fajok képviselték.

A taxonszám N=26, a Shannon-diverzitás értéke $H' = 2.92$, az egyenletessége $J = 0.62$ volt. A tavi kovaalga-index EQR értéke $NTDIL(1-20) = 0.61$ a jó ökológiai állapotnak felelt meg.

Mintaegység	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)
Kondor-tó 06. hó	0,61	jó
Kondor-tó 09. hó	0,62	jó
Átlag érték:	0,615	jó
Horgász-tavak:	0,61	jó

12.4.1-5. táblázat: A (HULWAIH005) jelű víztestet alkotó Kondor-tó, valamint Horgász-tavak fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy mind a Kondor-tó, mind a Horgász-tavak **jó** ökológiai állapotúak a fitobenton alapján. Hasonlóan a fitoplankton vizsgálat eredményeként tett megállapításhoz, a víztest fitobenton szerkezetét is alapvetően a terület állóvízi habitusa és az intenzív halastavi és horgász hasznosítás határozza meg.

A Paksi Atomerőmű kibocsátása a víztest fitobentonjára nincs kimutatható hatással.

12.4.1.4 Makrofita

A Kondor-tó és a Horgász-tavak eredményeinek florisztikai és ökológiai értékelése

A mintavételt 2012-ben a Kondor-tavon 2db, a Horgász-tavakon pedig 5 (4-5 összevonva értékelve) db, egyenként 100 méter hosszúságú mintaegységben végeztük el két, nyári és őszi ismétlésben.

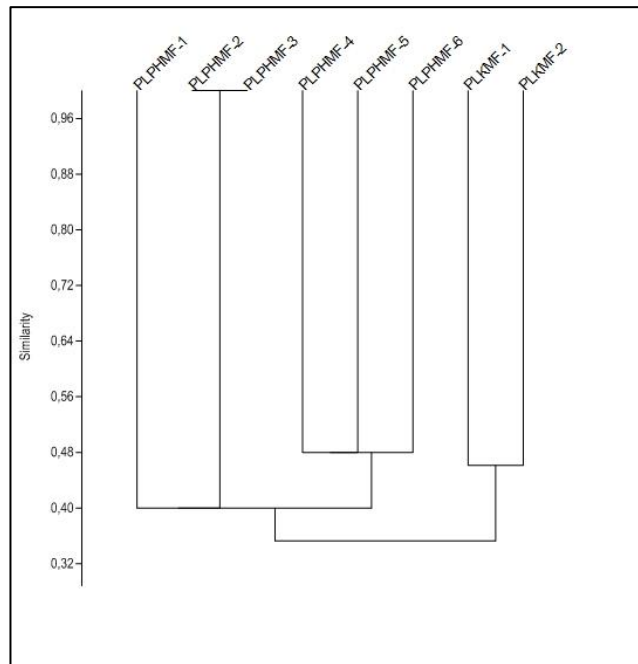
Tudományos név	Magyar név	PLKTMF	PLHTMF
<i>Agrostis alba</i>	Fehér tippán		1
<i>Alisma lanceolata</i>	Lándzsás hídör		
<i>Alnus glutinosa</i>	Enyves éger	3	
<i>Amorpha fruticosa</i>	Cserjés gyalogakác		1
<i>Berula erecta</i>	Keskenylevelű békakorsó		1
<i>Bidens tripartita</i>	Subás farkasfog	2	6
<i>Calystegia sepium</i>	Sővényiszulák	1	
<i>Carex gracilis</i>	Éles sás	3	
<i>Carex vulpina</i>	Rókasás	1	
<i>Dactylis glomerata</i>	Csomós ebír		1
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Közönséges kakaslábfű		1
<i>Eleocharis palustris</i>	Mocsári csetkák		2
<i>Epilobium tetragonum</i>	Négyélű fűzike		1
<i>Euphorbia salicifolia</i>	Fűzlevelű kutyatej	1	
<i>Glyceria maxima</i>	Vízi harmatkása		1
<i>Humulus lupulus</i>	Komló	2	

Tudományos név	Magyar név	PLKTMF	PLHTMF
<i>Juncus articulatus</i>	Főlemüle szittyó	2	
<i>Lolium perenne</i>	Angolperje	3	
<i>Lycopus europaeus</i>	Vízi peszérce		1
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Közönséges lizinka	1	
<i>Lythrum salicaria</i>	Réti füzény	1	
<i>Phalaroides arundinacea</i>	Pántlikafű		1
<i>Phragmites australis</i>	Közönséges nád	3	18
<i>Polygonum mite</i>	Szelíd keserűfű		4
<i>Populus alba</i>	Fehér nyár	2	
<i>Populus nigra</i>	Fekete nyár	1	
<i>Potamogeton crispus</i>	Fodroslevelű békaszlő		1
<i>Potamogeton nodosus</i>	Imbolygó békaszlő		4
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Fésűs békaszlő		1
<i>Ranunculus repens</i>	Réti boglárka	1	6
<i>Rumex conglomeratus</i>	Murvás lórom		1
<i>Rumex crispus</i>	Fodros lórom		1
<i>Salix caprea</i>	Kecskefűz	1	
<i>Salix fragilis</i>	Törékeny fűz	2	6
<i>Salix purpurea</i>	Csigolyafűz		2
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Közönséges erdekáka	1	
<i>Solidago gigantea</i>	Magas aranyvessző	2	4
<i>Sonchus asper</i>	Szúrós csorbóka	2	2
<i>Sonchus oleraceus</i>	Szelíd csorbóka		1
<i>Spirodela polyrhiza</i>	Bojtos békalencse		1
<i>Ulmus laevis</i>	Vénic szil	1	
<i>Urtica dioica</i>	Nagy csalán	1	
<i>Utricularia vulgaris</i>	Közönséges rence		
<i>Verbena officinalis</i>	Közönséges vassfű	1	
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	Póléveronika	2	

12.4.1-6. táblázat: A mintavételek során kimutatott makrofiton fajok a Kondor-tavon (PLKTMF), valamint a Horgász-tavak (PLHTMF) területén

A mintavétel során a Kondor-tóban 23, a Horgász-tavakban 22 fajt találtunk. Védett vagy Natura 2000 jelölő faj nem volt kimutatható. A Kondor-tó parti vegetációja kevésbé bolygatott, azon több fa és fás cserje található. A Horgász-tavak partja ezzel szemben erősebben degradált, legtöbb esetben (PLHT1, 2, 3) teljesen kaszált volt. A PLHT4-5 mintavételi pontokon a horgásztavak parti zónáját egy keskeny sávban összefüggő nád (*Phragmites australis*) alkotta. A mennyiségi felvételekbe többnyire közönséges gyom vagy zavarástűrő fajok kerültek, de találunk közöttük több olyan fajt is, amelyek jelentős hányada erőteljesen és agresszívan terjeszkedő idegenhonos elem. Ezek nagyon gyorsan képesek alkalmazkodni a változó környezeti viszonyokhoz, gyors reprodukciós képességgel rendelkeznek és egy részük komolyan fenyegetheti az őshonos vegetáció elemeit.

A minták feldolgozása során kapott adatmátrixot (mennyiségi adatok) hierarchikus osztályozási módszernek (klaszter analízis) vetettük alá. A számításhoz Bray-Curtis hasonlósági függvényt alkalmaztuk, a nyári és őszi mintavétel összevont adatai alapján (12.4.1-3. ábra).



12.4.1-3. ábra: A Kondor-tavi és horgásztói mintavételi helyek helyek makrofiton állományainak klasztere (nyári és őszi mintavétel)

A klaszterelemzés eredményeképp a Horgász-tavak mintavételi pontjai elkülönültek a Kondor-tó mintavételi pontjaitól. Az elkülönülés alapvető oka a tavak parti vegetációjának különböző mértékű bolygatottsága. A Kondor-tó partja, a Horgász-tavakkal összehasonlítva kevésbé bolygatott, a kiterjedt fás vegetációnak köszönhetően jobban árnyékolt. Ennek megfelelően a vízben, kevesebb fajszámú és kisebb mennyiségű hínárnövény volt található.

A KONDOR-TÓ, VALAMINT A HORGÁSZ-TAVAK VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

A minősítés során a két tó egészét minősítjük, a rajta található mintavételi helyek adatai alapján. A minősítést a mintaegységek nyári és őszi összesített adatai alapján, a Horgász-tavaknál az egyes mintaegységek átlagaként adjuk meg. (12.4.1-7. táblázat).

PLKTMF	Összesített DAFOR köbös érték	Fajszám
A (indikátor fajok)	1	1
B (közömbös fajok)	131	13
C (zavarásjelző fajok)	4,4	1
SUM	136,4	15
Referencia Index	-2,47	
EQR érték	0,48	
Minősítés:	mérsékelt	

12.4.1-7. táblázat: A mintavételi helyek ökológiai állapota a makrofiton alapú ökológiai vízminősítés alapján a Kondor-tavon

	PLPHMF-I		PLPHMF-II		PLPHMF-III		PLPHMF-IV	
	Összesített DAFOR köbös érték	Fajszám	Összesített DAFOR köbös érték	Fajszám	Összesített DAFOR köbös érték	Fajszám	Összesített DAFOR köbös érték	Fajszám
A (indikátor fajok)	10	2	0	0	0	0	8	2
B (közömbös fajok)	252,7	12	125	1	125	1	267	14
C (zavarásjelző fajok)	8	1	0	0	0	0	73	3
SUM	270	13	125		125		348	21
Referencia Index	0,73		0		0		-18,67	
EQR érték	0,58		0,5		0,5		0,45	
Minősítés	jó		mérsékelt		mérsékelt		mérsékelt	

12.4.1-8. táblázat: A mintavételi helyek ökológiai állapota a makrofiton alapú ökológiai vízminősítés alapján a Horgász-tavakon

A vizsgálatok alapján a víztest ökológiai állapota a makrofiton állományok alapján **mérsékelt**. A Kondor-tó és a Horgász-tavak vízminősége jól jelzi a tavak intenzív horgászati, halászati használatát.

A Paksi-Atomerőmű kibocsátása nincs kimutatható hatással a tavak makrofita állományára.

12.4.1.5 Makrozoobenton

A Kondor-tó és a Horgász-tavak eredményeinek faunisztikai és ökológiai értékelése

A Kondor-tavon és a Horgász-tavakon 2012-ben két-két mintavételi ismételtsben (nyár, ősz) egy-egy mintaegységben vizsgáltuk a makrozoobenton állományt.

A Kondor-tó mintavételei során összesen 24, míg a Horgász-tavak esetében 33 különböző makroszkopikus gerinctelen taxont gyűjtöttünk (12.4.1-9. táblázat).

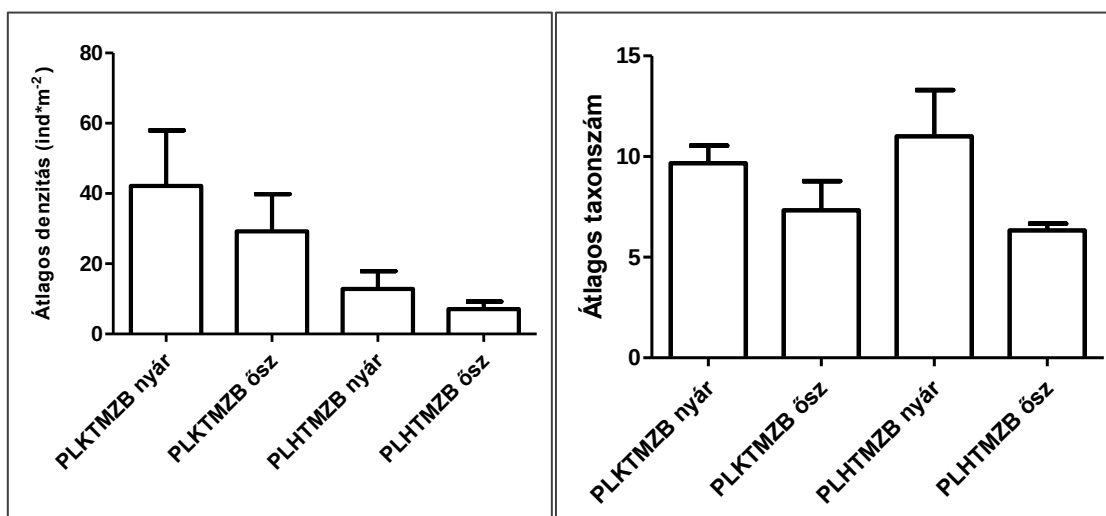
Taxonok	PLHTMZB	PLKTMZB
Vízi kevésértéjű férgek (Oligochaeta)	1	1
Piócák (Hirudinea)		
<i>Piscicola geometra</i> (LINNAEUS, 1761)		1
Csigák (Gastropoda)		
<i>Anisus spirorbis</i> (LINNAEUS, 1758)	1	
<i>Bithynia tentaculata</i> (LINNAEUS, 1758)	1	
<i>Gyraulus albus</i> (O. F. MÜLLER, 1774)	1	
<i>Galba truncatula</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	12	
<i>Physa fontinalis</i> (LINNAEUS, 1758)	1	
<i>Physella acuta</i> (DRAPARNAUD, 1805)	1	14
<i>Radix balthica</i> (LINNAEUS, 1758)	1	1
<i>Segmentina nitida</i> (O.F.MÜLLER, 1774)		1
Kagylók (Bivalvia)		
<i>Corbicula fluminea</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	2	
<i>Dreissena polymorpha</i> (PALLAS, 1771)	1	
Rákok (Crustacea)		
<i>Corophium curvispinum</i>		3
<i>Limnomysis benedeni</i> CZERNIAVSKY, 1901	5	394
<i>Orconectes limosus</i> RAFINESQUE, 1872	2	
Kérészek (Ephemeroptera)		
<i>Caenis robusta</i> EATON, 1884		1
<i>Cloeon dipterum</i> (LINNAEUS, 1761)	5	7
Szitakötők (Odonata)		
<i>Anax parthenope</i> (SÉLYS, 1839)		2
<i>Coenagrion puella/pulchellum</i> fajcsoport	3	2
<i>Coenagrion puella</i> (LINNAEUS, 1758)		22
<i>Coenagrion</i> sp.	1	4
<i>Ischnura elegans</i> (VANDER LINDEN, 1820)	16	61
<i>Orthetrum albistylum</i> (SELYS, 1848)	1	
<i>Platycnemis pennipes</i> (PALLAS, 1771)		3
Poloskák (Heteroptera)		
<i>Gerridae</i>		1
<i>Gerris lacustris</i>	1	
<i>Gerris</i> sp.	1	12
<i>Micronecta scholtzi</i> (FIEBER, 1860)	81	
<i>Nepa cinerea</i> LINNAEUS, 1758		3
<i>Notonecta glauca</i> LINNAEUS, 1758	1	
<i>Ranatra linearis</i> (LINNAEUS, 1758)	4	4
<i>Sigara lateralis</i> (LEACH, 1817)	2	

Taxonok	PLHTMZB	PLKTMZB
Tegzesek (Trichoptera)		
<i>Ecnomus tenellus</i> RAMBUR, 1842		5
Bogarak (Coleoptera)		
<i>Chrysomelidae</i>	1	
<i>Cybister lateralimarginalis</i> (DE GEER, 1774)	2	
<i>Helochares obscurus</i> (O.F.MÜLLER, 1776)	1	
<i>Laccophilus</i> sp.		1
<i>Noterus clavicornis</i> (DE GEER, 1774)		1
Kétszárnyúak (Diptera)		
<i>Anopheles maculipennis</i> fajcsoport	1	
<i>Chironominae</i>	27	33
<i>Dolichopodidae</i>	1	
<i>Glyptotendipes</i> sp.	2	43
<i>Orthocladinae</i>	1	
<i>Tanypodinae</i>	1	
<i>Tanypus punctipennis</i> MEIGEN, 1818	1	

12.4.1-9. táblázat: A Kondor-tó (PLKTMZB) és a Horgász-tavak (PLHTMZB) makrogerinctelen taxonjainak listája

A kimutatott taxonok szinte mindegyike tipikusan állóvízi, lenitikus szervezet, melyek többsége alapvetően vízínövényzethez kötődik (pl. *Cloeon dipterum*, kérész; *Ecnomus tenellus*, tegzes). Megjelennek ugyanakkor az invazív, a Dunában is előforduló elemek is (pl. a tegzes bolharák, *Corophium curvispinum*; a pontuszi tanúrák, *Limnomysis benedeni* és a vándorkagyló, *Dreissena polymorpha*, cifrarák, *Orconectes limosus*).

A nyári és őszi minták denzitásának és taxonszámainak elemzésekor sem szezonális, sem pedig mintaegységenkénti különbséget nem tapasztaltunk. (12.4.1-4. ábra).



12.4.1-4. ábra: A Kondor-tó és Horgász-tavak mintavételi egységeiben gyűjtött makrogerinctelenek denzitása és taxonszáma

Noha statisztikai értelemben nem volt különbség a közösségszerkezeti mutatókban, némi eltérés látható a diagramokon. A denzitásbeli különbséget az okozhatta, hogy őszi mindkét tó vize jelentős és előrehaladott eutrofizációt mutatott, melyet számos gerinctelen szervezet nem tolerál (oxigénhiány). Hasonló okokkal magyarázható a taxonszámbeli különbségek is, melyhez társul az is, hogy néhány fajt már őszi nem lehet gyűjteni, mert egy részük kirepül az adott víztérből (pl. tegzesek). Ki kell emelni továbbá, hogy a Kondor-tó parti öve meglehetősen mesterséges, mely így élőhelyekben nem gazdag, szemben a Horgász-tóval, amely természetesebb képet mutatott (hínár, nádas).

A KONDOR-TÓ, VALAMINT A HORGÁSZ-TAVAK VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

Tekintettel arra, hogy jelenleg nem áll rendelkezésre multimetrikus módszer az állóvizek makrogerinctelenekkel történő ökológiai állapot értékelésére, a minősítést a nemzetközi irodalmakban is használt makrozoobenton család-pontrendszer (MMCP) [12-7] alapján végeztük.

A két víztér ökológiai minősítését a nyári és őszi minták átlagaként határoztuk meg (12.4.1-10. táblázat).

HULWAIH005 víztest	NYÁR			ŐSZ		
	MMCP	TÁP	Minősítés	MMCP	TÁP	Minősítés
PLHTMZB	58	3.87	jó	52	3.47	közepes
Összesített minősítés	jó					
PLKTMZB	56	4.00	jó	38	3.45	közepes
Összesített minősítés	jó					

12.4.1-10. táblázat: A Kondor-tó és a Horgász-tavak ökológiai minősítése

A minősítés eredményeként meghatározott ökológiai állapot a nyári mintavétel alapján jó, míg ősszel közepes. Az őszi minták alapján történő minősítés valamelyest gyengébb eredménye annak tudható be, hogy néhány rovarcsoport már nem gyűjthető az évnél ebben a szakában (fenológiai/életciklus jellemzők), ugyanakkor a minősítésben szerepük lehet és hiányuk gyengébb minősítést eredményez. Az összesített minősítés eredménye alapján a víztest ökológiai állapota a makrozoobenton alapján jó.

Összességében az elkülönülő vizekből álló és eltérő hasznosítású víztest makrozoobenton faunája alapvetően tavi állapotot tükröz, de megjelennek benne dunai fajok is, ami az összekapcsoltságot jelzi. Ugyanakkor ezen élőlénycsoport alapján is az a következtetés vonható le, hogy a tavak állapotát a környezeti meghatározottságon túl a használat módja és intenzitása határozza meg.

A Paksi Atomerőmű hatása nem mutatható ki.

12.4.1.6 Halak

A Kondor-tó és a Horgász-tavak eredményeinek faunisztikai és ökológiai értékelése

Hal-mintavételre a Kondor-tóban és a Horgász-tavak kifolyójában 2012-ben két időpontban (nyár, ősz), egy-egy mintaegységben került sor.

A nyári és őszi felmérés során a két helyszín két mintavételi egységében összesen 24 faj, illetve egy faj hibrid (*Carassius carassius* x *gibelio*) 1 472 egyedének meghatározását végeztük el. A Kondor-tóban 23, míg a Horgász-tóban 19 faj jelenlétét regisztráltuk. A mintavételek során 12 fajnak kerültek elő ivadék példányai, ebből a Kondor-tavon 11, míg a Horgász-tavon 7. Az előkerült fajok közül egy (*Rutilus virgo*) áll természetvédelmi oltalom alatt. Az Élőhelyvédelmi Irányelv (Habitat Direktíva) II függeléké alapján védett, közösségi jelentőségű fajok: *Rutilus virgo*, *Aspius aspius*.

Fajnév	PLKTH	PLHTH
<i>Rutilus rutilus</i>	1	1
<i>Rutilus virgo</i>	0	1
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	1	1
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1	1
<i>Leuciscus idus</i>	1	1
<i>Aspius aspius</i>	1	1
<i>Alburnus alburnus</i>	1	1
<i>Blicca bjoerkna</i>	1	1
<i>Abramis brama</i>	1	1
<i>Ballerus sapa</i>	1	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	1	1
<i>Carassius carassius</i> x <i>gibelio</i>	1	0
<i>Carassius gibelio</i>	1	1
<i>Cyprinus carpio</i>	1	1
<i>Silurus glanis</i>	1	1
<i>Ameiurus melas</i>	1	0

Fajnév	PLKTH	PLHTH
<i>Esox lucius</i>	1	1
<i>Lepomis gibbosus</i>	1	1
<i>Perca fluviatilis</i>	1	0
<i>Sander lucioperca</i>	1	1
<i>Sander volgensis</i>	1	0
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	1	1
<i>Neogobius fluviatilis</i>	1	0
<i>Ponticola kessleri</i>	1	0
<i>Neogobius melanostomus</i>	1	1
<i>Babka gymnotrachelus</i>	0	1

12.4.1-11. táblázat: A mintavételek során előkerült halfajok

A nyári és őszi mintavételek eredményeként kirajzolódó fajszerkezet alapján a Kondor-tavon a területéhez és zártságához viszonyítva magas fajszám jellemző. Ugyanakkor a fajösszetétel összességében közel áll a víztér típusnak megfelelő természeteshez. A Kondor-tóban a fajok többsége képes önfenntartó populációkat fenntartani, amit az ivadék jelenléte bizonyít. Ugyanakkor az intenzív horgászati hasznosításból fakadó nagymennyiségű haltelepítés alapvetően határozza meg nemcsak a halközösség szerkezetét, de a holt-mederben kialakuló, és a mintavételek időpontjaiban permanensen tapasztalható planktonikus anyagforgalmi állapotot is.

A horgász-tó mintavételi hely a több, egymástól gáttal elválasztott tómedencéből álló, részben horgászati, részben tógazdasági haltermeléssel hasznosított vízterek lecsapoló csatornája volt. Itt telepítés nem történik, azonban a tógazdasági haltermelés érdekében a víz a csatorna végén található szivattyúval lecsapolható. Ennek megfelelően a mintaterületen részben a tavakból kiszökő halfajok egyedei találhatók. Ugyanakkor a víztérben több, elsősorban kisméretű halfaj önfenntartónak nevezhető halközösséget alkot. Ebben a halközösségben a pionír, többségében invazív fajok játszanak meghatározó szerepet. A fajszerkezet azt is bizonyítja, hogy a dunai halközösséggel a kapcsolat legalább időszakosan, de mindenképp bizonyos rendszerességgel fennáll.

Az egyedszámok 2 000 méterre számított relatív abundancia értékei a Kondor-tavon magas értéket mutatnak (CPUE2000=3117 ind/2000m), magasabb, pl. a Faddi-Holt-Dunán tapasztaltaknál. Ez egyértelműen a telepítés és az intenzív ponty népesítés tápanyagforgalmat felpörgető hatásának eredményeként értékelhető. Szintén alapvetően a haltelepítések, illetve ezzel a véletlenszerű behurcolások eredményezik a magas fajszámot.

A Horgász-tóban megfigyelhető magas abundanciát (CPUE2000=3580 ind/2000m) befolyásolja az eltérő (gázolt) mintavételi módszer, amely a csónakoshoz viszonyítva egységnyi területen nagyobb hatékonysággal fogja meg a halakat. Itt a faj- és egyedszámot alapvetően a be, illetve kijutni tudó halak mennyisége, tehát a vízkormányzás határozza meg.

A Kondor-tó és a Horgász-tó halközösségeinek ökológiai elemzését azok funkcionális jellemzői (Halasi-Kovács és Tóthmérész [12-18]) alapján adjuk meg (12.4.1-12., és a 12.4.1-13 táblázat).

Funkcionális jellemzők	PLKTH nyár	PLKTH őszi
Táplálkozási habitat		
Nyílt vízi	37,25	46,88
Metafitikus	34,64	34,12
Bentikus	28,10	18,99
Áramlás foka		
Stagnofil	7,84	10,39
Euritóp	89,87	87,54
Reofil	2,29	2,08
Eredet		
Adventív	23,86	27,60
Őshonos	76,14	72,40

12.4.1-12. táblázat: A Kondor-tó halközösségének néhány funkcionális jellemzője

Funkcionális jellemzők	PLHTH nyár	PLHTH ősz
Táplálkozási habitat		
Nyílt vízi	71,60	50,75
Metafitikus	19,82	39,20
Bentikus	8,58	10,05
Áramlás foka		
Stagnofil	14,50	20,60
Euritóp	81,66	75,88
Reofil	3,85	3,52
Eredet		
Adventív	24,56	41,21
Őshonos	75,44	58,79

12.4.1-13. táblázat: A Horgász-tó halközösségeinek néhány funkcionális jellemzője

A Kondor-tó halközösség szerkezete alátámasztja a fentebb írt, haltelepítések meghatározó szerepére vonatkozó megállapítást. Ezt igazolja a nyíltvízi, valamint az euritóp fajok magas relatív abundancia értéke. Ugyanakkor a bentikus fajok magas aránya a holt-meder megfelelő oxigén ellátottságát bizonyítja. A reofil fajok jelenléte részben a dunai összeköttetéssel, részben a telepítésekkel hozható összefüggésbe.

A Horgász-tó halközössége funkcionális jellemzőinek adatai is alapvetően egy zavart állapotot jeleznek. Azonban míg a Kondor-tavon ez tudatos népesítés eredményeként alakul ki, itt a vízkormányzás és a halak véletlenszerű bejutásával magyarázható. A reofil fajok jelenléte itt is utal a dunai kapcsolatra.

A KONDOR-TÓ, VALAMINT A HORGÁSZ-TAVAK VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

Jelenleg Magyarországon nincs az állóvizekre kidolgozott VKI szempontú minősítési rendszer. Halasi-Kovács és mtsai [12-17] az országos vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során tettek az állóvíz víztestek minősítésére ajánlást. Jelen munka során a minősítést ez alapján végezzük el.

A minősítés során figyelembe vettük mind a nyári, mind az őszi mintavétel eredményeit oly módon, hogy a végső minősítési értéket az alapértékek számtani átlagaként határozzuk meg, a kerekítés szabályainak megfelelően.

Minősítési kritériumok	PLKTH1		PLHTH1	
	Érték	Értékszám	Érték	Értékszám
Szakértői megítélés				
Specialista fajok relatív gyakorisága	11,90		8,12	
Őshonos fajok relatív gyakorisága	74,24		67,12	
Minősítés eredménye		1,66		1,66
VKI Minősítés értékszáma		gyenge (2)		gyenge (2)

12.4.1-14. táblázat: A Kondor-tó és a Horgász-tavak ökológiai állapotminősítése a halegyüttes alapján

A víztest ökológiai állapota a halegyütteseik alapján összességében **gyenge**.

A víztest halegyüttes vizsgálata és VKI szempontú ökológiai állapotértékelése alapján a következő megállapítások tehetők:

A Kondor-tó fajösszetétele összességében közel áll a víztér típusnak megfelelő természeteshez. A fajok többsége képes önfenntartó populációt fenntartani. A bentikus fajok magas aránya a holt-meder megfelelő oxigén ellátottságát bizonyítja.

A Kondor-tavon jellemző halközösség struktúra a telepítés és az intenzív ponty népesítés tápanyagforgalmat felpörgető hatásának eredményeként értékelhető. Az intenzív horgászati hasznosításból fakadó nagymennyiségű haltelepítés alapvetően határozza meg nemcsak a halközösség szerkezetét, de a holt-mederben kialakuló, és a mintavételek időpontjaiban permanensen tapasztalható planktonikus anyagforgalmi állapotot is.

A halközösség szerkezete alapján a Kondor-tó esetében igazolható a dunai összeköttetés, ami halfajok kicserélődését legalább korlátozottan lehetővé teszi.

A Horgász-tó mintahely egy olyan, ökológiai szempontból zavart víztér, ahol a vízkormányzás következményeként nem tud egy permanens halközösség kialakulni. Az itt található halak részben a Horgász-tavakból kiszökő példányok. Ugyanakkor a víztérben több, elsősorban kisméretű halfaj öfenntartónak nevezhető halközösséget alkot. Ebben a halközösségben a pionír, többségében invazív fajok játszanak meghatározó szerepet.

A Horgász-tóban található fajszerkezet azt is bizonyítja, hogy a dunai halközösséggel a kapcsolat legalább időszakosan, de mindenképp bizonyos rendszerességgel fennáll.

A HULWAIH005 víztest a VKI szerinti ökológiai vízminősítés alapján a gyenge kategóriába sorolható. Ugyanakkor fel kell hívni a figyelmet, hogy a tógazdasági haltermeléssel hasznosított vizek VKI szempontú ökológiai vízminősítését nem tartjuk célszerűnek.

A Paksi Atomerőmű kibocsátásával kapcsolatos hatást jelen vizsgálat keretében nem találtunk. A halközösség struktúráját alapvetően a hasznosítás módja határozza meg. Az atomerőművi hatás a részben erősen módosított víztér (Kondor-tó), részben pedig a mesterséges tavak (Horgász-tavak) esetében sokkal inkább úgy vetődik fel, hogy az azok működéséhez nélkülözhetetlen folyamatos, és szabályozható vízutánpótlást maga a Paksi Atomerőműből kibocsátott használt víz biztosítja.

12.4.1.7 A HULWAIH005 jelű, Paksi Horgász-tavak megnevezésű víztest összesített VKI szempontú állapotminősítése

Az értékelés során alapvetően figyelembe vettük az ECOSTAT guidance document no. 13. (ECOSTAT 2005: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) dokumentumban foglalt alapelveket, valamint a 2008-ban az országos vízgyűjtő gazdálkodási tervezés során meghatározott hazai iránymutatásokat.

A víztest Víz Keretirányelv szempontú állapotértékelése során az „egy rossz, mind rossz” elvet követtük.

Bár a makrozoobenton és a halközösség vonatkozásában VKI szempontú minősítési rendszerrel nem rendelkezünk az állóvizek vonatkozásában, ezen biológiai elemek adatainak mintavételi és értékelési megbízhatósága miatt mindkét biológiai elem alapján végzett minősítést is teljes súllyal vettük figyelembe az értékelés során.

A VGT megalkotásakor meghatározott alapelveket, miszerint a mesterséges és az erősen módosított víztestek automatikusan egy osztállyal magasabb besorolást kapnak, ezen elvnek a nemzetközi szakmai közvélemény elutasítása, és erre a víztestre nem kellő alátámaszthatósága okán nem érvényesítettük.

HULWAIH005	Fizikai-kémiai jellemzők	Fitoplankton	Fitobenton	Makrofita	Makrozoobenton	Halak
Kondor-tó	gyenge	jó	jó	mérsékelt	jó	gyenge
Horgász-tó	rossz	jó	jó	mérsékelt	jó	gyenge
HULWAIH005 víztest	Nem éri el a jó állapotot	jó	jó	mérsékelt	jó	gyenge

12.4.1-15. táblázat: A Paksi Horgász-tavak (Kondor-tó és Horgász-tavak) (HULWAIH005) VKI alapú minősítése

AZ ÉRTÉKELÉSEK ALAPJÁN A HULWAIH005 JELŰ VÍZTEST ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTA A 2012. ÉVI MINTAVÉTELEK ALAPJÁN VÉGZETT VKI SZEMPONTÚ ÖSSZESÍTETT VÍZMINŐSÍTÉS SZERINT **GYENGE** ÁLLAPOTÚ.

KIJELENTHETŐ TOVÁBBÁ, HOGY A PAKSI ATOMERŐMŰ KIBOCSÁTÁSA EGYETLEN VIZSGÁLATI CSOPORT TEKINTETÉBEN SEM OKOZ KIMUTATHATÓ VÁLTOZÁST.

Szelvény neve	Víz hő- mérséklet	pH	Vezető- képesség	Oldott oxigén	Összes lúgosság	KOI _k	BOI _s	Összes N	Szerves N	Nitrát- N	PO ₄ -P	Összes foszfor	NH ₄ -N	Összes cianid	a- klorofil	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	°C		μS/cm	mg/l	mmol/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	μg/l	mg/l	mg/l	mg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l
Faddi-holtág 1 (Faddi komp)	18.0	8.42	535	9.84	4.60	35.1	6.77	1.47	1.18	0.32	<16.3	0.04	0.055	<10	25.1	2.46	0.02	0.16	0.92	0.03	1.78	0.02	3.78
Faddi-holtág 2 (Faddi strand)	17.8	8.80	552	9.95	4.38	30.0	5.27	1.97	1.48	0.60	<16.3	0.04	0.035	<10	20.9	2.91	0.01	0.27	0.91	0.03	1.70	0.35	4.32
Kondor -tó (Gyaloghíd)	17.1	8.40	298	7.66	2.20	25.1	7.60	2.03	1.50	0.48	<16.3	0.04	0.045	<10	102.8	0.88	0.01	0.10	0.91	0.03	1.40	0.02	5.53
Horgász-tavak (Ieresztő zsilib)	8.9	7.59	410	10.40	3.20	12.0	5.10	3.42	1.55	0.68	81.50	0.08	1.15	<10	161.0	0.90	0.04	0.24	0.96	<0,01	2.37	0.03	4.49

12.4.2-1. táblázat: Telephely környezetében lévő állóvizek vízminőségi vizsgálatok eredményei, VKI szerinti minősítéssel

A víztest fizikai-kémiai állapotát minősítő csoportok és elemei	Számított osztály átlag	Kerekített osztály átlag	
Savasodási állapot (pH)	4.00	4	
Sótartalom (vezetőképesség)	5.00	5	
vezetőképesség	5.0		
Oxigén háztartás (Oldott O ₂ , Oxigén telítettség, BOI _s , KOI _k)	2.67	3	
Oldott O ₂	4.0		
BOI _s	0.0		
KOI _k	4.0		
Növényi tápanyagok: (NH ₄ -N, NO ₃ -N, ÖN, PO ₄ -P, ÖP, a-Klorofil)	4.17	4	
NH ₄ -N	5.0		
NO ₃ -N	2.0		
ÖN	4.0		
PO ₄ -P	5.0		
ÖP	5.0		
a-klorofil	4.0		
FADDI-HOLT-DUNA (HULWAIH066 VÍZTEST) VKI szerinti minősítése		3	Nem érte el a jó állapotot

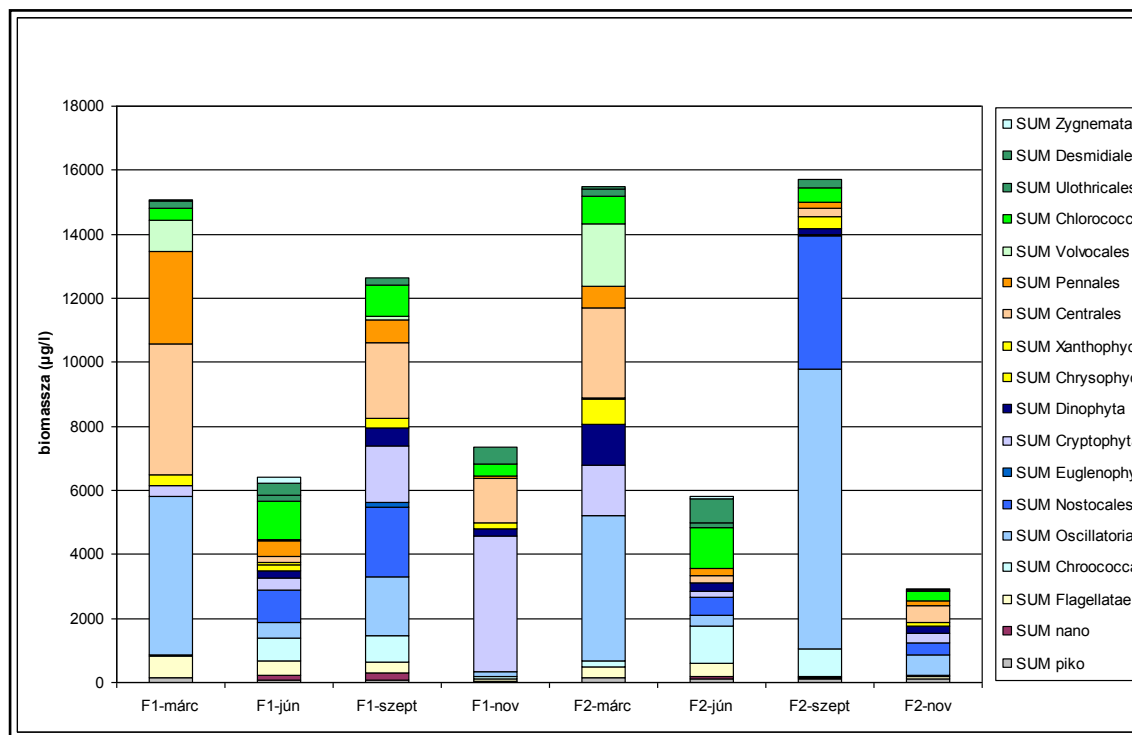
12.4.2-2. táblázat: Faddi-Holt-Duna víztest fizikai-kémiai állapotának VKI szerinti minősítése

12.4.2.2 Fitoplankton

A Faddi-Holt-Dunán a fitoplankton mintavételt négy ismétlésben (2012. március 22.-én és június 27.-én, szeptember 26.-án, és november 14.-én) végeztük el, két mintaegységben.

TAXONOK	MINTAVÉTELI HELYEK ÉS IDŐPONTOK							
	Faddi-Holt-Duna: Fadd, komp				Faddi-Holt-Duna: Dombori, strand			
	PLFHDFP1	PLFHDFP1	PLFHDFP1	PLFHDFP1	PLFHDFP2	PLFHDFP2	PLFHDFP2	PLFHDFP2
	2012.03.22	2012.06.27	2012.09.26	2012.11.14	2012.03.22	2012.06.27	2012.09.26	2012.11.14
SUM piko	143	82	89	35	140	98	127	95
SUM nano	0	139	224	10	2	89	35	13
SUM Flagellatae	682	439	342	66	364	413	28	78
SUM Chroococcales	23	738	798	67	184	1168	855	26
SUM Oscillatoriales	4978	475	1839	166	4519	349	8747	649
SUM Nostocales	0	1025	2175	0	0	553	4143	383
SUM Euglenophyta	0	0	161	0	0	0	0	0
SUM Cryptophyta	323	351	1751	4230	1565	164	61	308
SUM Dinophyta	0	249	564	228	1274	288	176	199
SUM Chrysophyceae	354	175	321	198	815	7	378	128
SUM Xanthophyceae	0	65	0	0	8	0	0	0
SUM Centrales	4070	213	2356	1389	2833	221	270	535
SUM Pennales	2888	465	695	57	673	195	196	139
SUM Volvocales	967	62	113	0	1961	19	0	0
SUM Chlorococcales	371	1175	987	365	854	1281	418	285
SUM Ulothricales	252	190	7	10	239	161	4	7
SUM Desmidiaceae	36	376	203	521	55	740	284	37
SUM Zygnematales	0	198	0	0	0	50	0	38
SUM	15087	6418	12624	7344	15485	5795	15721	2919
a-klorofill koncentráció (µg/l)	21,0	23,0	35,5	20,7	18,3	16,3	36,1	13,0
a biomasza a-klorofill tartalma (%)	0,139	0,358	0,281	0,282	0,118	0,281	0,230	0,445
trofitás-fok	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	5 (m-eu)	4 (m)	4 (m)	5 (m-eu)	4 (m)

12.4.2-3. táblázat: A fitoplankton biomaszája (µg/l) és az a-klorofill koncentráció (µg/l) értékei a Faddi-Holt-Dunán



12.4.2-2. ábra: A fitoplankton biomaszája és összetétele a Faddi-Holt-Dunában

A Faddi-Holt-Duna 1. mintavételi pontján 2012. március 22-én a fitoplankton biomasszája 15.2 mg/l, a 2. mintavételi ponton 16.0 mg/l volt. Az a-klorofill koncentráció megfelelő értékei 21.0 µg/l és 18.3 µg/l voltak, amelyek az 5 (mezo-eutrófikus), ill. a 4 (mezotrófikus), fokozatnak és a II. vízminőségi osztálynak felelnek meg. A fitoplankton fajösszetételében jelentős különbségek voltak a két mintavételi hely között. Az 1. mintavételi ponton a fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői az Oscillatoriales-rendbe tartozó kéalgák (32.8%), valamint a Centrales- és a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák (26.8%, ill. 19.05), a 2. mintavételi ponton az Oscillatoriales-rendbe tartozó kéalgák (28.0%), a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (17.7%), valamint a barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta: 9.0%) voltak.

Az 1. mintavételi ponton a taxonszám $N=49$, a Shannon-diverzitás értéke $H'=3.60$, az egyenletessége $J=0.64$ volt, a 2. mintavételi ponton ezek az értékek $N=60$, $H'=3.83$, $J=0.65$ voltak.

A fitoplankton összetétele alapján, a VKI ajánlásainak megfelelően számított EQR értékek az 1. mintavételi ponton $HLPI=0.728$, a 2. mintavételi ponton $HLPI=0.730$ volt. Ezek az értékek a jó ökológiai állapotnak felelnek meg.

A Faddi-Holt-Duna 1. mintavételi pontján 2012. június 27-én a fitoplankton biomasszája 6.4 mg/l, a 2. mintavételi ponton 5.8 mg/l volt. Az a-klorofill koncentráció megfelelő értékei 23.0 µg/l és 16.3 µg/l voltak, amelyek az 5 (mezo-eutrófikus), ill. a 4 (mezotrófikus), fokozatnak és a II. vízminőségi osztálynak felelnek meg. A fitoplankton fajösszetételében jelentős különbségek voltak a két mintavételi hely között. Az 1. mintavételi ponton a fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák (18.3%), a Nostocales-, Chroococcales- és az Oscillatoriales-rendbe tartozó kéalgák (16.0%, 11.5%, ill. 6.0%), valamint a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák (7.2%), a 2. mintavételi ponton a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák (22.1%), a Chroococcales-, a Nostocales-, és az Oscillatoriales-rendbe tartozó kéalgák (20.2%, 9.5%, ill. 7.4%), valamint a Desmidiáles-rendbe tartozó zöldalgák (12,8%) voltak.

Az 1. mintavételi ponton a taxonszám $N=67$, a Shannon-diverzitás értéke $H'=5.14$, az egyenletessége $J=0.85$ volt, a 2. mintavételi ponton ezek az értékek $N=64$, $H'=4.99$ és $J=0.83$ voltak.

A fitoplankton összetétele alapján, a VKI ajánlásainak megfelelően számított EQR értékek az 1. mintavételi ponton $HLPI=0.696$, a 2. mintavételi ponton $HLPI=0.712$ volt, ami a jó ökológiai állapotnak felelt meg.

A Faddi-Holt-Duna 1. mintavételi pontján 2012. szeptember 26-án a fitoplankton biomasszája 6.4 mg/l, a 2. mintavételi ponton 5.8 mg/l volt. Az a-klorofill koncentráció megfelelő értékei 23.0 µg/l és 16.3 µg/l voltak, amelyek az 5 (mezo-eutrófikus), ill. a 4 (mezotrófikus), fokozatnak és a II. vízminőségi osztálynak felelnek meg. A fitoplankton fajösszetételében jelentős különbségek voltak a két mintavételi hely között. Az 1. mintavételi ponton a fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák (18.3%), a Nostocales-, Chroococcales- és az Oscillatoriales-rendbe tartozó kéalgák (16.0%, 11.5%, ill. 6.0%), valamint a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák (7.2%), a 2. mintavételi ponton a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák (22.1%), a Chroococcales-, a Nostocales-, és az Oscillatoriales-rendbe tartozó kéalgák (20.2%, 9.5%, ill. 7.4%), valamint a Desmidiáles-rendbe tartozó zöldalgák (12,8%) voltak.

Az 1. mintavételi ponton a taxonszám $N=62$, a Shannon-diverzitás értéke $H'=4.51$, az egyenletessége $J=0.76$ volt, a 2. mintavételi ponton ezek az értékek $N=47$, $H'=5.55$ és $J=0.49$ voltak.

A fitoplankton összetétele alapján, a VKI ajánlásainak megfelelően számított EQR értékek az 1. mintavételi ponton $HLPI=0.705$, a 2. mintavételi ponton $HLPI=0.610$ érték a jó ökológiai állapotnak felelt meg.

A Faddi-Holt-Duna 1. mintavételi pontján 2012. november 14-én a fitoplankton biomasszája 7.3 mg/l, a 2. mintavételi ponton 2.9 mg/l volt. Az a-klorofill koncentráció megfelelő értékei 20.7 µg/l és 13.0 µg/l voltak, amelyek az 5 (mezo-eutrófikus), ill. a 4 (mezotrófikus), fokozatnak és a II. vízminőségi osztálynak felelnek meg. A fitoplankton fajösszetételében jelentős különbségek voltak a két mintavételi hely között. Az 1. mintavételi ponton a fitoplankton biomassa legnagyobb hányadát (57.6%) a barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta) adták. A Centrales -rendbe tartozó kovaalgák relatív abundanciája 18.9%, a Desmidiáles és a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgáké 7.1%, ill.5.0% volt. A 2. mintavételi ponton a fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői az Oscillatoriales- és a Nostocales-rendbe tartozó kéalgák (22.2%, ill. 13.1%), a Centrales -rendbe tartozó kovaalgák (18.3%), a barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta: 10.5%), valamint a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák (9.8%) voltak.

Az 1. mintavételi ponton a taxonszám $N=45$, a Shannon-diverzitás értéke $H'=3.12$, az egyenletessége $J=0.57$ volt, a 2. mintavételi ponton ezek az értékek $N=49$, $H'=4.39$ és $J=0.78$ voltak.

A fitoplankton összetétele alapján, a VKI ajánlásainak megfelelően számított EQR értékek az 1. mintavételi ponton HLPI=0.827 kiváló; a 2. mintavételi ponton HLPI=0.748 jó ökológiai állapotnak felelnek meg.

A fitoplankton összetétele alapján számított és az a-klorofill koncentrációt is figyelembevevő multimetrikus HLPI-index értéke HLPI= volt, amely a jó ökológiai állapotnak felel meg.

Mintaegység	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)
PLFHD1 03. hó	0,728	jó
PLFHD2 03. hó	0,730	jó
PLFHD1 06. hó	0,696	jó
PLFHD2 06. hó	0,712	jó
PLFHD1 09. hó	0,705	jó
PLFHD2 09. hó	0,610	jó
PLFHD1 11. hó	0,827	kiváló
PLFHD2 11. hó	0,748	jó
Átlag érték:	0,720	jó

12.4.2-4. táblázat: A (HULWAIH066) jelű, Faddi-Holt-Duna megnevezésű víztest fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy a Faddi-Holt-Duna **jó** ökológiai állapotú a fitoplankton alapján.

A Faddi-Holt-Duna vízutánpótlása a Paks-Faddi-főcsatornán (HURWAEP868) keresztül egy 1996-1998 között végzett holtág rehabilitáció eredményeként a Paksi-Atomerőmű hűtővizével kiegészítve, mintegy 12 km hosszú felszíni medren keresztül biztosított. Az eredmények alapján megállapítható hogy a holtmeder fitoplanktonja alapvetően állóvízi jellegű, alapvetően eltér a dunai fitoplankton összetételtől.

A Paksi Atomerőműből kivezetett hűtővíz nincs hatással a Faddi-Holt-Duna fitoplankton közösségére és a továbbiakban sem várható. Ez, mivel a vízutánpótlás szabályozott, még havária esetén is kizárható.

12.4.2.3 Fitobenton

A Faddi-Holt-Dunán két mintavételi helyen két ismétlésben (nyár, ősz) végeztük 2012-ben a fitobenton mintavételét.

TAXONOK	Faddi-Holt-Duna: Fadd, komp (PLFHDFB1)		Faddi-Holt-Duna: Dombori, strand (PLFHDFB2)	
	2012.06.27	2012.09.26	2012.06.27	2012.09.26
	pi (%)	pi (%)	pi (%)	pi (%)
CENTRALES				
SUM Centrales	0,0	23,6	1,8	16,2
PENNALES				
SUM Fragilariaceae	44,4	39,3	26,0	16,0
SUM Achnanthaceae	12,9	20,5	7,6	30,5
SUM Naviculaceae	30,8	10,9	53,8	21,9
SUM Bacillariaceae	5,0	5,2	4,0	2,0
SUM Epithemiaceae	5,4	0,5	4,0	12,9
SUM Surirellaceae	0,0	0,0	0,0	0,0
SUM Pennales spp. (egyéb)	1,4	0,0	2,7	0,5
SUM	100,0	100,0	100,0	100,0

12.4.2-5. táblázat: Az élőbevonat kovaalga állományának összetétele a Faddi-Holt-Dunában

A Faddi-Holt-Duna felső (Fadd: komp) szelvényében 2012. június 27-én az élőbevonat kovaalga állományát kizárólag a Pennales-rendbe tartozó taxonok alkották. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Fragilariaceae-, Naviculaceae- és az Achnanthaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 44.4%, 30.8%, ill. 19.2% volt. A Fragilariaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Fragilaria capucina (25.8%) és a Fragilaria ulna var. ulna (13.6%) voltak. A Naviculaceae-családot Navicula-, Cymbella-, Gomphonema-, és Amphora-fajok, valamint a Rhoicosphaenia abbreviata képviselték. Az

Achnanthaceae-családot az Achnantheidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (11.8%), a Cocconeis pediculus, a Cocconeis placentula, és Achnanthes-fajok képviselték. Az Epithemiaceae-család részesedése 5.4%, a Bacillariaceae-családé 5.0% volt. Az Epithemiaceae-családot a Rhopalodia gibba és az Epithemia sorex, a Bacillariaceae-családot a Nitzschia amphibia, a Nitzschia fonticola, valamint egyéb Nitzschia (Lanceolatae)-fajok képviselték.

A taxonszám N=37, a Shannon-diverzitás értéke $H'=4.18$, az egyenletessége $J=0.80$ volt. A tavi kovaalga-index EQR értéke $NTDIL(1-20)=0.62$; a jó ökológiai állapotnak felelt meg.

A Faddi-Holt-Duna felső (Fadd: komp) szelvényében 2012. szeptember 26-án az élőbevonat kovaalga állományának 23.6%-át a Centrales-, 76.4%-át a Pennales-rendbe tartozó taxonok alkották. A Centrales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú (22.7%) összetevője a planktonban is nagy arányban jelenlevő Cyclotella ocellata volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb részesedésű összetevői a Fragilariaceae-, az Achnanthaceae- és a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 39.3%, 20.5%, ill. 10.9% volt. A Fragilariaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Fragilaria capucina (21.1%) és a Fragilaria ulna var. acus (10.7%) voltak. Az Achnanthaceae-családot az Achnantheidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (19.8%), a Cocconeis placentula, és az Achnanthes lanceolata képviselték. A Naviculaceae-családot Navicula-, Cymbella-, Gomphonema-, és Amphora-fajok képviselték. A Bacillariaceae -család részesedése 5.2%, az Epithemiaceae-családé 0.5% volt. A Bacillariaceae-családot a Nitzschia palea, a Nitzschia amphibia, a Nitzschia dissipata és a Nitzschia fonticola, valamint egyéb Nitzschia (Lanceolatae)-fajok, az Epithemiaceae-családot az Epithemia sorex képviselte.

A taxonszám N=33, a Shannon-diverzitás értéke $H'=3.62$, az egyenletessége $J=0.72$ volt. A tavi kovaalga-index EQR értéke $NTDIL(1-20)=0.62$, a jó ökológiai állapotnak felelt meg.

A Faddi-Holt-Duna alsó (Dombori: strand) szelvényében 2012. június 27-én az élőbevonat kovaalga állományának 98.2%-át a Pennales-rendbe tartozó taxonok alkották. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-, Fragilariaceae-, és az Achnanthaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 53.8%, 26.0%, ill. 7.6% volt. A Naviculaceae-családot Navicula-, Cymbella-, Gomphonema-, és Amphora-fajok, valamint a Rhoicosphaenia abbreviata képviselték. A Fragilariaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Fragilaria ulna var. ulna (14.3%) és a Fragilaria capucina (6.2%) voltak. Az Achnanthaceae-családot az Achnantheidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (6.7%), és a Cocconeis placentula képviselték. A Bacillariaceae-család és az Epithemiaceae-család részesedése egyaránt 4.0% volt. A Bacillariaceae-családot a Nitzschia dissipata, a Nitzschia fonticola, valamint egyéb Nitzschia (Lanceolatae)-fajok, az Epithemiaceae-családot az Epithemia sorex és a Rhopalodia gibba képviselték.

A taxonszám N=34, a Shannon-diverzitás értéke $H'=4.44$, az egyenletessége $J=0.87$ volt. A tavi kovaalga-index EQR értéke $NTDIL(1-20)=0.62$, a jó ökológiai állapotnak felelt meg.

A Faddi-Holt-Duna alsó (Dombori: strand) szelvényében 2012. szeptember 26-án az élőbevonat kovaalga állományának 16.2%-át a Centrales-, 83.8%-át a Pennales-rendbe tartozó taxonok alkották. A Centrales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú (15.7%) összetevője, a felső szelvényéhez hasonlóan, a planktonban is nagy arányban jelenlevő Cyclotella ocellata volt. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői az Achnanthaceae-, Naviculaceae-, Fragilariaceae-, és Epithemiaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 30.5%, 21.9%, 16.0%, ill. 12.9% volt. A Bacillariaceae-család részesedése 2.0% volt. Az Achnanthaceae-családot az Achnantheidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (29.2%), a Cocconeis placentula és Achnanthes-fajok, a Naviculaceae-családot Navicula-, Cymbella-, Gomphonema-, és Amphora-fajok, valamint a Rhoicosphaenia abbreviata képviselték. Ekkor és itt észleltük a Naviculaceae-családba tartozó, rendkívül ritka Mastogloia smithii előfordulását. A Mastogloia smithii var. lacustris Magyarország Algáinak Vörös Listáján a potenciálisan veszélyeztetett (VU: Vulnerable) kategóriába tartozik (NÉMETH 2005). A Fragilariaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Fragilaria brevistriata (5.3%), a Fragilaria capucina (5.2%) és egyéb, kisebb gyakoriságú Fragilaria-fajok voltak. Az Epithemiaceae-családot az Epithemia sorex (11.8%) és a Rhopalodia gibba (1.1%), a Bacillariaceae-családot a Nitzschia amphibia és egyéb Nitzschia (Lanceolatae)-fajok képviselték.

A taxonszám N=35, a Shannon-diverzitás értéke $H'=3.64$, az egyenletessége $J=0.71$ volt. A tavi kovaalga-index EQR értéke $NTDIL(1-20)=0.62$, a jó ökológiai állapotnak felelt meg.

A taxonszám N=26, a Shannon-diverzitás értéke $H'=2.92$, az egyenletessége $J=0.62$ volt. A tavi kovaalga-index EQR értéke $NTDIL(1-20)=0.61$ a jó ökológiai állapotnak felelt meg.

Mintaegység	EQR	ökológiai állapot
-------------	-----	-------------------

		(EQR alapján)
PLFHD1 06. hó	0,62	jó
PLFHD2 06. hó	0,62	jó
PLFHD1 09. hó	0,62	jó
PLFHD2 09. hó	0,62	jó
Átlag érték:	0,62	jó

12.4.2-6. táblázat: A (HULWAIH066) jelű, Faddi-Holt-Duna megnevezésű víztest fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy a Faddi-Holt-Duna **jó** ökológiai állapotú a fitobenton alapján. Hasonlóan a fitoplankton vizsgálat eredményeként tett megállapításhoz, a víztest fitobenton szerkezete egyértelműen állóvízi jellegű.

A Paksi Atomerőmű kibocsátása nincs és a tervezett beruházás elvégzését követően sem lesz várhatóan hatással a víztest fitobenton közösségére.

12.4.2.4 Makrofita

A Faddi-Holt-Duna eredményeinek florisztikai és ökológiai értékelése

A Faddi-Holt-Duna VKI szempontú makrofiton mintavételét 2012-ben, két ismétlésben (nyár, ősz) végeztük el két mintavételi helyszínen, összesen hat mintaegységben.

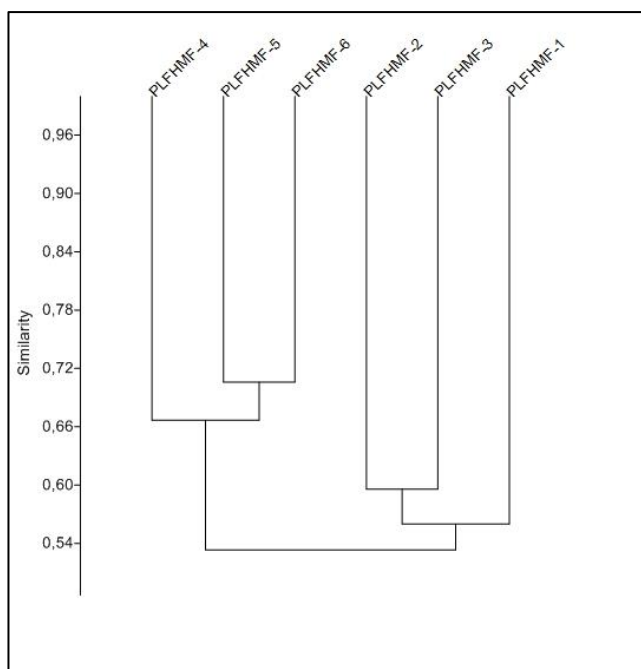
A mintavétel során 35 fajt mutattunk ki. (12.4.2-7. táblázat). A listában szereplő fajok közül egy faj (*Carex pseudocyperus*) a hazai jogszabályok alapján védeltséget élvez, eszmei értéke 2000 Ft. Natura 2000 jelölő fajt nem találtunk. A mennyiségi felvételekbe többnyire közönséges fajok kerültek, de találunk közöttük több olyan fajt is, amelyek jelentős hányada erőteljesen és agresszívan terjeszkedő idegenhonos elem. Ezek nagyon gyorsan képesek alkalmazkodni a változó környezeti viszonyokhoz, gyors reprodukciós képességgel rendelkeznek és egy részük komolyan fenyegetheti az őshonos vegetáció elemeit.

Tudományos név	Magyar név	PLFHDMF
<i>Agrostis alba</i>	Fehér tippán	2
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Vízi hidőr	1
<i>Berula erecta</i>	Keskenylevelű békakorsó	1
<i>Bidens tripartita</i>	Subás farkasfog	1
<i>Calystegia sepium</i>	Sövényiszulák	2
<i>Carex gracilis</i>	Éles sás	2
<i>Carex pseudocyperus</i>	Csőrös sás	1
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Érdes tócsagaz	4
<i>Chladophora sp.</i>	Fonás algafaj	2
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Sédkender	1
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Amerikai kőris	2
<i>Galium palustre</i>	Mocsári galaj	2
<i>Glyceria maxima</i>	Vízi harmatkása	1
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	Békakutaj	1
<i>Iris pseudacorus</i>	Mocsári nőszirm	1
<i>Lycopus europaeus</i>	Vízi peszérce	1
<i>Lysimachia nummularia</i>	Pénzlevelű lizinka	1
<i>Lythrum salicaria</i>	Réti füzény	1
<i>Mentha aquatica</i>	Vízi menta	1
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Gyűrűs süllőhínár	3
<i>Najas marina</i>	Nagy tüskeshínár	1
<i>Peplis portula</i>	Tócsahúr	1
<i>Phragmites australis</i>	Közönséges nád	5
<i>Populus nigra</i>	Fekete nyár	1
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Fésűs békaszőlő	1

Tudományos név	Magyar név	PLFHDMF
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Hínáros békaszőlő	2
<i>Rubus cf. caesius</i>	Hamvas szeder	1
<i>Salix cinerea</i>	Reketyefűz	1
<i>Salix fragilis</i>	Törékeny fűz	2
<i>Scutellaria hastifolia</i>	Dárdás csukóka	1.5
<i>Solanum dulcamara</i>	Ebszőlő csucor	1
<i>Typha angustifolia</i>	Keskenylevelű gyékény	3
<i>Ulmus laevis</i>	Vénic szil	3
<i>Utricularia vulgaris</i>	Közönséges rence	1
<i>Veronica anagallis-aquatic</i>	Póléveronika	1

12.4.2-7. táblázat: Faddi-Holt-Duna makrofiton fajlistája

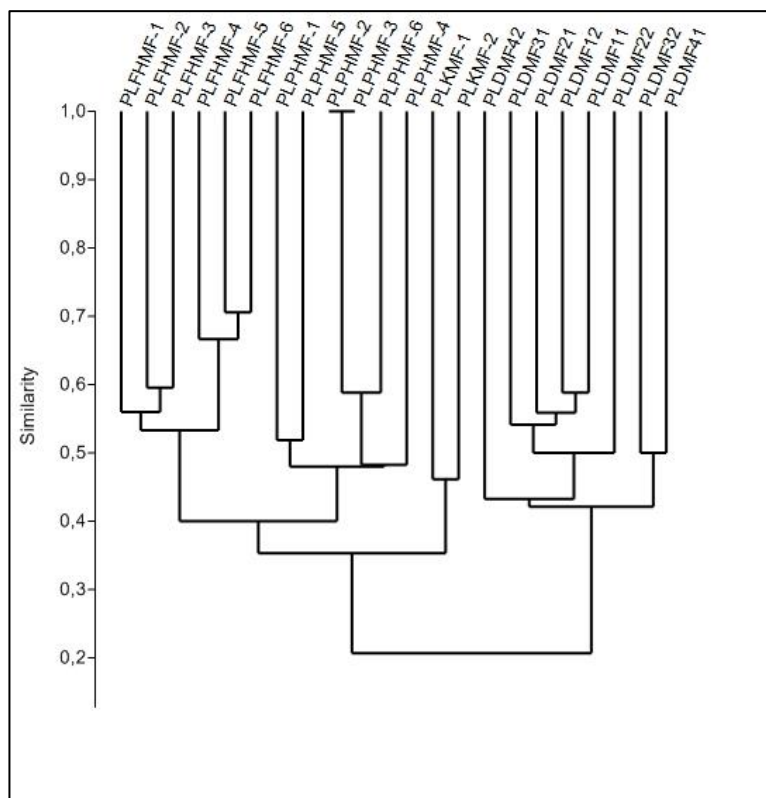
A mintaegységek hasonlóságát klaszter analízissel elemeztük (12.4.2-3. ábra).



12.4.2-3. ábra: A Faddi-Holt-Duna mintavételi helyek makrofiton állományainak Bray-Curtis hasonlósági függvényvel képzett klasztere a nyári és őszi mintavétel összevont adatai alapján

A klaszterelemzés eredményeképp az északi (FAD-1-2-3) és a meder déli végének mintavételi pontjai (FAD-4-5-6) különülnek el. A klaszter e két ágának elkülönülését a meder déli végében található kiterjedtebb nád (*Phragmites australis*) és gyűrűs süllőhínár (*Myriophyllum verticillatum*) állományok, illetve a magasabb számú nádas színező elemek száma okozza. A fajok számában és mennyiségében talált különbség egybevág a meder két vége között tapasztalt medermorfológiai különbségekkel.

A Faddi-Holt-Duna eredményeit klaszter analízissel összevetettük a dunai és a Kondor-tavi, valamint a Horgász-tavak eredményeivel.



12.4.2-4. ábra: A dunai és a Faddi, valamint a Kondor-tó, illetve a Horgász-tavak mintavételi helyek makrofiton állományainak Bray-Curtis hasonlósági függvénnyel képzett klasztere a nyári és őszi mintavétel összevont adatai alapján

Az elemzés alapján az állóvízi és a dunai minták erős elkülönülést mutatnak, jól tükrözve a két víztest típus alapvető hidrológiai különbségét. Az állóvízi mintavételi pontok közül a Kondor-tó és a Horgász-tó vegetációja bizonyult egymáshoz hasonlóknak, a Faddi-Holt-Duna vegetációja ezektől eltérőnek bizonyult, illetve a faddi mintavételi szakaszok észak-déli irányú sorrendbe rendeződtek, tükrözve a medermorfológiai viszonyokat. A dendrogram egyértelműen bizonyítja, hogy a Faddi-Holt-Duna makrofiton állományai és a Duna között a fajkicserélődés mértéke elenyésző.

A FADDI-HOLT-DUNA VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

Az ökológiai vízminősítés során a VKI szempontjait figyelembe véve a víztér egészét minősítjük, a mintavételi helyek adatsorai alapján. A víztest minősítést a különböző időszakok és mintahelyek értékeinek átlaga alapján adjuk meg.

PLFHDMF	Összesített DAFOR köbös érték	Fajszám
A (indikátor fajok)	73,8	3
B (közömbös fajok)	412,3	24
C (zavarásjelző fajok)	2	1
SUM	488,1	
Referencia Index	14,7	
EQR érték	0,57	
Minősítés	jó	

12.4.2-8. táblázat: A Faddi-Holt-Duna ökológiai állapota a makrofiton alapú ökológiai vízminősítés alapján

A vizsgálatok alapján a Faddi-Holt-Duna ökológiai állapota a makrofiton állományok alapján **jó**. Az ökológiai elemzések rámutatnak arra a tényre, hogy a holtmeder makrofita vegetációja alapvetően eltér a dunaitól.

A Paksi Atomerőmű hűtővíz bevezetésének nincs hatása a Faddi-Holt-Duna vegetációjára, és a Paks-II létesítése, valamint üzemeltetése sem fog ilyen hatással járn.

12.4.2.5 Makrozoobenton

A Faddi-Holt-Duna eredményeinek faunisztikai és ökológiai értékelése

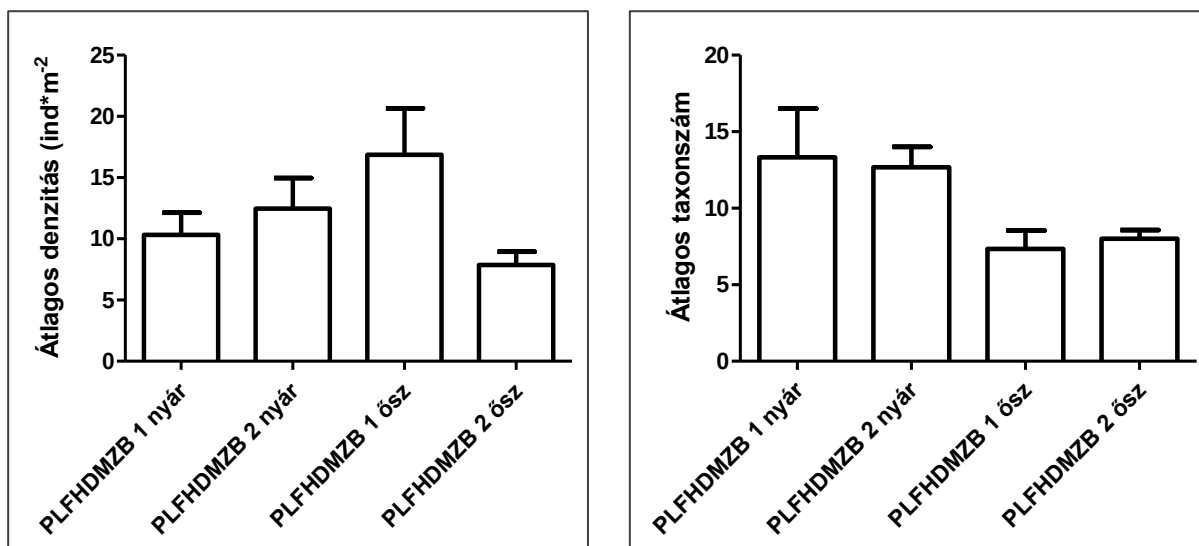
A makrozoobenton mintavételre a Faddi-Holt-Duna két szelvényében került sor 2012-ben, két (nyári, őszi) ismétlésben. A nyári és az őszi mintavételek során összesen 46 különböző rangú makrogerinctelen taxont mutattunk ki (12.4.2-9 táblázat).

Taxonok	PLFHDMZB1	PLFHDMZBF
Vízi kevésértéjű férgek (Oligochaeta)		4
Piócák (Hirudinea)		
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i> (LINNAEUS, 1761)	2	
Csigák (Gastropoda)		
<i>Acroloxus lacustris</i> (LINNAEUS, 1758)		6
<i>Bithynia tentaculata</i> (LINNAEUS, 1758)	16	2
<i>Ferrissia clessiniana</i> (JICKELI, 1882)	2	
<i>Gyraulus albus</i> (O. F. MÜLLER, 1774)	2	5
<i>Gyraulus crista</i> (LINNAEUS, 1758)	2	
<i>Gyraulus laevis</i> (ALDER, 1838)	2	
<i>Physa fontinalis</i> (LINNAEUS, 1758)	15	2
<i>Physella acuta</i> (DRAPARNAUD, 1805)	21	
<i>Planorbis planorbis</i> (LINNAEUS, 1758)		2
<i>Radix auricularia</i> (LINNAEUS, 1758)		2
<i>Radix balthica</i> (LINNAEUS, 1758)		3
<i>Radix</i> sp.	2	2
<i>Valvata cristata</i> O. F. MÜLLER, 1774		3
<i>Valvata piscinalis</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	22	26
Kagylók (Bivalvia)		
<i>Dreissena polymorpha</i> (PALLAS, 1771)		2
Atkák (Acari)		
<i>Hydrachnidia</i>	7	3
Rákok (Crustacea)		
<i>Asellus aquaticus</i> (LINNAEUS, 1758)	2	
<i>Corophium curvispinum</i>		2
<i>Limnomysis benedeni</i> CZERNIAVSKY, 1901	13	6
Kérészek (Ephemeroptera)		
<i>Caenis robusta</i> EATON, 1884	4	39
<i>Cloeon dipterum</i> (LINNAEUS, 1761)	2	4
Szitakötők (Odonata)		
<i>Aeshnidae</i> Gen. sp.	2	2
<i>Anax parthenope</i> (SÉLYS, 1839)	2	
<i>Coenagrion puella</i> (LINNAEUS, 1758)	3	
<i>Coenagrion</i> sp.	3	
<i>Crocothemis erythraea</i> (BRULLE, 1832)	18	2
<i>Erythromma viridulum</i> (CHARPENTIER, 1840)	7	
<i>Ischnura elegans</i> (VANDER LINDEN, 1820)	34	2
<i>Orthetrum brunneum</i> (FONSCOLOMBE, 1837)		3
Poloskák (Heteroptera)		
<i>Gerridae</i>		2
<i>Gerris argentatus</i> SCHUMMEL, 1832	2	
<i>Ilyocoris cimicoides</i> (LINNAEUS, 1758)		3
<i>Micronecta</i> sp.		2
<i>Plea minutissima</i> LEACH, 1817	2	
Tegzesek (Trichoptera)		
<i>Ecnomus tenellus</i> RAMBUR, 1842	2	14
<i>Leptocerus tineiformis</i> CURTIS, 1834	12	
Kétszárnyúak (Diptera)		
<i>Ablabesmyia</i> sp.	6	2
<i>Chironominae</i>	28	2
<i>Forcipomyia</i> sp.		2
<i>Glyptotendipes</i> sp.	2	
<i>Limoniidae</i>		2
<i>Procladius</i> sp.	2	
<i>Tanytarsini</i>	2	27

12.4.2-9. táblázat: A Faddi-Holt-Duna makrozoobenton nyári és az őszi mintavételek taxon listája

A kimutatott taxonok szinte mindegyike tipikusan állóvízi, lenitikus szervezet, melyek többsége alapvetően vízinövényzethez kötődik (pl. *Coenagrion puella*, szitakötő; *Leptocerus tineiformis*, tegzes). Megjelennek ugyanakkor az invazív, a folyókban is előforduló (lotikus) elemek is (pl. a tegzes bolharák (*Corophium curvispinum*); a pontuszi tanúrák (*Limnomysis benedeni*) és a vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*), melyek nagy valószínűséggel a Dunából kerültek ide.

A nyári és őszi minták denzitásának és taxonszámainak elemzésekor sem szezonális, sem pedig mintaegységenkénti különbséget nem tapasztaltunk. (12.4.2-5. ábra).



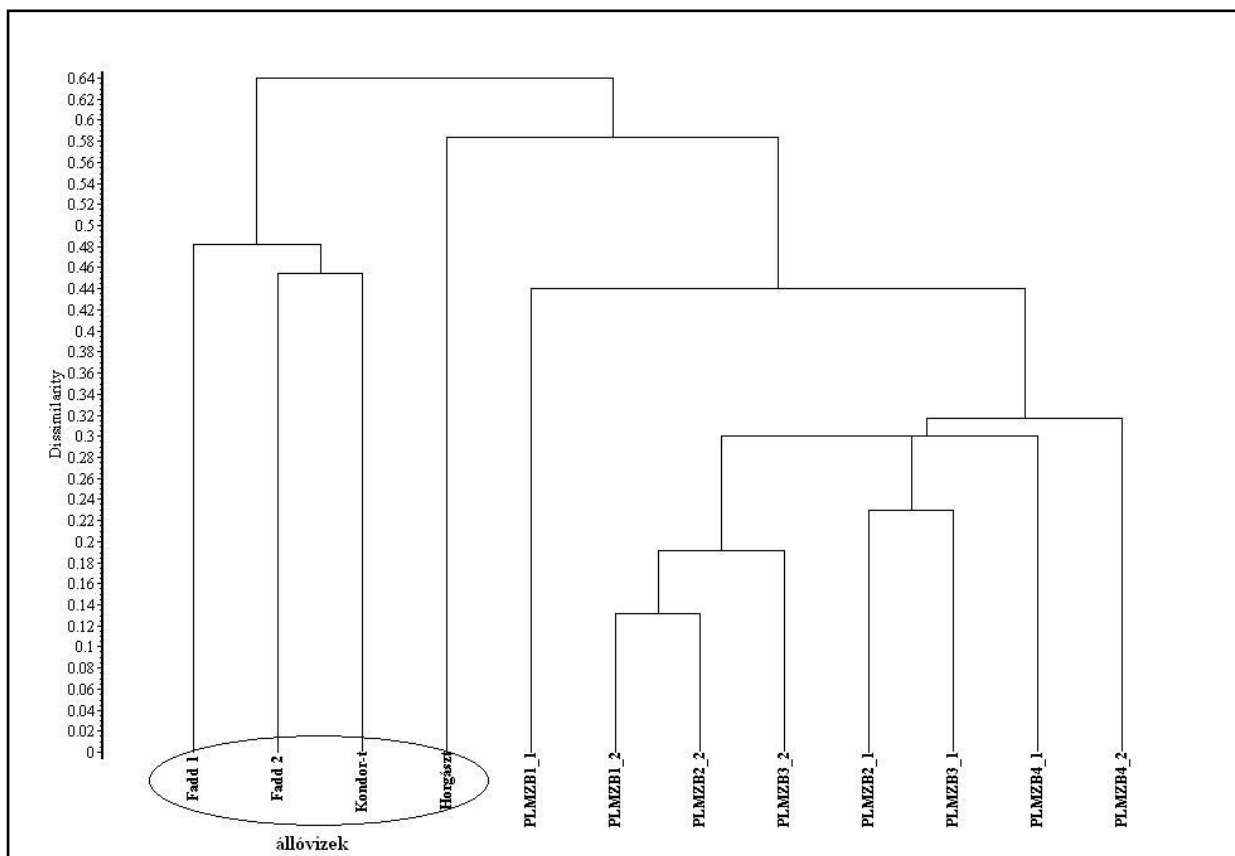
12.4.2-5. ábra: A Faddi-Holt-Duna mintavételi egységeiben gyűjtött makrogerinctelenek denzitása és taxonszáma

Annak ellenére, hogy statisztikai értelemben, bár nem volt különbség a közösségszerkezeti mutatók terén, némi eltérés látható a diagramokon. A denzitásbeli különbséget az okozhatta, hogy a PLFHDZB1 mintavételi helyen összefüggő *Ceratophyllum demersum* hínármezőket találtunk, mást viszont alig, ami részben homogénné tette a mintavételi helyet, részben az árnyékoló hatása miatt csak kevés egyedet fogtunk, mind nyáron, mind ősszel. A PLFHDZB2 mintavételi helyen ezzel szemben emerz és szubmerz növényzet és nagy mennyiségű detritusz fordult elő, ami – főleg a litorális övben – jelentős egyedszámú gerinctelen szervezetet képes ellátni táplálékkal (pl. *Cloeon dipterum*, kérész; *Asellus aquaticus*, rák) és aljzattal (csigák, piócák).

A kimutatott taxonok száma alapvetően nagyobb volt nyáron, ami a vízi rovarok fenológiai (életciklus) tulajdonságaival függ össze. Azaz néhány fajt már ősszel nem lehet gyűjteni, mert egy részük kirepül az adott víztérből (pl. tegzesek, kérészek, szitakötők).

A PLFHDZB1 hínármezői alapvetően nagy relatív felülettel rendelkeznek, ami nagyon heterogén élőhelyet (mikrohabitatot) jelent és ez általában együtt jár – kis egyedszámmal – a taxonok számának emelkedésével is.

A Faddi-Holt-Duna makrozoobenton mintáinak összevetése a dunaival, valamint a kondor-tavival és horgász-tavival azt bizonyítja, hogy a Faddi-Holt-Duna makrozoobenton közössége alapvetően eltér a dunaitól, ami az önálló, jellemzően tavi közösség fennállását jelzi (pl. *Ecnomus tenellus*, tegzes, *Cloeon dipterum*, kérész stb.), bár néhány dunai invazív elem (pl. cifrarák, *Orconectes limosus*, pontusi tanúrák, *Limnomysis benedeni*) is megjelent a mintákban. A dendrogram arra is rámutat, hogy az állóvízi élőhelyek közül a Horgász-tavak állnak közelebb a dunaihoz, míg a Kondor-tó már inkább a faddi élőhelyekre hasonlít. Ez a dunai kapcsolatok erősségét is jól reprezentálja.



12.4.2-6. ábra: A makrogerinctelen szervezetek jelenlét-hiánya alapján, a mintavételi helyek Rogers-Tanimoto hasonlósági függvényrel képzett klaszter diagramja a nyári összes mintára a Faddi-Holt-Dunán

A FADDI-HOLT-DUNA VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

Tekintettel arra, hogy jelenleg még nem áll rendelkezésre multimetrikus módszer az állóvizek makrogerinctelenekkel történő ökológiai állapot értékelésére, a minősítést a nemzetközi irodalmakban is használt makrozoobenton család-pontrendszer (MMCP) [12-7] alapján végeztük.

A két víztér ökológiai minősítését a nyári és őszi minták átlagaként határoztuk meg (12.4.2-10. táblázat).

HULWAIH066 víztest	NYÁR			ŐSZ		
	MMCP	TÁP	Minősítés	MMCP	TÁP	Minősítés
PLFHDZB1	58.5	3.90	jó	47	3.92	közepes
PLFHDZB2	64	3.56	közepes	49	3.77	közepes
Összesített minősítés	közepes					

12.4.2-10. táblázat: A Faddi-Holt-Duna ökológiai állapotértékelése a makrozoobenton alapján

A minősítés eredményeként meghatározott ökológiai állapot **közepes**. A Faddi-Holt-Duna alapvetően tavi makrozoobenton közösséggel jellemezhető, ugyanakkor kisebb számban megjelennek dunai elemek is.

A Paksi Atomerőmű hatása a Faddi-Holt-Duna makrozoobenton közösségére nem mutatható ki, és a Paks II. építése, valamint üzemeltetése során sem várható ezekkel összefüggésbe hozható antropogén hatás.

12.4.2.6 Halak

A Faddi-Holt-Duna eredményeinek faunisztikai és ökológiai értékelése

A Faddi-Holt-Duna két szelvényében, két (nyári, őszi) ismétlésben végeztünk mintavételt 2012-ben. A nyári és őszi felmérés során a két mintavételi egységben összesen 17 faj 1084 egyedének meghatározását végeztük el. A mintavételek során 10 fajnak kerültek elő ivadék példányai. Természetvédelmi oltalom alatt egy faj (*Rhodeus amarus*) áll. A szivárványos ökle egyúttal az Élőhelyvédelmi Irányelv II függeléké alapján is védettséget élvez, közösségi jelentőségű faj.

Fajnév	PLFHDH1	PLFHDH2
<i>Rutilus rutilus</i>	1	1
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1	1
<i>Alburnus alburnus</i>	1	1
<i>Abramis brama</i>	1	1
<i>Tinca tinca</i>	1	1
<i>Pseudorasbora parva</i>	1	1
<i>Rhodeus amarus</i>	1	1
<i>Carassius gibelio</i>	1	1
<i>Cyprinus carpio</i>	1	1
<i>Silurus glanis</i>	1	1
<i>Ameiurus melas</i>	1	1
<i>Esox lucius</i>	0	1
<i>Lepomis gibbosus</i>	1	1
<i>Perca fluviatilis</i>	0	1
<i>Sander lucioperca</i>	1	1
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	1	1
<i>Neogobius fluviatilis</i>	1	1

12.4.2-11. táblázat: A Faddi-Holt-Duna mintavétele során előkerült halfajok

A mintavételek során a két mintaegységben az az abundancia értékei kiegyenlítettek, bár az élőhelyi adottságokban mutatózó különbségek - elsősorban az őszi minta során - kirajolódtak. A fajszámok összevetésében is tapasztalható kismértékű, konstans eltérés a két mintavételi egységben. Ennek okát szintén a környezeti adottságok, alapvetően a két mintaegység eltérő vízmélységével lehet magyarázni.

A Faddi-Holt-Duna két mintaegysége halközösségének ökológiai elemzését azok funkcionális jellemzői (Halasi-Kovács és Tóthmérész [12-17]) alapján adjuk meg.

Funkcionális jellemzők nyár	PLFHDH1	PLFHDH2
Táplálkozási habitat		
Nyílt vízi	18,61	0,46
Metafitikus	68,40	94,47
Bentikus	12,99	5,07
Áramlás foka		
Stagnofil	65,80	87,56
Euritóp	34,20	12,44
Reofil	0,00	0,00
Eredet		
Adventív	45,45	71,89
Őshonos	54,55	28,11
Funkcionális jellemzők őszi	PLHF1	PLHF2
Táplálkozási habitat		
Nyílt vízi	17,76	6,19
Metafitikus	59,81	81,43
Bentikus	22,43	12,38
Áramlás foka		
Stagnofil	58,88	81,43
Euritóp	41,12	18,57
Reofil	0,00	0,00
Eredet		
Adventív	33,64	58,10
Őshonos	66,36	41,90

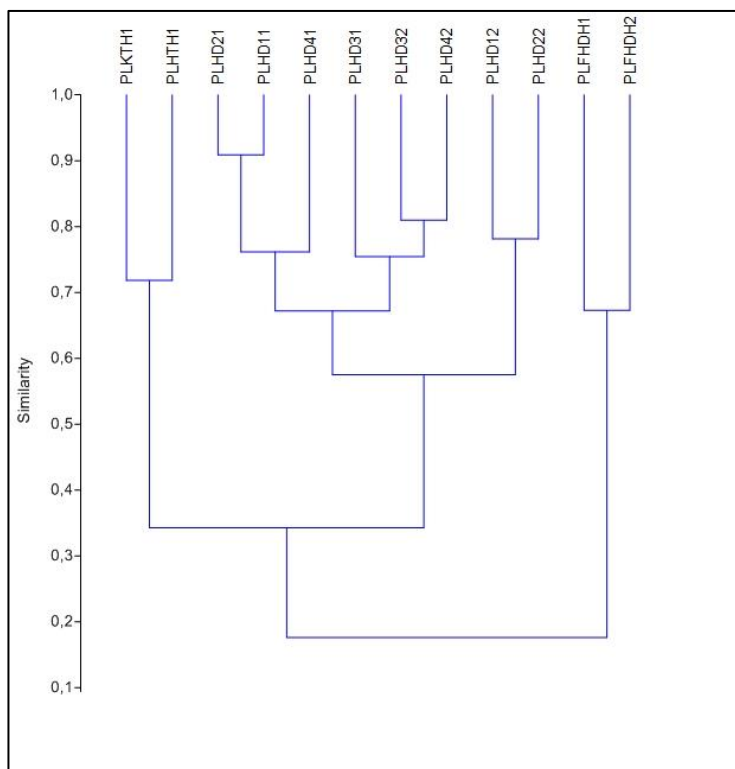
12.4.2-12. táblázat: A Faddi-Holt-Duna halközösségeinek néhány funkcionális jellemzője

A Faddi-Holt-Duna halközössége az állóvizekre jellemző szerkezetet mutatja. Teljes mértékben hiányoznak a reofil fauna elemek. Ez ugyanakkor megerősíti azt a tényt is, hogy a holt-meder és még a vele közvetett kapcsolatban álló

természetes élő vízfolyások között sem biztosított a halak vándorlása érdemben. Ez egyúttal azt is jelenti, hogy a holt-meder önálló, és alapvetően önfenntartó halállománnyal rendelkezik. Jelen vizsgálat eredményei, illetve a szakirodalmi források (Halasi-Kovács [12-19]) alapján kimutatható, hogy a haltelepítések jelentősen befolyásolják a természetes halközösség struktúráját.

A holtág két területe környezeti adottságának különbözőségét a halközösségek funkcionális jellemzőiben megtalálható eltérések is tükrözik. A PLFHDH1 mintaegységben a nyíltvízi, valamint a bentikus fajok nagyobb, ezzel együtt a metafitikus és stagnofil fajok kisebb relatív abundanciája jellemző. Ez azt jelenti, hogy a holt-meder faddi területének környezeti adottságai a bentonikus eutrofizálódási anyagforgalmi út irányába mutatnak, amit a makrofita növényzethez kötődő faunaelemek megerősödése, és a stagnofil fajok gyakoriságának emelkedése egyaránt bizonyít. Ezzel együtt az invazív fajok nagyobb relatív abundanciája ezen területen azt is jelzi, hogy ez az irány nem egy alacsonyabb fajszerű, elsősorban stagnofil fajok alkotta klimax halközösség, hanem a horgászati hasznosítás okozta diszturbancia eredményeként folyamatosan egy pionír halközösség irányába mutat.

Többváltozós statisztikai módszerrel elemeztük a Faddi-Holt-Duna, valamint a Duna, Kondor-tó, Horgász-tó – halközösségeinek hasonlóságát. A 12 mintavételi egység adult és ivadék példányait, valamint a két mintavételi időszak adatait összevonva vizsgáltuk kvantitatív Bray-Curtis távolság függvényével. A dendrogramot csoport átlag (UPGMA) szerint számított klaszter analízissel adtuk meg (12.4.2-7. ábra).



12.4.2-7. ábra: A mintavételi egységek dendrogramja a halak abundancia értéke alapján

Az eredményből jól látszik, hogy a faddi minták (PLFHDH1, PLFHDH2) a dunai mintákhoz viszonyítva, nagyobb távolságban találhatók. Ez egyértelműen alátámasztja azt a tényt, hogy a Faddi-Holt-Duna halközössége zárt, a Duna és a holt-meder között gyakorlatilag nincs fajkicserélődés. A Faddi-Holt-Duna halközössége kifejezetten állóvízi jelleget mutat. Ugyanakkor a holt-meder két mintaegysége halközösségének kiegyenlítetttségét jelzi azok közeli kapcsolata.

A FADDI-HOLT-DUNA VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

Jelenleg Magyarországon nincs az állóvizekre kidolgozott VKI szempontú minősítési rendszer. Halasi-Kovács és mtsai [12-17] az országos vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során tettek az állóvíz víztestek minősítésére ajánlást. Jelen munka során a minősítést ez alapján végezzük el.

A minősítés során figyelembe vettük mind a nyári, mind az őszi mintavétel eredményeit oly módon, hogy a végső minősítési értéket az alapértékek számtani átlagaként határozzuk meg, a kerekítés szabályainak megfelelően.

Minősítési kritériumok	PLHF1	
	Érték	Értékszám
Szakértői megítélés	2	2
Specialista fajok relatív gyakorisága	33,49	3
Őshonos fajok relatív gyakorisága	47,73	2
Minősítés eredménye		2,33
VKI Minősítés értékszám		jó (4)

12.4.2-13. táblázat: A Faddi-Holt-Duna ökológiai állapotértékelése a halközösség alapján

Az országos VGT tervezése során az állóvizekre meghatározott ajánlást figyelembe véve a VKI szempontú minősítés eredménye szerint a Faddi-Holt-Duna ökológiai állapota **jó**.

Jelen vizsgálat eredményei, illetve a szakirodalmi források egyaránt bizonyítják, hogy a holt-meder önálló, és alapvetően önfenntartó halállománnyal rendelkezik. Ugyanakkor a haltelepítések jelentősen befolyásolják a természetes halközösség struktúráját. Ennek megfelelően a Faddi-Holt-Duna a módosított, alapvetően a horgászati hasznosítás által meghatározott halállománnyal rendelkező állóvizek kategóriájába sorolható. Az adatok elemzése alapján a Paksi Atomerőmű kibocsátásával összefüggésbe hozható elváltozást a halközösség szerkezetben nem tapasztaltunk és nem várható ezzel összefüggésbe hozható antropogén hatás a Paks II. építése és üzemeltetése során sem. A Holt-Duna ökológiai állapotát annak környezeti adottságai, valamint a hasznosítása határozza meg.

12.4.2.7 A HULWAIH066 jelű, Faddi-Holt-Duna megnevezésű víztest összesített VKI szempontú állapotminősítése

Az értékelés során alapvetően figyelembe vettük az ECOSTAT guidance document no. 13. (ECOSTAT 2005: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) dokumentumban foglalt alapelveket, valamint a 2008-ban az országos vízgyűjtő gazdálkodási tervezés során meghatározott hazai iránymutatásokat.

A víztest Víz Keretirányelv szempontú állapotértékelése során az „egy rossz, mind rossz” elvet követtük.

Bár a makrozoobenton és a halközösség vonatkozásában VKI szempontú minősítési rendszerrel nem rendelkezünk az állóvizek vonatkozásában, ezen biológiai elemek adatainak mintavételi és értékelési megbízhatósága miatt mindkét biológiai elem alapján végzett minősítést is teljes súllyal vettük figyelembe az értékelés során.

HULWAIH066	Fizikai-kémiai jellemzők	Fitoplankton	Fitobenton	Makrofita	Makrozoobenton	Halak
Faddi-Holt-Duna	Nem éri el a jó állapotot (mérsékelt)	jó	jó	jó	közepes	jó

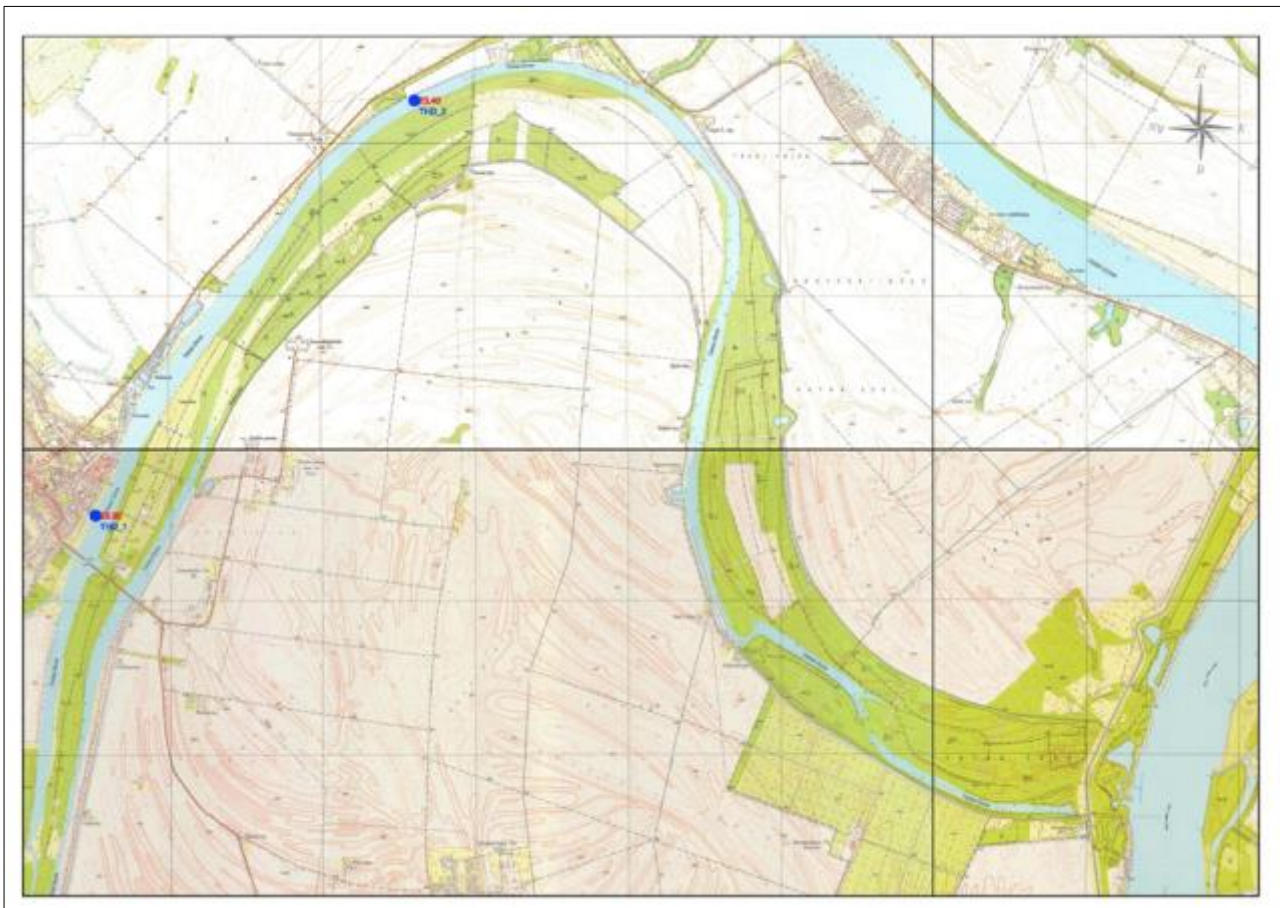
12.4.2-14. táblázat: A Faddi-Holt-Duna (HULWAIH066) VKI alapú minősítése

AZ ÉRTÉKELÉSEK ALAPJÁN A HULWAIH066 JELŰ VÍZTEST ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTA A 2012. ÉVI MINTAVÉTELEK ALAPJÁN VÉGZETT VKI SZEMPONTÚ ÖSSZESÍTETT VÍZMINŐSÍTÉS SZERINT **MÉRSÉKELT** ÁLLAPOTÚ. KIJELENTHETŐ TOVÁBBÁ, HOGY A PAKSI ATOMERŐMŰ KIBOCSÁTÁSA EGYETLEN VIZSGÁLATI CSOPORT TEKINTETÉBEN SEM OKOZ KIMUTATHATÓ VÁLTOZÁST, ÉS NEM VÁRHATÓ ILYEN HATÁS SEM A PAKS II. ÉPÍTÉSE, SEM A KÜLÖNBÖZŐ ÜZEMÁLLAPOTOKKAL JELLEMEZHETŐ ÜZEMELÉSI IDŐSZAK ALATT SEM, IDEÉRTVE A HAVÁRIA ESEMÉNYEKET IS.

12.4.3 TOLNAI-ÉSZAKI-HOLT-DUNA (HULWAIH136)

A telephelytől mintegy 25 km-re, D-re elhelyezkedő Tolnai-Északi-Holt-Duna ágba 2013. év második félévében két alkalommal végeztünk fizikai-kémiai paraméterek meghatározására vonatkozó vizsgálatokat. A szelvények helyszínrajzát a 12.4.3-1 ábrában adtuk meg. A Tolnai-Északi-Holt-Duna minősítését ezen két vizsgálat alapján végeztük el.

12.4.3.1 A víz vizsgálatának fizikai, kémiai eredményei



12.4.3-1. ábra: Vizsgálati terület a Tolnai-Északi-Holt-Dunán

A Tolnai-Északi-Holt-Duna két szelvényében 2013. második félévében végzett vízminőségi vizsgálatok komponensenként és csoportonként, VKI szerint a 12.4.3-1 táblázatban adtuk meg.

TOLNAI-ÉSZAKI-HOLT-DUNA SZELVÉNY MINŐSÍTÉSE VKI SZERINT

A Tolnai-Északi-Holt-Duna a savasodási állapot alapján a pH II osztályú, értékelési pontja 4.0, ezért a VKI értékelésének metodikája alapján 2013. év második félévi vizsgálatok alapján a savasodási állapotot jó állapotúnak minősítjük.

A sótartalom állapot alapján a vezetőképesség II osztályú, értékelési pontja 4.0, ezért a VKI értékelésének metodikája alapján 2013. év második félévi vizsgálatok alapján sótartalom állapotát jó állapotúnak minősítjük.

Az oxigénháztartás állapot csoport komponensei alapján oldott oxigén I. osztályú, oxigén telítettsége I. osztályú, a BOI_5 és a KOI_k IV osztályú, értékelési pontja 2.5 ezért a VKI értékelésének metodikája alapján 2013. év második félévi vizsgálatok alapján az oxigénháztartás állapota NEM ÉRTE EL A JÓ ÁLLAPOTOT.

A növényi tápanyagok állapota alapján Ammónium-N és az Orto-foszfát-P II osztályú, míg a Nitrát-N, Összes N, Összes foszfor, a-klorofil nem érte el a jó állapotot. A csoport értékelési pontja 1.0 ezért a VKI értékelésének metodikája alapján 2013. év második félévi vizsgálatok alapján növényi tápanyagok állapota NEM ÉRTE EL A JÓ ÁLLAPOTOT.

A fémek állapotának tekintetében minden komponensre I osztályú, a csoport értékelési pontja 5, ezért a VKI értékelésének metodikája alapján 2013. év második félévi vizsgálatok alapján a fémek állapotát kiválóra minősítjük.

A Tolnai-Északi-Holt-Duna (HULWAIH136 víztest) a 2013. második félévi vizsgálatok alapján, a fizikai-kémiai paraméterek ökológiai szempontok szerinti VKI minősítése **nem érte el a jó állapotot**.

Komponensek	Mértékegység	Tolnai-Északi-Holt Duna THD I. és THD II.	Sió-csatorna alvíz	Tolnai-Északi-Holt Duna osztályozása	Sió-csatorna alvíz osztályozása	Tolnai-Északi Holt Duna THD I. és THD II.	Sió-csatorna alvíz
		Átlag	Átlag			Csoportok minősítésének állapota	Csoportok minősítésének állapota
pH		8.37	8.15	4	4		
Savasodási állapot				4.0	4.0	jó állapot	jó állapot
Vezetőképesség	µS/cm	652	1052	5	0		
Sótartalom				4.0	0	jó állapot	Nem érte el a jó állapotot
Oldott oxigén	mg/l	9.1	10.0	5	5		
Oxigén telítettség	%	101	104	5	5		
BOI ₅	mg/l	7.6	4.5	0	0		
KOI _k	mg/l	42.5	43.6	0	0		
Oxigén háztartás				2.5	2.5	Nem érte el a jó állapotot	Nem érte el a jó állapotot
Ammónium-N (NH ₄ ⁺ -N)	mg/l	0.29	0.39	4	0		
Nitrát-N (NO ₃ ⁻ -N)	mg/l	0.56	1.35	0	0		
Összes N	mg/l	4.18	4.67	0	0		
Orto-foszfát (PO ₄ -P)	µg/l	39	458	4	0		
Összes foszfor	µg/l	108	485	0	0		
a-klorofil	µg/l	80.2	43.0	0	0		
Növényi tápanyagok				1.0	0	Nem érte el a jó állapotot	Nem érte el a jó állapotot
As	µg/l	3.98	6.34	5	5		
Cd	µg/l	0.01	0.02	5	5		
Cr	µg/l	0.93	0.89	5	5		
Cu	µg/l	0.99	1.86	5	5		
Hg	µg/l	0.07	0.08	5	5		
Ni	µg/l	1.66	4.28	5	5		
Pb	µg/l	0.22	0.02	5	5		
Zn	µg/l	4.06	11.30	5	5		
Fémek				5	5	kiváló állapot	kiváló állapot
Tolnai-Északi-Holt Duna (HULWAIH136 VÍZTEST) fizikai-kémiai paraméterek ökológiai szempontok szerinti VKI minősítése						Nem érte el a jó állapotot	
Sió csatorna alvíz (HURWAEP959 VÍZTEST) fizikai-kémiai paraméterek ökológiai szempontok szerinti VKI minősítése							Nem érte el a jó állapotot

12.4.3-1. táblázat: Tolnai-Északi-Holt-Duna és a Sió csatorna alvízi szakasz vízminőségi vizsgálatok eredményei, VKI szerinti minősítéssel

12.4.3.2 Fitoplankton

A Tolnai-Északi-Holt-Duna fitoplankton eredményei és értékelésük

2013. augusztus 27-én és 2013. október 11-én merített mintát vettünk a Tolnai-Holt-Duna két mintapontján a fitoplankton mennyiségi és minőségi vizsgálata céljából, a vízkémiai vizsgálatokéval azonos mintavételi helyen és időpontban.

TAXONOK	MINTAVÉTELI HELYEK ÉS IDŐPONTOK			
	Tolnai-Holt-Duna I.		Tolnai-Holt-Duna II.	
	P50THDFP1	P50THDFP1	P50THDFP1	P50THDFP1
	2013.08.27	2013.10.11	2013.08.27	2013.10.11
SUM piko	165	25	111	25
SUM nano	89	7	142	16
SUM Flagellatae	609	152	336	385
SUM Chroococcales	778	57	555	58
SUM Oscillatoriales	3279	0	3034	0
SUM Nostocales	6267	0	4521	0
SUM Euglenophyta	194	0	75	0
SUM Cryptophyta	1328	18518	1491	13581
SUM Dinophyta	186	0	1	0
SUM Chrysophyceae	325	0	400	33
SUM Xanthophyceae	503	0	104	0
SUM Centrales	13032	0	3688	16
SUM Pennales	377	3	180	1
SUM Volvocales	184	0	43	0
SUM Chlorococcales	4102	72	3450	113
SUM Ulothricales	9	0	0	0
SUM Desmidiaceae	247	139	84	101
SUM Zygnematales	39	0	11	0
SUM	31715	18973	18225	14329
a-klorofill koncentráció (µg/l)	145,9	19,5	117,0	38,5
a biomassza a-klorofill tartalma (%)	0,460	0,103	0,642	0,269
trofitás-fok	7 (eu-p)	4 (m)	7 (eu-p)	5 (m-eu)

12.4.3-2. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentráció (µg/l) értékei a Tolnai-Északi-Holt-Dunán

Az 1. mintaponton augusztusban a fitoplankton biomasszája 31.7 mg/l, az a-klorofill koncentráció 145.9 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a 7 (eu-politróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassza legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (41.1%), a Nostocales- és Oscillatoriales-rendbe tartozó kéalgák (19.8%, ill. 10.3%), a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák (12.9%), valamint a barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta: 4.2%) voltak.

Októberben a fitoplankton biomasszája 19.0 mg/l, az a-klorofill koncentráció 19.5 µg/l volt, amely érték az 4 (mezotróf) fokozatnak felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb arányú (97.6%) összetevői a csaknem kizárólag Cryptomonas-fajok által képviselt barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta) voltak.

A 2. mintaponton augusztusban a fitoplankton biomasszája 18.2 mg/l, az a-klorofill koncentráció 117.0 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a 7 (eu-politróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassza legnagyobb arányú összetevői a Nostocales- és Oscillatoriales-rendbe tartozó kéalgák (24.8%, ill. 16.6%), a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (20.2%), a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák (18.9%), valamint a barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta: 8.2%) voltak.

Októberben a fitoplankton biomasszája 14.3 mg/l, az a-klorofill koncentráció 38.5 µg/l volt, amely érték az 5 (mezo-eutróf) fokozatnak felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb arányú (94.8%) összetevői a csaknem kizárólag Cryptomonas-fajok által képviselt barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta) voltak.

A mintavételek eredményei alapján megállapítható, hogy a Tolnai-Északi-Holt-Duna fitoplanktonja alapvetően állóvízi jelleget mutat, a Duna fitoplankton szerkezetétől lényegesen eltér.

TOLNAI-ÉSZAKI-HOLT-DUNA VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

A Tolnai-Holt-Duna 1. mintavételi pontján (P50THDFP1) 2013. augusztusában a fitoplankton összetétele alapján, a VKI ajánlásainak megfelelően számított HLPI EQR index értéke 0,223, ami a gyenge ökológiai állapotnak felel meg.

Októberben a fitoplankton összetétele alapján számított HLPI EQR index értéke 0.878 volt, ami a kiváló ökológiai állapotnak felel meg.

A Tolnai-Holt-Duna 2. mintavételi pontján (P50THDFP2) 2013. augusztusában a fitoplankton összetétele alapján, a VKI ajánlásainak megfelelően számított HLPI EQR index értéke 0.455 volt, ami a mérsékelt ökológiai állapotnak felel meg.

Októberben a fitoplankton összetétele és a klorofill-a alapján számított HLPI EQR index értéke 0.826 volt, ami a kiváló ökológiai állapotnak felel meg.

Mintaegység	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)
P50THDFP1 08. hó	0,223	gyenge
P50THDFP2 08. hó	0,455	mérsékelt
P50THDFP1 10. hó	0,878	kiváló
P50THDFP2 10. hó	0,826	kiváló
Átlag érték:	0,596	mérsékelt

12.4.3-3. táblázat: A (HULWAIH136) jelű, Tolnai-Északi-Holt-Duna megnevezésű víztest fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A Tolnai-Holt-Duna a fitoplankton összetétele alapján, a VKI ajánlásainak megfelelően számított HLPI EQR index értéke szerint **mérsékelt** ökológiai állapotúnak tekinthető. A Tolnai-Holt-Duna a Faddi-Holt-Dunán keresztül van összeköttetésben a Paks-Faddi-főcsatornával (HURWAEP868). Az eredmények alapján megállapítható hogy a holtmeder fitoplanktonja állóvízi jellegű, alapvetően eltér a dunai fitoplankton összetételtől.

A Paksi Atomerőműből kivezetett hűtővíz nincs hatással a Tolnai-Északi-Holt-Duna fitoplankton közösségére és annak hatása a Paks II. létesítése, illetve üzemeltetése - ideértve egy esetleges havária helyzetet is - során sem várható.

12.4.3.3 Fitobenton

2013. augusztus 27-én és 2013. október 11-én a Tolnai-Északi-Holt-Duna két kijelölt szelvényének parti mintavételi helyein mintáztuk a szilárd alzaton (kő, fa) kialakult élőbevonatot a fitobenton mennyiségi és minőségi vizsgálata céljából.

TAXONOK	Tolnai-Holt-Duna 1. (P50THDFB1)		Tolnai-Holt-Duna 2. (P50THDFB2)	
	2013.08.2	2013.10.1	2013.08.2	2013.10.1
	pi (%)	pi (%)	pi (%)	pi (%)
CENTRALES				
SUM Centrales	8,2	0,0	30,1	5,8
PENNALES				
SUM Fragilariaceae	13,6	14,2	9,1	5,2
SUM Achnanthaceae	21,5	11,4	4,6	6,3
SUM Naviculaceae	44,1	48,9	38,5	27,0
SUM Bacillariaceae	8,8	24,7	15,2	55,6
SUM Epithemiaceae	3,9	0,5	0,5	0,0
SUM Surirellaceae	0,0	0,0	0,0	0,0
SUM Pennales spp. (egyéb)	0,0	0,5	2,0	0,0
SUM	100,0	100,0	100,0	100,0

12.4.3-4. táblázat: Az élőbevonat kovaalga állományának összetétele a Tolnai-Holt-Dunában

A Tolnai-Holt-Duna 1. mintavételi pontján (P50THDFB1) 2013. augusztus 27-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 8.2%-át a Centrales-rendbe, 91.8%-át a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák alkották. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-, Achnanthaceae-, Fragilariaceae-, Bacillariaceae, és

az Epithemiaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 44.1%, 21.5%, 13.6%, 8.8%, ill. 3.9% volt. A Naviculaceae-családot Navicula-, Cymbella-, Gomphonema-, és Amphora-fajok, valamint a Rhoicosphaenia abbreviata képviselték. Az Achnanthaceae-családot az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (20.5%), a Cocconeis pediculus, és a Cocconeis placentula képviselték. A Fragilariaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Fragilaria ulna var. ulna (6.0%), a Fragilaria nanana és a Fragilaria pinnata voltak. A Bacillariaceae-családot Nitzschia-fajok, az Epithemiaceae-családot az Epithemia sorex, képviselte. A tavi kovaalga-index EQR értéke NTDIL(1-20)=0.596 mérsékelt ökológiai állapotnak felel meg.

2013. október 11.-én az élőbevonat kovaalga állományát kizárólag a Pennales-rendbe tartozó taxonok alkották. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Naviculaceae-, Bacillariaceae, Fragilariaceae-, Achnanthaceae-, és az Epithemiaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 48.9%, 24.7%, 14.2%, 11.4%, ill. 0.5% volt. A Naviculaceae-családot Navicula-, Cymbella-, Gomphonema-, és Amphora-fajok, valamint a Rhoicosphaenia abbreviata, a Bacillariaceae-családot Nitzschia-fajok képviselték. A Fragilariaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonja a Fragilaria capucina var. vaucheriae (13.2%) volt. Az Achnanthaceae-családot az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) (20.5%), és a Cocconeis pediculus képviselték. Az Epithemiaceae-családot az Epithemia sorex képviselte. A tavi kovaalga-index EQR értéke NTDIL(1-20)=0.586 a mérsékelt ökológiai állapotnak felelt meg.

A Tolnai-Holt-Duna 2. mintavételi pontján (P50THDFB2) 2013 augusztus 27-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 30.1%-át a Centrales-rendbe, 69.9%-át a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák alkották. A Centrales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú összetevői az Aulacoseira granulata var granulata és az Aulacoseira granulata var angustissima (25.3%, ill. 3.0%) voltak. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb részesedésű összetevői a Naviculaceae-, Bacillariaceae, Fragilariaceae-, Achnanthaceae-, és az Epithemiaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 38.5%, 15.2%, 9.1%, 4.6%, ill. 0.5% volt. A Naviculaceae-családot Amphora-, Navicula-, Cymbella- és Gomphonema- fajok képviselték. Az Amphora pediculus relatív abundanciája 13.4% volt. A Bacillariaceae-családot Nitzschia-fajok képviselték. A Fragilariaceae-család legnagyobb relatív abundanciájú taxonjai a Fragilaria nanana, a Fragilaria pinnata és a Fragilaria ulna var. ulna voltak. Az Achnanthaceae-családot az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima), a Cocconeis pediculus, és a Cocconeis placentula képviselték, az Epithemiaceae-családot a Rhopalodia gibba képviselte. A tavi kovaalga-index EQR értéke NTDIL(1-20)=0.576 a mérsékelt ökológiai állapotnak felel meg.

2013. október 11.-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 5.8%-át a Centrales-rendbe, 94.2%-át a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák alkották. A Pennales-kovaalga-állomány legnagyobb arányú összetevői a Bacillariaceae-, Naviculaceae-, Achnanthaceae-és a Fragilariaceae-családba tartozó taxonok voltak, amelyeknek a megszámlált egyedekre vonatkoztatott relatív abundanciája 55.6%, 27.0%, 6.3%, ill. 5.2% volt. A Bacillariaceae-családot Nitzschia-fajok képviselték, amelyek közül a Nitzschia fonticola relatív abundanciája 17.1% volt. A Naviculaceae-családot Navicula-, Cymbella-, és Gomphonema-fajok képviselték. A Navicula cryptotenella relatív abundanciája 10.5% volt. A Fragilariaceae-családot Fragilaria-fajok, az Achnanthaceae-családot az Achnanthidium minutissimum (=Achnanthes minutissima) és a Cocconeis placentula képviselték. A tavi kovaalga-index EQR értéke NTDIL(1-20)=0.576 a mérsékelt ökológiai állapotnak felel meg.

Mintaegység	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)
P50THDFP1 08.	0,59	mérsékelt
P50THDFP2 08.	0,57	mérsékelt
P50THDFP1 10.	0,58	mérsékelt
P50THDFP2 10.	0,57	mérsékelt
Átlag érték:	0,584	mérsékelt

12.4.3-5. táblázat: A (HULWAIH136) jelű, Tolnai-Északi-Holt-Duna megnevezésű víztest fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A tavi kovaalga-index NTDIL(1-20)) értékei szerint a Tolnai-Északi-Holt-Duna **mérsékelt** ökológiai állapotúnak tekinthető. Az eredmények alapján megállapítható hogy a holtmeder fitobenton közössége állóvízi jellegű, alapvetően eltér a dunai fitoplankton összetételtől.

A Paksi Atomerőműből kivezetett hűtővíz nincs hatással a Tolnai-Északi-Holt-Duna fitobenton közösségére és annak hatása a Paks II. létesítése, illetve üzemeltetése - ideértve egy esetleges havária helyzetet is - során sem várható.

12.4.3.4 Makrofita

A Tolnai-Északi-Holt-Duna florisztikai és ökológiai értékelése

A Tolnai-Északi-Holt-Dunán a makrofita mintavételre öt mintavételi szelvényben, 2013. július 21-én és 2013. október 06-án került sor. A két mintavételi időszakban a mintavétel helyszíne azonos volt.

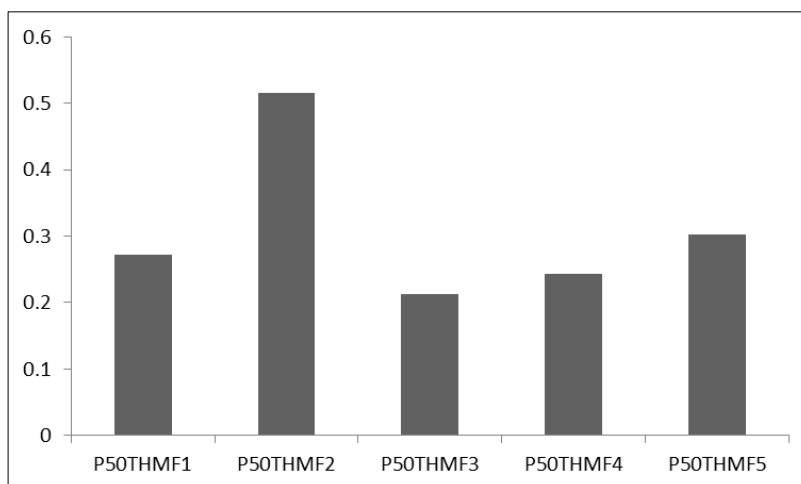
A mintavétel során 14 db makrofiton fajt találtunk. Natura 2000 jelölő faj nem került elő. A mennyiségi felvételekbe többnyire közönséges fajok kerültek, de találunk közöttük több olyan fajt is, amelyek jelentős hányada erőteljesen és agresszívan terjeszkedő idegenhonos elem. Ezek nagyon gyorsan képesek alkalmazkodni a változó környezeti viszonyokhoz, gyors reprodukciós képességgel rendelkeznek és egy részük komolyan fenyegetheti az őshonos vegetáció elemeit.

Tudományos név	Magyar név	Faj
<i>Alnus glutinosa</i>	Enyves éger	5
<i>Amorpha fruticosa</i>	Cserjés gyalogakác	1
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Amerikai kőris	5
<i>Humulus lupulus</i>	Komló	2
<i>Iris pseudacorus</i>	Mocsári nőszirm	1
<i>Lycopus europaeus</i>	Vízi peszérce	1
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Gyűrűs süllőhínár	2
<i>Phragmites australis</i>	Közönséges nád	4
<i>Populus tremula</i>	Rezgő nyár	3
<i>Robinia pseudo-acacia</i>	Fehér akác	2
<i>Rubus cf. caesius</i>	Hamvas szeder	2
<i>Typha angustifolia</i>	Keskenylevelű gyékén	4
<i>Typha latifolia</i>	Széleslevelű gyékény	1
<i>Ulmus glabra</i>	Hegyi szil	2

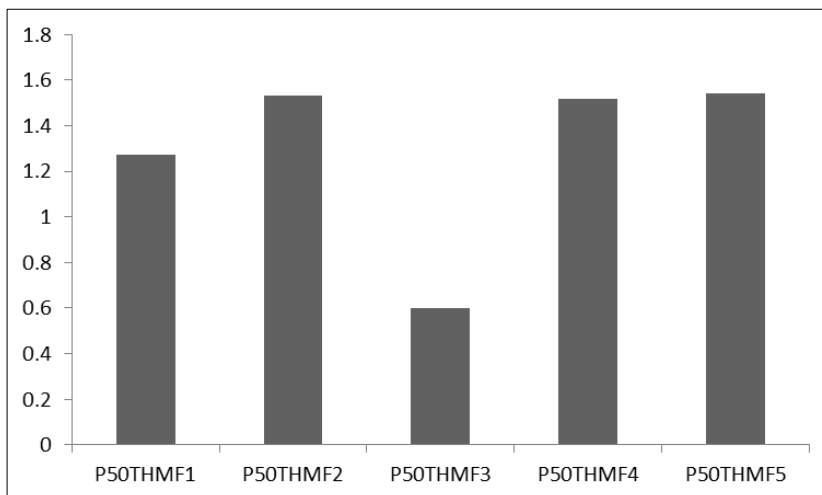
12.4.3-6. táblázat: A Tolnai-Északi-Holt-Dunán kimutatott makrofita fajok

A mintavétel során vett minták makrofiton mennyiségi értékeit elemezve (ANOVA) statisztikailag nem találtunk szignifikáns különbséget ($F_{4,350}=0,3943$ $p=0,81$) az összes minta vonatkozásában (12.4.3-2. ábra). A fajszaámokat és diverzitási értékeket vizsgálva jelentős különbségeket kaptunk az egyes minták között (12.4.3-3. ábra; 12.4.3-4. ábra). A minták közösségszerkezeti mutatóinak kvantitatív elemzését elvégeztük az összes mintára vonatkozóan. Ezek alapján elmondható, hogy az egyes Tolnai-Holt-Duna mintavételi helyek jelentősen, de nem szignifikánsan eltérő fajkészlettel rendelkeznek (lásd ANOVA).

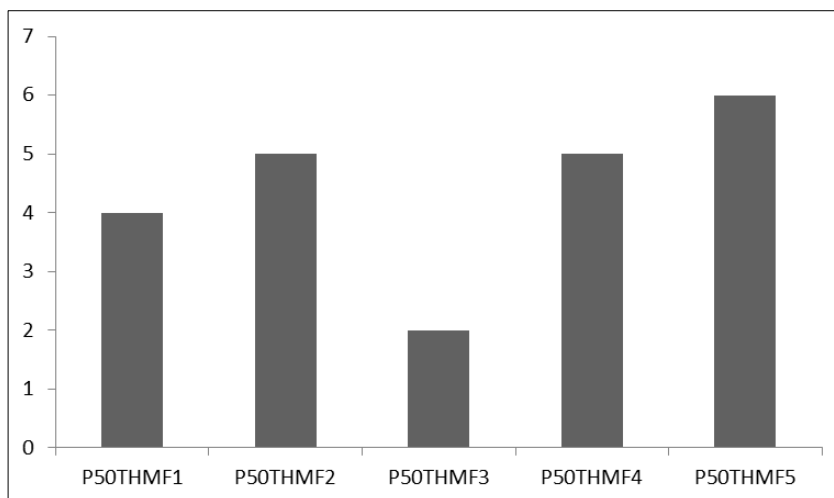
A Shannon diverzitás és a növények átlagos fajszaám értékeit tekintve a Tolnai-Holt-Duna mintavételi pontjai hasonló diverzitásúak és fajszaámúak. Ezek közül csak a 3. mintavételi pont a kivétel. A Tolnai-Holt-Duna mintáinak mennyiségi értékeinek eltéréseiben szabályszerűségek nem láthatóak, azok a mintavételi pontok különböző mértékű zavartságát jelzik.



12.4.3-2. ábra: A makrofiton fajok átlagos növény mennyisége a nyári és őszi mintavétel összevont adatai alapján a Tolnai-Holt-Duna mintavételi pontjain

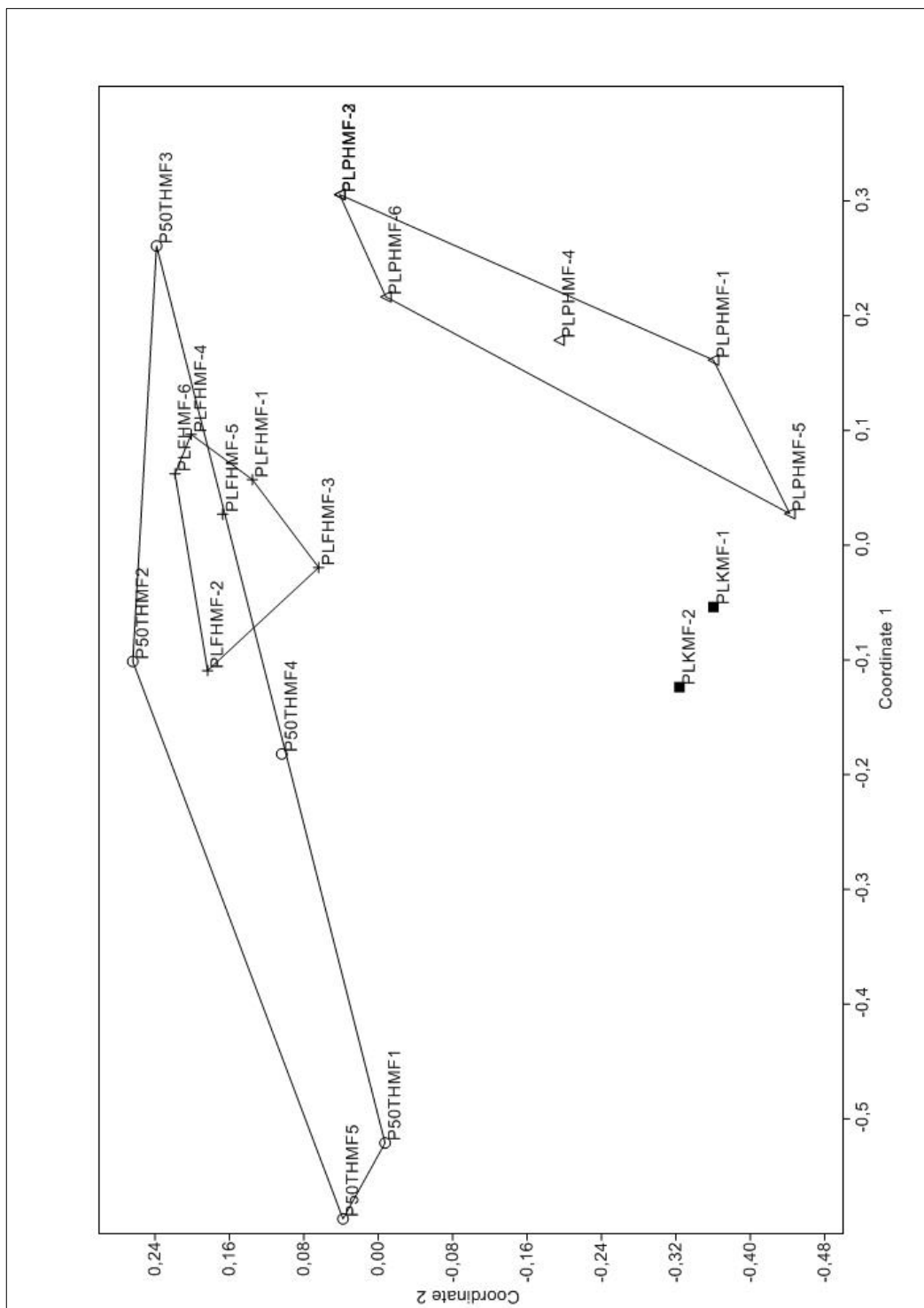


12.4.3-3. ábra: A makrofiton fajok Shannon diverzitás értékei a Tolnai-Holt-Duna mintavételi pontjain a nyári és őszi mintavételek összevont adatai alapján



12.4.3-4. ábra: A Tolnai-Holt-Duna mintavételi pontjainak fajszám értékei a nyári és őszi mintavétel összevont makrofiton adatai alapján

A Tolnai-Holt-Duna mintáit ordinációs eljárással (PCoA) vetettük össze a Kondor-tó, Horgász-tó, Faddi-Holt-Duna értékeivel. Az elemzéshez Bray-Curtis hasonlósági függvény alapján készített főkoordináta elemzést alkalmaztunk (12.4.3-5. ábra).



12.4.3-5. ábra: A Tolnai-Holt-Duna, Faddi-Holt-Duna, a Kondor-tó és a Horgász-tavak makrofiton állományainak főkoordináta analízise a 2012-es és 2013-as nyári, illetve őszi mintavételek összevont makrofiton adatai alapján

Az elemzés alapján egymáshoz közel estek a két holt-mederben felvett mintavételi pontok. A mintavételi pontok elkülönülése az y tengely mentén alapvetően a medrek morfológiai jellegei alapján, míg az x tengely mentén a horgászati intenzitás alapján történt.

A Tolnai-Északi-Holt-Duna VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

Az ökológiai vízminősítés során a VKI szempontjait figyelembe véve a víztér egészét minősítjük, a mintavételi helyek adatsorai alapján. A víztest minősítést a különböző időszakok és mintahelyek értékeinek átlaga alapján adjuk meg.

P50THDMF	Összesített DAFOR köbös érték	Fajszám
A (indikátor fajok)	0	0
B (közömbös fajok)	133	6
C (zavarásjelző fajok)	0	0
SUM	133	6
Referencia Index	0	
EQR érték	0,5	
Minősítés	mérsékelt	

12.4.3-7. táblázat: A Tolnai-Északi-Holt-Duna ökológiai állapota a makrofiton alapú ökológiai vízminősítés alapján

A vizsgálatok alapján a Tolnai-Északi-Holt-Duna ökológiai állapota a makrofiton állományok alapján **mérsékelt**. Az ökológiai elemzések rámutatnak arra a tényre, hogy a holt-meder makrofita vegetációja alapvetően eltér a dunaitól, az leginkább élőhelyi adottságok tekintetében a Faddi-Holt-Dunáéval mutat hasonlóságot.

A Paksi Atomerőmű hűtővíz bevezetésének nincs hatása a Tolnai-Északi-Holt-Duna vegetációjára, és a Paks II. létesítése, valamint üzemeltetése sem lesz arra hatással, ideértve egy esetleges havária helyzetet is.

12.4.3.5 Makrozoobenton

A Tolnai-Északi-Holt-Duna faunisztikai és ökológiai értékelése

A Tolnai-Északi-Holt-Dunán a Makrozoobenton nyári mintavételét 2013. július 21-én, míg az őszi mintavételét 2013. október 06-án végeztük két mintaegység, összesen hat alegységében, amelyek jól reprezentálják a holt-meder élőhelyi adottságait.

A nyári mintavétel alkalmával összesen 24, míg őszi 32 különböző rangú makrogerinctelen taxont mutattunk ki.

A kimutatott taxonok jelentős része állóvízi (lenitikus) szervezet volt, sok puhatestű és szitakötő taxonnal, melyek az állóvizekben található vízinövényzethez (makrofita) kötődnek (*Physella acuta*, *Radix auricularia*, *R. balthica*, *Ischnura elegans*, *Coenagrion puella*) és szép számmal kerültek elő.

Kisebbszámban jelentek csak meg az invazív, a folyókban is előforduló (lotikus) elemek is (pl. a pontuszi tanúrák, *Limnomyia benedeni* és a vándorkagyló, *Dreissena polymorpha*).

Taxonok	P50THDMZB	P50THDMZB
Vízi kevéssértűű férgek (Oligochaeta)	1	3
Piócák (Hirudinea)		
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i> (LINNAEUS, 1766)	2	
Csigák (Gastropoda)		
<i>Bithynia leachii</i> (SHEPPARD, 1823)		4
<i>Bithynia tentaculata</i> (LINNAEUS, 1758)	13	19
<i>Galba truncatula</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	1	4
<i>Gyraulus crista f. spinulosa</i> (LINNAEUS, 1758)		1
<i>Physella acuta</i> (DRAPARNAUD, 1805)	13	23
<i>Stagnicola palustris</i> (O.F. MÜLLER, 1774)		1
<i>Radix auricularia</i> (LINNAEUS, 1758)	4	5
<i>Radix balthica</i> (LINNAEUS, 1758)	10	12
<i>Valvata piscinalis</i> (O.F. MÜLLER, 1774)	1	4
<i>Viviparus sp.</i>	1	
Kagylók (Bivalvia)		
<i>Anodonta cygnea</i> (LINNAEUS, 1758)	1	1
<i>Dreissena polymorpha</i> (PALLAS, 1771)		1
Rákok (Crustacea)		
<i>Asellus aquaticus</i> (LINNAEUS, 1758)		1
<i>Limnomyia benedeni</i> CZERNIAVSKY, 1901	6	35
Kérészek (Ephemeroptera)		
<i>Caenis horaria</i> (LINNAEUS, 1758)		1
<i>Caenis robusta</i> EATON, 1884		11

<i>Cloeon dipterum</i> (LINNAEUS, 1761)		7
Vízifátyolkák (Megaloptera)		
<i>Sialis lutaria</i> (LINNAEUS, 1758)		1
Szitakötők (Odonata)		
<i>Anax imperator</i> LEACH, 1815	1	
<i>Coenagrion puella</i> (LINNAEUS, 1758)	2	
<i>Ischnura elegans</i> (VANDER LINDEN, 1820)	11	22
<i>Libellula fulva</i> MÜLLER, 1764		1
<i>Orthetrum albistylum</i> (SELYS, 1848)		3
<i>Orthetrum cancellatum</i> (LINNAEUS, 1758)	8	5
<i>Platycnemis pennipes</i> (PALLAS, 1771)	6	6
Poloskák (Heteroptera)		
<i>Gerridae</i>		7
<i>Ilyocoris cimicoides</i> (LINNAEUS, 1758)		1
<i>Micronecta</i> sp.		1
Tegzesek (Trichoptera)		
<i>Ecnomus tenellus</i> RAMBUR, 1842		9
Bogarak (Coleoptera)		
<i>Anacaena limbata</i> (FABRICIUS, 1792)	6	2
Kétszárnyúak (Diptera)		
<i>Bezzia</i> sp.		3
<i>Chironominae</i>	23	36
<i>Glyptotendipes</i> sp.	6	14
<i>Orthocladiinae</i>	5	2
<i>Limoniidae</i>		1
<i>Tabanidae</i>		1
<i>Tanytus punctipennis</i> MEIGEN, 1818		1
<i>Tanytarsini</i>		1

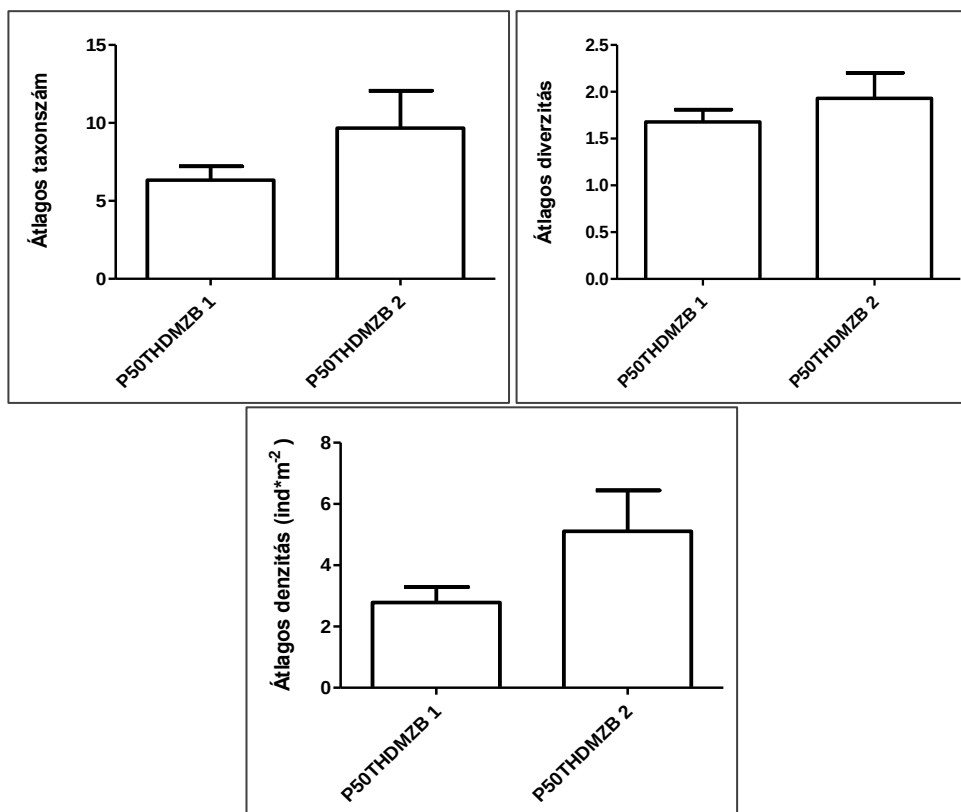
12.4.3-8. táblázat: A Tolnai-Északi-Holt-Dunában kimutatott makrogerinctelen taxonok listája

A nyári mintavétel során gyűjtött minták makrozoobenton denzitásait elemezve Mann-Whitney teszttel (két hely összehasonlítására) statisztikailag szignifikáns különbséget az egyes egységek között nem tapasztaltunk ($U = 104.0$; $p = 0.4004$). Az átlagos taxonszámokat vizsgálva kimutatható, különbség szintén nem volt ($U = 2.500$; $p = 0.5066$), hasonlóan az átlagos Shannon diverzitási értékekhez, melyek szintén nem tértek el szignifikánsan ($U = 3.000$; $p = 0.7000$) (12.4.3-6. ábra).

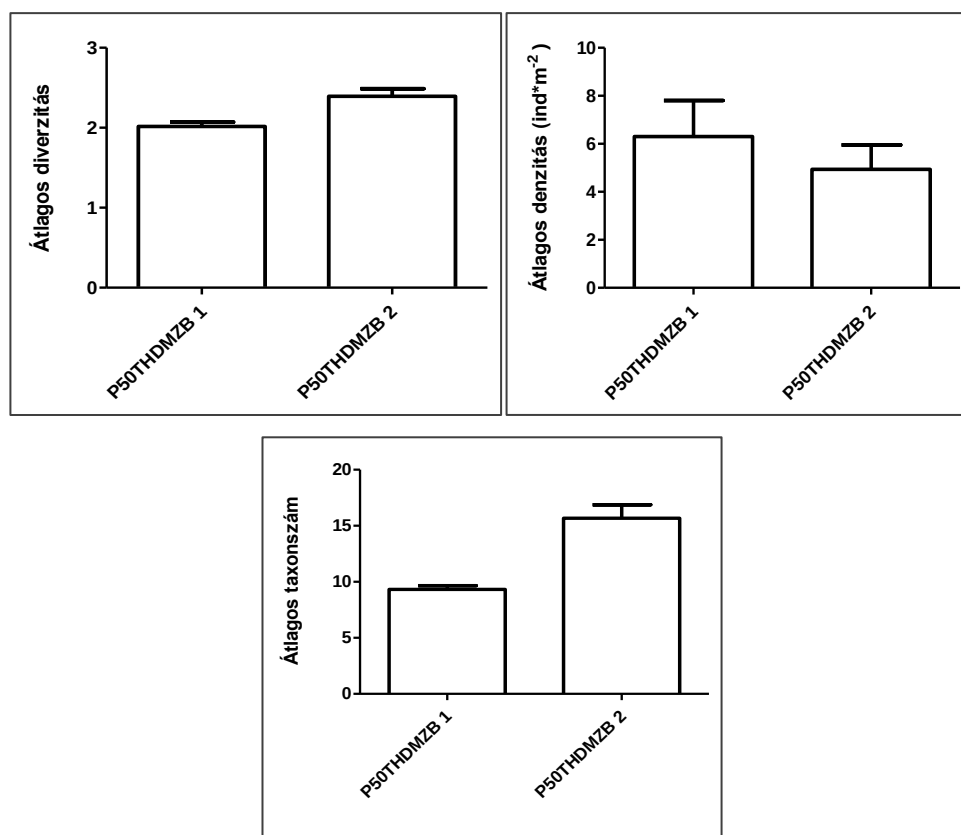
Alapvetően látszik, hogy a 2-es szelvény közösségszerkezeti mutatói nagyobbak, ami leginkább annak köszönhető, hogy sokkal heterogénebb élőhelyekkel (emerz, mocsári és hínár, szubmerz növényzettel) rendelkezett ez a szelvény, melyekhez sok lenitikus makrogerinctelen taxon kötődik.

Az őszi mintavétel során vett minták makrozoobenton denzitásait elemezve Mann-Whitney teszttel (két hely összehasonlítására) statisztikailag szignifikáns különbséget az egyes egységek között nem tapasztaltunk ($U = 147.0$; $p = 0.1988$). Az átlagos taxonszámokat vizsgálva erős szignifikáns különbség volt ($U = 0.000$; $p = 0.0071$), hasonlóan az átlagos Shannon diverzitási értékekhez, melyek szignifikánsan eltértek ($U = 0.003$; $p = 0.0261$) (12.4.3-7. ábra).

Az őszi mintavétel során a 2-es szelvényben sokkal nagyobb átlagos taxonszámot tapasztaltunk, melyet az *Orthetrum* spp szitakötőfajok, kérészfajok és a nyárihoz képest több csigafaj jelenléte okozott.

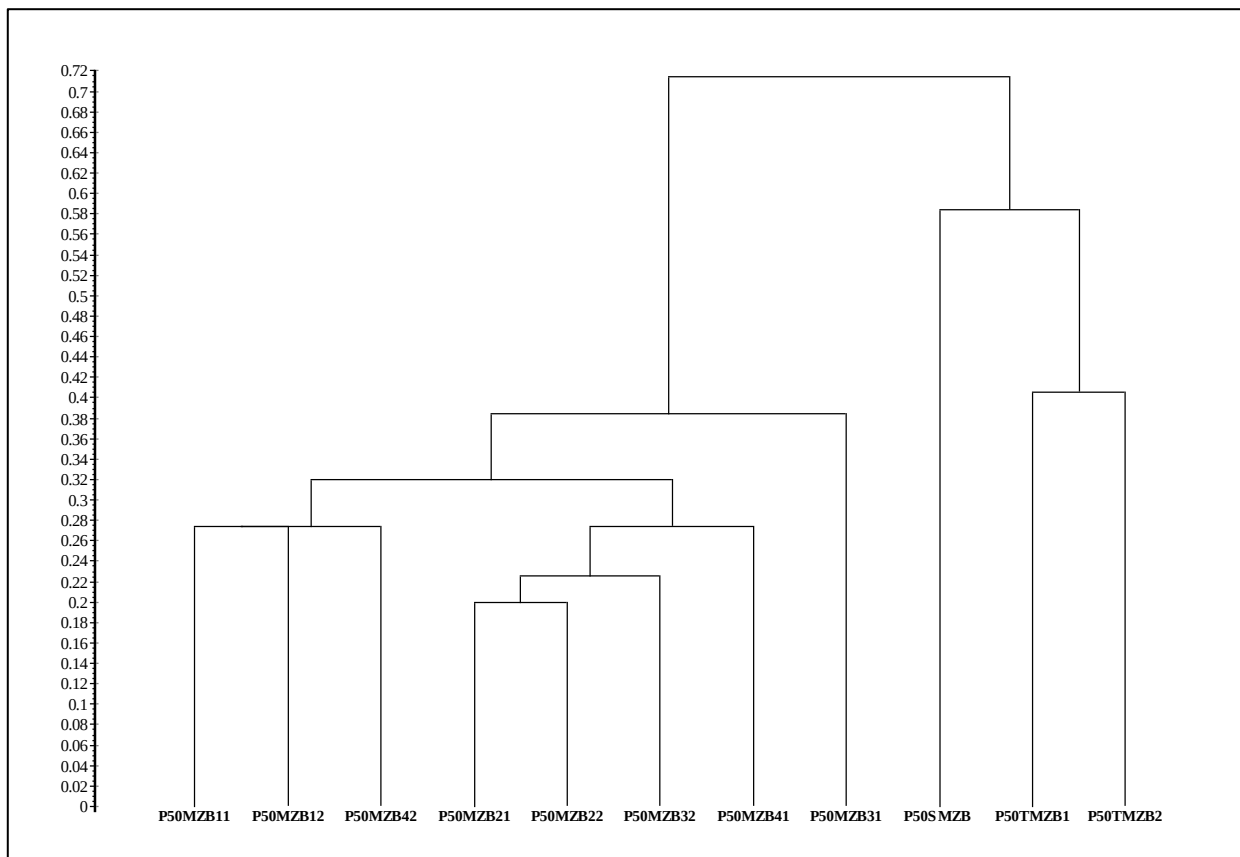


12.4.3-6. ábra: A makrozoobenton átlagos egyedszáma, taxonszáma és diverzitása nyáron a két szelvényben



12.4.3-7. ábra: A makrozoobenton átlagos egyedszáma, taxonszáma és diverzitása ősszel a két szelvényben

A nyári mintavételi adatok alapján a Tolnai-Holt-Duna kvalitatív adatait összevetettük a 2013. évi dunai mintavételek adataival Rogers-Tanimoto bináris függvény alkalmazásával. A klaszter analízis során csoportátlag módszert alkalmaztunk. (12.4.3-8. ábra).



12.4.3-8. ábra: A kvalitatív adatok klasztere a nyári makrozoobenton mintavételek alapján

Az eredmények azt igazolják, hogy a Tolnai-Holt-Duna taxonkészlete - hasonlóan a Faddi-Holt-Dunához - jelentősen elkülönül a dunai adatoktól. Ennek magyarázata, hogy a Holt-Duna taxonkészletét szinte kizárólag állóvízi (lenitikus) szervezetek alkotják, szemben a Duna lotikus (áramlást kedvelő) taxonjaitól. Ez egyúttal azt is jelenti, hogy bár megjelennek dunai elemek a Tolnai-Holt-Duna makrogerinctelen faunájában, ugyanakkor a holt-meder önálló, lenitikus faunával rendelkezik, nem áll a Duna hatása alatt.

A TOLNAI-ÉSZAKI-HOLT-DUNA VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

A minősítést a makrozoobenton család-pontrendszer (MMCP) [12-7] alapján végeztük. Ezen rendszerben a középső (3) érték megnevezése a VKI-ban használttól eltérően közepes. A holt-meder ökológiai állapotát a nyári és az őszi minták pontszámainak átlagai alapján határoztuk meg.

HULWAIH136 víztest	NYÁR			ŐSZ		
	MMCP	TÁP	Minősítés	MMCP	TÁP	Minősítés
P50THDMZB1	35	3.80	közepes	33	3.30	közepes
P50THDMZB1	56	3.50	közepes	69	3.45	közepes
Összesített minősítés	közepes					

12.4.3-9. táblázat: A Tolnai-Holt-Duna VKI szerinti minősítése a MZB alapján

A minősítés eredményeként meghatározott ökológiai állapot **közepes**. A Tolnai-Északi-Holt-Duna alapvetően tavi makrozoobenton közösséggel jellemezhető. Ez egyúttal azt is jelenti, hogy bár megjelennek dunai elemek a Tolnai-Holt-Duna makrogerinctelen faunájában, ugyanakkor a holt-meder önálló, lenitikus faunával rendelkezik, nem áll a Duna hatása alatt.

A Paksi Atomerőmű hatása a Tolnai-Északi-Holt-Duna makrozoobenton közösségére nem mutatható ki, és a Paks II. építése, valamint üzemeltetése során sem várható ezekkel összefüggésbe hozható antropogén hatás.

12.4.3.6 Halak

A Tolnai-Északi-Holt-Duna faunisztikai és ökológiai értékelése

A Tolnai-Északi-Holt-Dunán 2 db, egyenként 300 méter hosszúságú mintaegységet vizsgáltunk két, (nyár, ősz) ismételtsben.

A nyári és őszi mintavétel alkalmával a Tolnai-Északi-Holt-Duna két mintaegységből összesen 20 halfaj 1 612 egyede került elő.

Fajnév	P50THDH1	P50THDH2
<i>Rutilus rutilus</i>	1	1
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	1	1
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1	1
<i>Alburnus alburnus</i>	1	1
<i>Blicca bjoerkna</i>	1	1
<i>Abramis brama</i>	1	1
<i>Pseudorasbora parva</i>	1	1
<i>Rhodeus amarus</i>	1	0
<i>Carassius gibelio</i>	1	1
<i>Cyprinus carpio</i>	1	1
<i>Misgurnus fossilis</i>	1	0
<i>Silurus glanis</i>	1	1
<i>Ameiurus melas</i>	1	1
<i>Esox lucius</i>	1	1
<i>Lepomis gibbosus</i>	1	1
<i>Perca fluviatilis</i>	1	1
<i>Gymnocephalus cernua</i>	1	1
<i>Sander lucioperca</i>	1	1
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	1	1
<i>Neogobius fluviatilis</i>	1	0
FAJSZÁM:	20	17

12.4.3-10. táblázat: A mintavétel során a Tolnai-Északi-Holt-Dunából előkerült halfajok

A mintavételi szelvényekből előkerült fajok közül kettő áll természetvédelmi oltalom alatt (*Rhodeus amarus*, *Misgurnus fossilis*) Ugyanez a két faj szerepel az Élőhelyvédelmi Irányelv (Habitat Direktíva) II. függelékében, a közösségi jelentőségű fajok között.

A két mintavételi szelvény fajkészlete nagymértékben kiegyenlített, az előkerült 20 fajból mindössze a *Rhodeus amarus*, *Misgurnus fossilis* és *Neogobius fluviatilis* került elő kizárólag az egyik mintaegységből.

A holt-mederben egyedszáma alapján meghatározó jelenlétű a *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Alburnus alburnus*, *Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Ameiurus melas*. Ezek mellett ugyanakkor igen nagy mennyiségben vannak jelen a horgászati szempontból jelentős fajok, elsősorban a *Cyprinus carpio*, *Sander lucioperca*, *Ctenopharyngodon idella*.

A mintavételek során előfordult 20 fajból 13 fajnak kerültek elő ivadék példányai. Ez azt jelenti, hogy a fajok 65%-a ivadék korosztályban is jelen volt. Ez viszonylag alacsony arány. Ráadásul nagyobb egyedszámban épp a zavarástűrő *Rutilus rutilus*, valamint idegehonos és invazív *Pseudorasbora parva*, *Carassius gibelio*, *Ameiurus melas*, *Lepomis gibbosus* fordult elő.

A Tolnai-Holt-Duna két mintaegysége halközösségének ökológiai elemzését azok funkcionális jellemzői (Halasi-Kovács és Tóthmérész [12-18]) alapján adjuk meg (12.4.3-11. táblázat; 12.4.3-12. táblázat).

Funkcionális jellemzők	P50TH1	P50TH2
Táplálkozási habitat		
Nyílt vízi	25,30	52,21
Metafitikus	45,42	15,63
Bentikus	29,28	32,15
Áramlás foka		
Stagnofil	39,64	22,42
Euritóp	60,36	77,58
Reofil	0,00	0,00
Élőhely specializáció		
Zavarástűrő	77,69	79,65
Generalista	10,96	11,80
Specialista	11,35	8,55
Eredet		
Adventív	41,83	25,07
Őshonos	58,17	74,93

12.4.3-11. táblázat: A Tolnai-Holt-Duna halközösségeinek néhány funkcionális jellemzője nyáron

Funkcionális jellemzők	P50TH1	P50TH2
Táplálkozási habitat		
Nyílt vízi	0,00	5,77
Metafitikus	90,73	68,46
Bentikus	9,27	25,77
Áramlás foka		
Stagnofil	65,37	16,92
Euritóp	34,63	83,08
Reofil	0,00	0,00
Élőhely specializáció		
Zavarástűrő	69,27	66,92
Generalista	10,24	17,69
Specialista	20,49	15,38
Eredet		
Adventív	68,29	58,46
Őshonos	31,71	41,54

12.4.3-12. táblázat: A Tolnai-Holt-Duna halközösségeinek néhány funkcionális jellemzője ősszel

A Tolnai-Holt-Duna halközössége az "áramlás foka" funkcionális jellemző alapján tipikus paleopotamon holtág képét mutatja, teljes mértékben hiányoznak a reofil faunaelemek. Ez ugyanakkor megerősíti azt a tényt is, hogy a holt-meder és még a vele közvetett kapcsolatban álló természetes élő vízfolyások között sem biztosított a halak vándorlása érdemben. Ez egyúttal azt is jelenti, hogy a holt-meder önálló halállománnyal rendelkezik. A táplálkozási habitat funkcionális jellemző szerinti csoportosítás az egyes mintavételek között mind a helyszín, mind az időpont tekintetében elég változatos állapotot mutat. A bentikus fajok ilyen arányú jelenléte az erős feliszapolódás mellett az oxigénháztartás szempontjából összességében elfogadható. A holtágban meghatározó állományban vannak jelen a zavarástűrő halfajok. Ez mind tér, mind időbeni kiterjedésben kiegyenlített. A specialista fajok relatív abundancia értéke igen alacsony. Hasonlóan kedvezőtlen képet mutat az eredet szerinti csoportosítás. Igen magas az idegenhonos halfajok relatív abundanciája.

A funkcionális jellemzők elemzése alapján megállapítható, hogy a Tolnai-Északi-Holt-Dunában a zavarástűrő és idegenhonos halfajok magas relatív abundancia értéke jelentős zavartságot mutat. Jelen vizsgálat eredményei, illetve a telepítési-fogási adatok (MVM ERBE [12-30]) egyaránt igazolják, hogy a haltelepítések jelentősen befolyásolják a természetes halközösség struktúráját. Ezzel együtt az invazív fajok nagyobb relatív abundanciája azt is jelzi, hogy a halközösség struktúrája nem egy alacsonyabb fajszámú, elsősorban stagnofil fajok alkotta klimax halközösség, hanem a horgászati hasznosítás okozta diszturbancia eredményeként folyamatosan egy pionír halközösség megújulása irányába mutat. Az eredmények alapján egy nagymértékben zavart, intenzív horgászati hasznosítású állóvíz képe rajzolódik ki.

A TOLNAI-ÉSZAKI-HOLT-DUNA VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

A többi állóvízhez hasonlóan a Tolnai-Északi-Holt-Duna ökológiai állapotminősítését is Halasi-Kovács és mtsai [12-17] alapján adtuk meg. az országos vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés során tettek az állóvíz víztestek minősítésére ajánlást. Jelen munka során a minősítést ez alapján végezzük el.

Minősítési kritériumok	P50THD	
	Érték	Értékszám
Szakértői megítélés	1	1
Specialista fajok relatív gyakorisága	13,94	1
Óshonos fajok relatív gyakorisága	51,59	2
Minősítés eredménye		1,33
VKI Minősítés értékszáma		gyenge (2)

12.4.3-13. táblázat: A Tolnai-Északi-Holt-Duna minősítése az őszi mintavétel alapján

Összességében a Tolnai-Északi-Holt-Duna halegyüttese alapján a **gyenge** ökológiai állapotú víztestek közé sorolható. Ez egybevág az ökológiai elemzés eredményeivel. A holt-meder önálló halegyüttessel rendelkezik, ugyanakkor a természetes halközösség struktúráját a haltelepítések jelentősen befolyásolják. Az eredmények alapján egy nagymértékben zavart, intenzív horgászati hasznosítású állóvíz képe rajzolódik ki.

Az adatok elemzése alapján a Paksi Atomerőmű kibocsátásával összefüggésbe hozható elváltozást a halközösség szerkezetben nem tapasztaltunk és nem várható ezzel összefüggésbe hozható antropogén hatás a Paks II. építése és üzemeltetése során sem, ideértve egy esetleges havária helyzetet is.

12.4.3.7 A HULWAIH136 jelű, Tolnai-Északi-Holt-Duna megnevezésű víztest összesített VKI szempontú állapotminősítése

Az értékelés során alapvetően figyelembe vettük az ECOSTAT guidance document no. 13. (ECOSTAT 2005: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) dokumentumban foglalt alapelveket, valamint a 2008-ban az országos vízgyűjtő gazdálkodási tervezés során meghatározott hazai iránymutatásokat.

A víztest Víz Keretirányelv szempontú állapotértékelése során az „egy rossz, mind rossz” elvet követtük.

Bár a makrozoobenton és a halközösség vonatkozásában VKI szempontú minősítési rendszerrel nem rendelkezünk az állóvizek vonatkozásában, ezen biológiai elemek adatainak mintavételi és értékelési megbízhatósága miatt mindkét biológiai elem alapján végzett minősítést is teljes súllyal vettük figyelembe az értékelés során.

HULWAIH136	Fizikai-kémiai jellemzők	Fitoplankton	Fitobenton	Makrofita	Makrozoobenton	Halak
Tolnai-Északi-Holt-Duna	Nem éri el a jó állapotot	mérsékelt	mérsékelt	mérsékelt	közepes	gyenge

12.4.3-14. táblázat: A Tolnai-Északi-Holt-Duna (HULWAIH136) VKI alapú minősítése

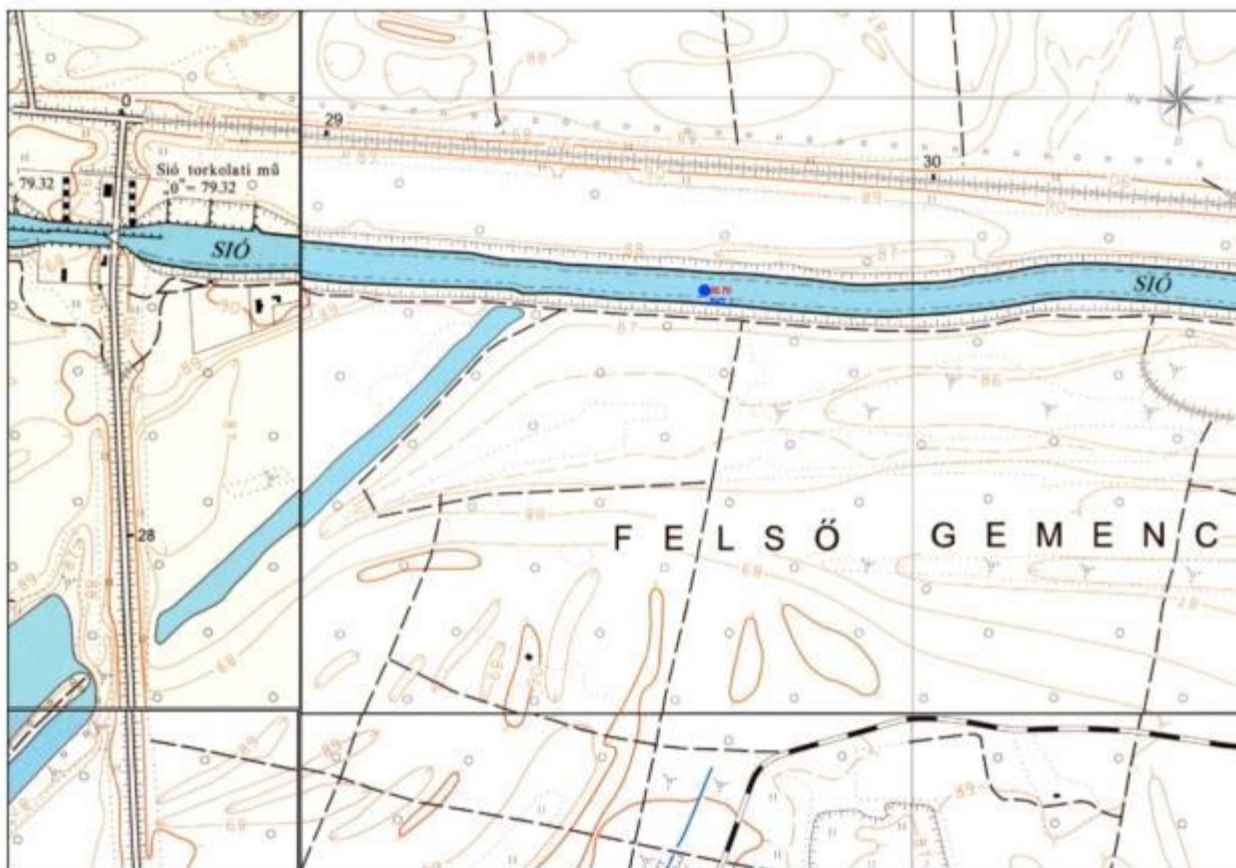
AZ ÉRTÉKELÉSEK ALAPJÁN A HULWAIH136 JELŰ VÍZTEST ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTA A 2013. ÉVI MINTAVÉTELEK ALAPJÁN VÉGZETT VKI SZEMPONTÚ ÖSSZESÍTETT VÍZMINŐSÍTÉS SZERINT **GYENGE** ÁLLAPOTÚ.

KIJELENTHETŐ TOVÁBBÁ, HOGY A PAKSI ATOMERŐMŰ KIBOCSÁTÁSA EGYETLEN VIZSGÁLATI CSOPORT TEKINTETÉBEN SEM OKOZ KIMUTATHATÓ VÁLTOZÁST, ÉS NEM VÁRHATÓ ILYEN HATÁS SEM A PAKS II. ÉPÍTÉSE, SEM A KÜLÖNBÖZŐ ÜZEMÁLLAPOTOKKAL JELLEMEZHETŐ ÜZEMELÉSI IDŐSZAK ALATT, IDEÉRTVE A HAVÁRIA ESEMÉNYEKET IS.

12.4.4 SIÓ-CSATORNA

12.4.4.1 A víz vizsgálatának fizikai kémiai eredményei

A telephelytől mintegy 30 km-re, D-re elhelyezkedő Sió-csatorna alvízi ágban 2013. év második félévében két alkalommal végeztünk fizikai-kémiai paraméterek meghatározására vonatkozó vizsgálatokat. A szelvények helyszínrajzait a 12.4.4-1. ábrakon adtuk meg. A Sió-csatorna minősítését e két vizsgálat alapján végeztük el.



12.4.4-1. ábra: Sió csatorna alvízi vizsgálati szelvény helyszínrajza

A térség dunai helyszínrajzát a 12.3.3-2. ábra tartalmazza.

A Sió-csatorna alvízi szelvényében 2013. második félévében végzett vízminőségi vizsgálatok komponensenként, és csoportonként VKI szerint a 12.4.3-1. táblázatban adtuk meg.

SIÓ-CSATORNA ALVÍZI SZELVÉNY MINŐSÍTÉSE VKI SZERINT

A Sió csatorna (alvíz) szelvény a savasodási állapotjelzők közül a pH II osztályú, értékelési pontja 4.0, ezért a VKI értékelésének metodikája alapján 2013. év második félévi vizsgálatok alapján savasodási állapotot jó állapotúnak minősítjük.

A sótartalom állapotjelzők közül a vezetőképesség nem érte el a jó állapotot, értékelési pontja 0, ezért a VKI értékelésének metodikája alapján 2013. év második félévi vizsgálatok alapján sótartalom állapota nem érte el a jó állapotot.

Az oxigénháztartás állapotjelzők közül Oldott oxigén és az Oxigén telítettség I osztályú. A BOI_5 és a KOI_k egyik esetben sem érte el a jó állapotot, a csoport értékelési pontja 2.5 ezért a VKI értékelésének metodikája alapján 2013. év második félévi vizsgálatok alapján az oxigénháztartás állapota nem érte el a jó állapotot..

A növényi tápanyagok jelzői közül Ammónium-N, Nitrát-N, Összes N, Orto-foszfát-P Összes foszfor, és az a-klorofil egyik esetben sem érte el a jó állapotot. A csoport értékelési pontja 0.0 ezért a VKI értékelésének metodikája alapján 2013. év második félévi vizsgálatok alapján növényi tápanyagok állapota nem érte el a jó állapotot.

A fémek állapota alapján minden komponense I osztályú, a csoport értékelési pontja 5, ezért a VKI értékelésének metodikája alapján 2013. év második félévi vizsgálatok alapján a fémek állapotát kiváló állapotúnak minősítjük.

A Sió-csatorna (alvíz) (HURWAEP959 víztest) a 2013. második félévi vizsgálatok alapján, a fizikai-kémiai paraméterek ökológiai szempontok szerinti VKI minősítése **nem érte el a jó állapotot**.

12.4.4.2 Fitoplankton

A Sió-csatorna alsó szakaszán vett fitoplankton minták eredményei és értékelésük

2013. augusztus 28-án és 2013. október 10-én merített mintát vettünk a Sió alsó szakaszán, a záró műtárgy alatti terület egy mintapontján a fitoplankton mennyiségi és minőségi vizsgálata céljából, a vízkémiai vizsgálatokéval azonos mintavételi helyen és időpontban. A Sió ezen szakasza magas dunai vízállás során a visszaduzzasztás következményeként dunai hatás alatt áll.

TAXONOK	MINTAVÉTELI HELYEK ÉS IDŐPONTOK	
	Sió: alsó-szakasz	
	P50SFP	P50SFP
	2013.08.28	2013.10.10
SUM piko	2	19
SUM nano	2	21
SUM Flagellatae	20	37
SUM Chroococcales	5	7
SUM Oscillatoriales	2	55
SUM Nostocales		16
SUM Euglenophyta	94	
SUM Cryptophyta	87	138
SUM Dinophyta	157	
SUM Chrysophyceae	9	43
SUM Xanthophyceae	9	1
SUM Centrales	123	1589
SUM Pennales	3	59
SUM Volvocales	9	11
SUM Chlorococcales	123	227
SUM Ulothricales	2	
SUM Desmidiaceae	17	2
SUM Zygnematales		2
SUM	6705	22331
a-klorofill koncentráció (µg/l)	9,6	76,4
a biomassa a-klorofill tartalma (%)	0,143	0,342
trofitás-fok	3 (o-m)	6 (eu)

12.4.4-1. táblázat: A fitoplankton biomasszája (µg/l) és az a-klorofill koncentráció (µg/l) értékei a Sió-csatornán

Augusztusban a fitoplankton biomasszája 6.7 mg/l, az a-klorofill koncentráció 9.6 µg/l volt, amely utóbbi a Felföldy (1987)-féle tíz-fokozatú (0-9) trofitási skálán (J. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a 3 (oligo-mezotróf) fokozatnak felel meg [12-11], [12-31]. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a páncélos ostoros algák (Dinophyta: 23.4%), a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák és a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák (18.4%, ill. 18.4%), az ostoros algák (Euglenophyta: 14.1%) és a barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta: 13.0%) voltak.

Októberben a fitoplankton biomasszája 22.3 mg/l, az a-klorofill koncentráció 76.4 µg/l volt, amely érték az 4 (mezotróf) fokozatnak felel meg. A fitoplankton biomassa legnagyobb arányú összetevői a Centrales-rendbe tartozó kovaalgák (71.2%), a Chlorococcales-rendbe tartozó zöldalgák (10.2%) és a barázdás ostoros moszatok (Cryptophyta: 6.2%) voltak.

A SIÓ-CSATORNA ALSÓ SZAKASZÁNAK VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

2013 augusztusában a fitoplankton összetétele alapján, a VKI ajánlásainak megfelelően számított HRPI magyar folyóvízi fitoplankton index értéke 0.660 volt, ami a jó ökológiai állapotnak felel meg.

Októberben a fitoplankton összetétele alapján számított HRPI magyar folyóvízi fitoplankton index értéke 0.255 volt, ami a gyenge ökológiai állapotnak felel meg.

Mintaegység	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)
P50SFP 08. hó	0,660	jó
P50SFP 10. hó	0,255	gyenge
Átlag érték:	0,458	mérsékelt

12.4.4-2. táblázat: A (HURWAEP959) jelű, Sió alsó megnevezésű víztest fitoplankton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A Sió alsó, vizsgált szakaszán a fitoplankton minősítési értéke között jelentős különbség adódott a két időszakban. Természetes körülmények között többnyire nyáron, a gyorsabb produkció eredményeként rosszabb állapot alakul ki, mint ősszel. A Sió fitoplanktonja egyértelműen jelzi azt, hogy a természetes körülmények között kialakuló ökológiai állapotot a külső terhelés időszakonként jelentősen módosítja. Összességében a Sió ökológiai állapota a fitoplankton alapján mérsékelt.

Az eredmények azt jelzik, hogy egy dunai hatás helyett sokkal inkább a Sió tápanyagterhelésével lehet számolni a Dunában. Ezzel együtt megállapítható, hogy a Paksi Atomerőmű kibocsátása a Sió fitoplankton közösségére nincs hatással. A Paks II. üzemeltetése során az összes blokk egyidejű üzemelésének időszakában - tervezetten 2030-2032 között - számolni kell a Sió tápanyag terhelésével, ami a melegvíz kibocsátás hatását közvetett módon a torkolat alatti területen felerősítheti, ezzel a fitoplankton biomassza értékeit emelheti.

12.4.4.3 Fitobenton

A Sió-csatorna alsó szakaszán vett fitobenton minták eredményei és értékelésük

A Sió-csatornán 2013. augusztus 27-én és 2013. október 10-én a kijelölt szelvény egy parti mintavételi helyén mintáztuk a szilárd alzaton (kő, fa) kialakult élőbevonatot a fitobenton mennyiségi és minőségi vizsgálata céljából. A Sió-csatorna alsó szakaszán a fitobenton mintavétel a Sió-zsilip alatti szelvényben történt, mert a kijelölt mintavételi helyhez legközelebb ezen a helyen volt a vizsgálat céljára megfelelő kőbevonat.

TAXONOK	Sió-csatorna P50SFB	
	2013.08.28	2013.10.10
	pi (%)	pi (%)
CENTRALES		
SUM Centrales	62,6	65,5
PENNALES		
SUM Fragilariaceae	0,9	2,8
SUM Achnanthaceae	2,4	1,6
SUM Naviculaceae	16,6	15,5
SUM Bacillariaceae	17,5	14,7
SUM Epithemiaceae	0,0	0,0
SUM Surirellaceae	0,0	0,0
SUM Pennales spp. (egyéb)	0,0	0,0
SUM	100,0	100,0

12.4.4-3. táblázat: Az élőbevonat kovaalga állományának összetétele a Sió-csatornában

A Sió-csatorna alsó szakaszán 2013. augusztus 28.-án az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 62.6%-át, a nagyrészt a planktonból kiüledett Centrales-kovaalgák alkották, amelyek közül a Vi=2 indikátor értékű Cylotella meneghiniana relatív abundanciája 47.4% volt. A Pennales-rendbe tartozó kovaalgák részesedése 37.4% volt.

Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú összetevői a Bacillariaceae- és a Naviculaceae-családba tartozó taxonok voltak (17.5%, ill. 16.6%).

2013. október 10.-én az élőbevonat kovaalga állományában a megszámlált egyedek 65.5%-át a Centrales-rendbe, 34.5%-át a Pennales-rendbe tartozó kovaalgák alkották. A Centrales-rendbe tartozó Vi=2 indikátor értékű *Cyclotella meneghiniana* relatív abundanciája 39.7% volt. A Pennales-kovaalgák állományának legnagyobb arányú (15.5%) összetevői a Caloneis- és Navicula-fajok által képviselt Naviculaceae-taxonok voltak. A Bacillariaceae-család részesedése 14.7% volt.

A SIÓ-CSATORNA ALSÓ SZAKASZÁNAK VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

A nyári mintavétel során az IPS kovaalga-index alapján számított EQR=0.244 érték a gyenge ökológiai állapotnak felelt meg. Az őszi mintavétel során hasonló helyzet adódott, az IPS kovaalga-index alapján számított EQR=0.270 érték gyenge ökológiai állapotot jelez.

Mintaegység	EQR	ökológiai állapot (EQR alapján)
P50SFB 08. hó	0,244	gyenge
P50SFB 10. hó	0,270	gyenge
Átlag érték:	0,257	gyenge

12.4.4-4. táblázat: A (HURWAEP959) jelű, Sió alsó megnevezésű víztest fitobenton alapú, VKI szerinti ökológiai minősítése

A Sió alsó szakasza a fitobenton alapján mind a nyári, mind az őszi mintavételi időszakban **gyenge** állapotot mutatott. Ez a tény a fitoplanktonnál írtakat messzemenőig megerősíti.

Ezzel együtt megállapítható, hogy a Paksi Atomerőmű kibocsátása a Sió fitobenton közösségére nincs hatással. A Paks II. üzemeltetése során az összes blokk egyidejű üzemelésének időszakában - tervezetten 2030-2032 között - számolni kell a Sió tápanyag terhelésével, ami a melegvíz kibocsátás hatását közvetett módon a torkolat alatti területen felerősítheti, lokálisan a fitobenton biomassza értékeit emelheti.

12.4.4.4 Makrofita

A Sió-csatorna alsó szakaszán vett makrofita minták eredményei és értékelésük

A Sió a makrofita mintavételre egy mintavételi szelvényben, 2013. július 21-én és 2013. október 06-án került sor.

A Sió-csatorna mintavételi szakasz florisztikai képe nem sokban különbözik a Dunától. A szelvényében 8 db fajt találtunk. Natura 2000 jelölő faj nem került elő. A mennyiségi felvételekbe többnyire közönséges, zavarást jelző fajok kerültek, de találunk közöttük több olyan fajt is, amelyek jelentős hányada erőteljesen és agresszívan terjeszkedő idegenhonos elem (*Aster lanceolatus*). A szakaszra jellemző fás szárú az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), alatta a szeder (*Rubus caesius*). Nagyobb foltokat alkotott a parti sás (*Carex riparia*) és az apró csalán (*Urtica urens*).

- *Carex riparia*
- *Urtica urens*
- *Rorippa sylvestris*
- *Rubus cf. caesius*
- *Aster lanceolatus*
- *Fraxinus pennsylvanica*
- *Plantago media*
- *Salix fragilis*

A SIÓ-CSATORNA ALSÓ SZAKASZÁNAK VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

Az ökológiai vízminősítés során a két mintavételi időpont átlaga alapján adjuk meg az EQR értéket.

P50SMF1	Összesített DAFOR köbös érték	Fajszám
A (indikátor fajok)	27	1
B (közömbös fajok)	64	1
C (zavarásjelző fajok)	0	0
SUM	91	2
Referencia Index	29,67	
EQR érték	0,65	
Minősítés	Jó	

12.4.4-5. táblázat: A Sió-csatorna mintavételi egység ökológiai állapotminősítésének eredménye a 2013. évi összevont mintavételek makrofiton adatai alapján.

A Sió-csatorna mintavételi ponton a csatorna ökológiai vízminősége a makrofiton alapján jónak adódott, mivel mennyiségüket tekintve többségben voltak a pozitív indikátorok (*Urtica dioica*, *Carex riparia*). A minősítés kapcsán megjegyezzük, hogy a mintavételi szelvényben megjelenő növényfajok száma és azok mennyisége nem teszi lehetővé a pontos minősítést, mivel nem éri el a minimális értéket. Így a kapott értékek csak tájékoztató jellegűek.

12.4.4.5 Makrozoobenton

A Sió-csatorna alsó szakaszán vett makrozoobenton minták eredményei és értékelésük

A Sió a Makrozoobenton nyári mintavételét 2013. július 21-én, míg őszi mintavételét 2013. október 06-án végeztük egy mintaegység három alegységében.

A kimutatott makrogerinctelen taxonok száma meglehetősen kicsi volt, a nyári mintavételek során 10, míg ősszel mindössze 6 különböző makrogerinctelen taxon került elő.

Taxonok	P50SMZB
Vízi kevésértéjű férgek (Oligochaeta)	417
Csigák (Gastropoda)	
<i>Anisus spirorbis</i> (LINNAEUS, 1758)	1
<i>Viviparus acerosus</i> (BOURGUIGNAT, 1862)	13
Kagylók (Bivalvia)	
<i>Dreissena polymorpha</i> (PALLAS, 1771)	3
<i>Sinanodonta woodiana</i> (LEA, 1834)	3
<i>Sphaerium comeum</i> (LINNAEUS, 1758)	1
<i>Unio pictorum</i> (LINNAEUS, 1758)	1
<i>Unio tumidus</i> RETZIUS, 1788	5
Bogarak (Coleoptera)	
<i>Graphoderus austriaca</i> (STURM, 1834)	1
Kétszárnyúak (Diptera)	
<i>Bezzia</i> sp.	1
<i>Chironominae</i>	21
<i>Chironomus</i> sp.	51
<i>Tanyus punctipennis</i> MEIGEN, 1818	1

12.4.4-6. táblázat: A Sió-csatornából kimutatott makrogerinctelen taxonok listája

A makrogerinctelen faunát a Sió alsó szakaszán leginkább a laza mederanyagra jellemző puhatestűek és a szerves anyagban gazdag üledéket kedvelő, az oxigénhiányos állapotot is elviselő árvaszúnyoglárva (Chironominae) és vízi kevésértéjű férgek (Oligochaeta) alkották. Faunisztikai szempontból a *Graphoderus austriaca* bogárfaj jelenléte említhető meg, mely egy vízből élő fa ágai között került elő nyáron.

Az ökológiai értékelés során összevetettük a Sió mintahelyének taxon adatait a 2013. évben vett dunai, valamint Tolnai-Holt-Duna adatokkal. Az összevetést bináris Rogers-Tanimoto távolságfüggvénnyel végeztük, a klaszter analízis során a dendrogram készítésénél a csoportátlag módszerét alkalmaztuk (12.4.3-8. ábra).

Az eredmények azt jelzik, hogy a Sió makrogerinctelen faunája határozottan elkülönül a Dunától, az közelebb áll a Tolnai-Holt-Dunához. Ez alátámasztja a fitoplanktonnál megfogalmazottakat, miszerint egyrészt a Sió alsó szakaszának élővilága jelentősebben eltér a dunaitól, a Duna hatása csak igen kis mértékben jelentkezik, másrészt a Sió antropogén terhelése a természetesen kialakulni képes állapottól jelentősebben eltérő állapotot idéz elő a folyó alsó szakaszán.

A SIÓ-CSATORNA ALSÓ SZAKASZÁNAK VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

A minősítést a nyári és őszi minták alapján külön-külön adtuk meg, a víztest minősítéshez az egyes EQR értékeket átlagoltuk.

HURWAEP959	Nyár		Ősz	
	HMMI EQR	Minősítés	HMMI EQR	Minősítés
P50SMZB	0.23	gyenge	0.09	rossz
ÁTLAG:	HMMI EQR		Minősítés	
	0,16		gyenge	

12.4.4-7. táblázat: A Sió-csatorna VKI szerinti minősítése a MZB alapján

Összességében a Sió ökológiai állapota a makrozoobenton minősítés alapján a gyenge kategóriába sorolható, amelyet a két időszakban vett minta átlagaként határoztunk meg. A Sió alsó szakasza a makrogerinctelen fauna alapján jelentősebben különbözik a Dunától. Jellemzően az iszapos mederanyagot kedvelő, általában szerves anyagban való gazdagságot, szerves szennyezést indikáló taxonok (Chironominae és Oligochaeta) alkotják a makrozoobenton közösséget, amelyben az antropogén terhelésének jelentős szerepe van.

A Sió makrogerinctelen közösségére a Paksi Atomerőmű kibocsátása nincs hatással és az a Paks II. kivitelezése és üzemeltetése során sem várható, ideértve egy esetleges havária helyzetet.

12.4.4.6 Halak

A Sió-csatorna alsó szakaszán vett hal-minták eredményei és értékelésük

A mintavétel helyszíne a Sió alsó szakaszán a záróműtárgy alvizen került kijelölésre. Ez a szakasz közvetlen összeköttetésben áll a Dunával, így az itt nyert adatok a Duna szempontjából is informatívak. A vízfolyáson egy mintaegység került kijelölésre, a mintát két ismétlésben (nyár, ősz) vettük.

Az adatelemzést és minősítést a nyári és őszi felmérés során a Sió egy szelvényében fogott összesen 25 faj 885 egyede alapján végeztük el (12.4.4-8. táblázat).

Fajnév	P50SH1 Nyár	P50SH1 Ősz
<i>Rutilus rutilus</i>	1	1
<i>Rutilus virgo</i>	0	1
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0	1
<i>Leuciscus idus</i>	1	1
<i>Aspius aspius</i>	1	1
<i>Leucaspis delineatus</i>	0	1
<i>Alburnus alburnus</i>	1	1
<i>Blicca bjoerkna</i>	1	1
<i>Abramis brama</i>	1	1
<i>Ballerus ballerus</i>	1	0
<i>Ballerus sapa</i>	0	1
<i>Romanogobio vladykovi</i>	1	0
<i>Pseudorasbora parva</i>	1	0
<i>Rhodeus amarus</i>	1	1

Fajnév	P50SH1 Nyár	P50SH1 Ősz
<i>Carassius gibelio</i>	1	1
<i>Cyprinus carpio</i>	1	1
<i>Ameiurus melas</i>	0	1
<i>Esox lucius</i>	1	1
<i>Lepomis gibbosus</i>	1	1
<i>Perca fluviatilis</i>	1	1
<i>Sander lucioperca</i>	1	1
<i>Sander volgensis</i>	0	1
<i>Ponticola kessleri</i>	1	0
<i>Neogobius melanostomus</i>	1	0
<i>Babka gymnotrachelus</i>	1	1

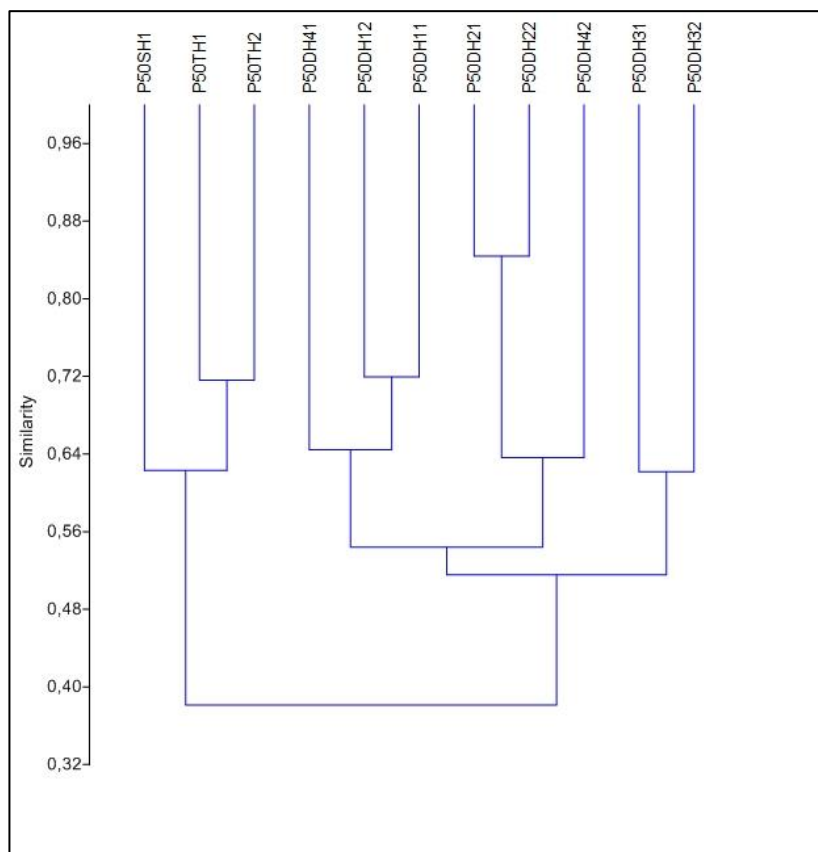
12.4.4-8. táblázat: A Sióból 2013-ban előkerült halfajok listája

A vizsgált mintavételi egységből előkerült halfajok közül négy áll természetvédelmi oltalom alatt (*Rutilus virgo*, *Leucaspis delineatus*, *Romanogobio vladkovi*, *Rhodeus amarus*). Az Élőhelyvédelmi Irányelv (Habitat Direktíva) II függeléke alapján védett, közösségi jelentőségű fajok: *Rutilus virgo*, *Aspius aspius*, *Romanogobio vladkovi*, *Rhodeus amarus*.

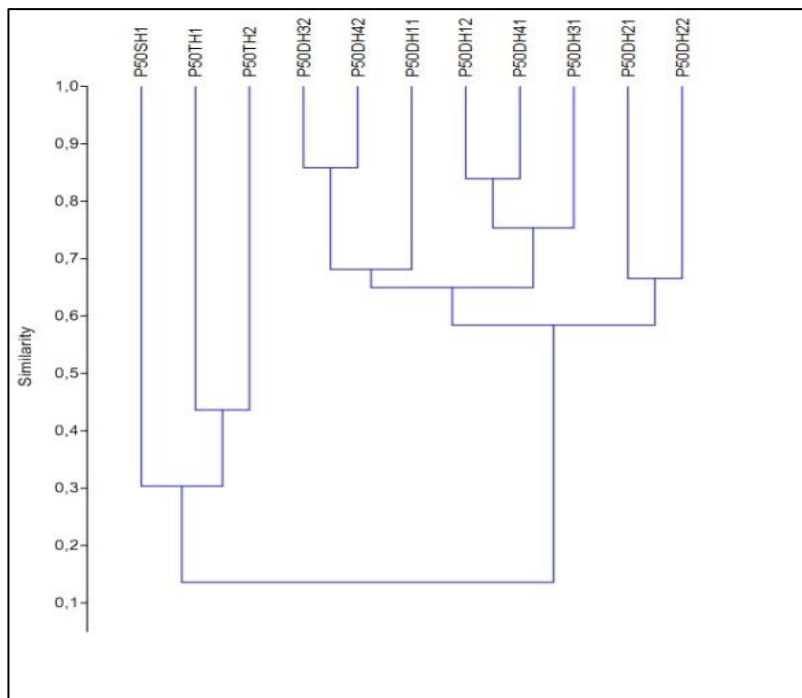
A Sió vizsgált szakaszának fajkészletén a Duna hatása természetszerűen érződik. Ezt jelzi a *Rutilus virgo*, és valamennyi gébfaj előfordulása. Azonban az itt található halegyüttes a dunai fajszerkezettől alapvetően eltér, az sokkal inkább az alföldi közepes vízfolyásokra jellemző képet mutatja. Domináns faj a *Rutilus rutilus*, *Leuciscus idus*, *Alburnus alburnus*, *Carassius gibelio*, ezek mellett nagyobb számban van jelen a *Blicca bjoerkna* és az *Abramis brama*. Hiányoztak ugyanakkor a Duna ezen szakaszára jellemző Percidae fajok (*Gymnocephalus baloni*, *Gymnocephalus schraetser*, *Zingel zingel*), és nem jelentek meg olyan, a Dunában gyakori reofil halak, mint pl. a *Squalius cephalus*. A Sió tápanyagterhelése következményeként az invazív *Carassius gibelio* egyedszáma kiugróan magas. A dunai mintahelyekkel összevetve azt tapasztaltuk, hogy a Sió vizsgált szakaszán az alacsony adult egyedszámokhoz mérten kifejezetten magas volt az ivadék egyedszáma.

Bár a Sió mintaegységében a két mintavételi időszakban a fajszerkezet hasonló képet mutatott, azonban viszonylag magas (11) azon fajok száma, amelyek csak az egyik mintavételi időszakba kerültek elő. Itt kell kitérni arra, hogy a mintavétel előtt egy héttel vonult végig a Sión egy jelentős méretű szennyezés, amely tömeges halpusztulást okozott a folyóban. Ennek mértékére jellemző, hogy a gemenci szakaszon végzett kiegészítő felmérésünk során az adult egyedek között a *Carassius gibelio* faj mellett alig volt egyéb található. Ugyanakkor az ivadék állományt a pusztulás kisebb arányban érintette. A szennyezés hatására a záróműtárgy alatti szakaszon a jelentősebb szennyezések után tapasztalható kaotikus struktúra alakult ki. Ez azt jelenti, hogy helyenként igen nagy egyedszámokat lehet regisztrálni, míg máshonnan szinte teljesen eltűnnek a halak. Emellett ilyenkor gyakrabban lehet találkozni olyan fajokkal, amelyek nem kimondottan jellemzőek az adott élőhelyre. Ennek tudható be véleményem szerint a *Rutilus virgo*, *Stizostedion volgensis*, *Leucaspis delineatus* előkerülése, de a *Cyprinus carpio*, illetve *Esox lucius* kiugróan magas egyedszáma is. A szennyezés ennek megfelelően hatással volt a halközösség struktúrájára, azonban a vizsgált szakaszon a minősítésre már csak kisebb mértékű hatást gyakorolhatott (feltehetően inkább kismértékben javított az eredményen). Eszerint a minősítés mindkét mintavétel alapján elvégezhető.

A minősítés szempontjából is fontos volt annak elemzése, hogy a Sió legalsó, vizsgált szakaszának halközössége milyen mértékben áll a befogadó Duna hatása alatt. Ennek kimutatására a 2013. évi mintaegységek hasonlóságának összemérésére szolgáló függvényelemzést végeztünk. A mintavételi egységek hasonlóságát kvantitatív Bray-Curtis távolság függvényel, illetve csoport átlag (UPGMA) szerint számított klaszter analízissel határoztuk meg a nyári és az őszi mintavételek alapján (12.4.4-2. ábra; 12.4.4-3. ábra). Az alapadatok összeadva tartalmazzák az adult és ivadék példányok egyedszámát.



12.4.4-2. ábra: A Sió 2013. évi nyári mintavételeinek dendrogramja



12.4.4-3. ábra: A Sió 2013. évi őszi mintavételeinek dendrogramja

Az elemzés alapján bizonyított, hogy a Sió vizsgált szakasza statisztikai értelemben is elkülönül a Duna mintaegységeitől, eszerint a Sió halközösségére a Duna csak kisebb mértékű hatást gyakorol, attól eltérő értékelése indokolt. Mind a nyári, mind az őszi mintavétel eredményei alapján készített dendrogram azt mutatja, hogy a Sió halközössége jelentősebben

elkülönül a dunai halközösségektől, attól elváló csoportot alkot és összességében közelebb áll szerkezetét tekintve az állóvízi élőhelyként jellemezhető Tolnai-Északi-Holt-Duna halközösségéhez. Ökológiai értelemben egyfajta átmenetet képez a dunai és az állóvízi halközösség-szerkezet között.

A SIÓ-CSATORNA ALSÓ SZAKASZÁNAK VKI SZEMPONTÚ MINŐSÍTÉSE

A Sió-alsó megnevezésű és HURWAEP959 jelű víztest halközösség alapú ökológiai vízminősítését a VKI szempontrendszerének megfelelően, a Magyarországon elfogadott EQI_{HRF} módszer alapján (Halasi-Kovács et al. [12-17]) végeztük el. A minősítést egyaránt elvégeztük a nyári és az őszi mintavétel eredményei alapján, azonban a minősítés eredménye szempontjából a nyári eredményt fogadjuk el döntőnek (12.4.4-9. táblázat; 12.4.4-10. táblázat).

Sió nyár	Pontszám	Érték
1. Omnivor fajok relatív gyakorisága (%)	84,68	4
2. Nyíltvízi fajok száma (db)	3,00	4
3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága (%)	40,00	3
4. Bentikus fajok száma (db)	8,00	4
5. Litofil fajok száma (db)	2,00	3
6. Fitofil fajok relatív gyakorisága (%)	20,85	3
7. Reofil fajok száma (db)	4,00	4
8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága (%)	5,11	3
9. Specialista fajok relatív gyakorisága (%)	13,62	3
10. Őshonos fajok relatív gyakorisága (%)	78,30	2
Összes pontszám		33
Minősítés		mérsékelt

12.4.4-9. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei a nyári mintavétel alapján a Sión

Sió ősz	Pontszám	Érték
1. Omnivor fajok relatív gyakorisága (%)	65,59	5
2. Nyíltvízi fajok száma (db)	2,00	3
3. Metafitikus fajok relatív gyakorisága (%)	41,94	3
4. Bentikus fajok száma (db)	9,00	4
5. Litofil fajok száma (db)	2,00	3
6. Fitofil fajok relatív gyakorisága (%)	37,10	2
7. Reofil fajok száma (db)	3,00	4
8. Stagnofil fajok relatív gyakorisága (%)	22,04	4
9. Specialista fajok relatív gyakorisága (%)	5,91	2
10. Őshonos fajok relatív gyakorisága (%)	79,57	2
Összes pontszám		32
Minősítés		mérsékelt

12.4.4-10. táblázat: Az ökológiai állapotminősítés eredményei az őszi mintavétel alapján a Sión

A vizsgálat eredménye alapján megállapítható, hogy a Sió vizsgált alsó szakaszának ökológiai állapota a haleygyüttes értékelése szerint **mérsékelt**. Az elemzések alapján megállapítható az is, hogy a Sió alsó szakasza jelentősebben elkülönül a Dunától, eszerint a Sió halközösségére a Duna csak kisebb mértékű hatást gyakorol. A Sió alsó szakaszának közösségszerkezeti mutatói bizonyítják a vízfolyás (atomerőmű üzemelésétől független) antropogén szennyezésének haleygyüttesre gyakorolt hatását.

Mindezek alapján kijelenthető, hogy a Paksi Atomerőmű működése, kibocsátása nincs hatással a Sió haleygyüttesének ökológiai értelemben vett struktúrájára. Ilyen jellegű hatás ugyanakkor a Paks II. kivitelezése és üzemelése során sem várható, ideértve egy esetleges havária helyzetet is.

12.4.4.7 A HURWAEP959 jelű, Sió-alsó megnevezésű víztest összesített VKI szempontú állapotminősítése

Az értékelés során alapvetően figyelembe vettük az ECOSTAT guidance document no. 13. (ECOSTAT 2005: Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) dokumentumban foglalt alapelveket, valamint a 2008-ban az országos vízgyűjtő gazdálkodási tervezés során meghatározott hazai iránymutatásokat.

A víztest Víz Keretirányelv szempontú állapotértékelése során az „egy rossz, mind rossz” elvet követtük.

A makrofita minősítés értékét csak tájékoztató jelleggel adjuk meg, a minősítés során annak értékét nem vettük figyelembe.

HURWAEP959	Fizikai-kémiai jellemzők	Fítoplankton	Fítobenton	Makrofita	Makrozoobenton	Halak
Tolnai-Északi-Holt-Duna	Nem éri el a jó állapotot	mérsékelt	gyenge	jó	gyenge	mérsékelt

12.4.4-11. táblázat: A Sió alsó (HURWAEP959) VKI alapú minősítése

AZ ÉRTÉKELÉSEK ALAPJÁN A HURWAEP959 JELŰ VÍZTEST ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTA A 2013. ÉVI MINTAVÉTELEK ALAPJÁN VÉGZETT VKI SZEMPONTÚ ÖSSZESÍTETT VÍZMINŐSÍTÉS SZERINT **GYENGE** ÁLLAPOTÚ.

KIJELENTHETŐ TOVÁBBÁ, HOGY A PAKSI ATOMERŐMŰ KIBOCSÁTÁSA EGYETLEN VIZSGÁLATI CSOPORT TEKINTETÉBEN SEM OKOZ KIMUTATHATÓ VÁLTOZÁST, ÉS NEM VÁRHATÓ ILYEN HATÁS SEM A PAKS II. ÉPÍTÉSE, SEM A KÜLÖNBÖZŐ ÜZEMÁLLAPOTOKKAL JELLEMEZHETŐ ÜZEMELÉSI IDŐSZAK ALATT, IDEÉRTVE A HAVÁRIA ESEMÉNYEKET IS. UGYANAKKOR PAKS II. ÜZEMELTETÉSE SORÁN AZ ÖSSZES BLOKK EGYIDEJŰ ÜZEMELÉSÉNEK IDŐSZAKÁBAN - TERVEZETEN 2030-2032 KÖZÖTT - SZÁMOLNI KELL A SIÓ TÁPANYAG TERHELÉSÉVEL, AMI A MELEGVÍZ KIBOCSÁTÁS HATÁSÁT KÖZVETETT MÓDON A TORKOLAT ALATTI TERÜLETEN FELERŐSÍTHETI, EZZEL A TERMÉSZETESTŐL ELTÉRŐ ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTOT EREDMÉNYEZHET AZ ALVIZEN.

12.5 PAKS II. LÉTESÍTÉSÉNEK HATÁSA A DUNÁRA

A Paks II. beruházással - létesítés, üzemelés, felhagyás - kapcsolatosan a Duna ökológiai állapotára vonatkozó környezeti hatásbecslés során meghatározzuk és értékeljük a potenciális hatótényezőket, a várható hatásokat, a hatás jellegét, a hatásviselőket. Emellett javaslatokat teszünk a felszíni vizek ökológiai állapotának megőrzése érdekében teendő intézkedésekre.

„A vizsgált Duna szakasz (1560.6 fkm-1481.5 fkm) alapállapota”, valamint a „A közeli egyéb felszíni víztestek” című fejezetek értékelései alapján megállapítható, hogy a Paks II. beruházásnak még a potenciális hatásai sem terjedhetnek ki a közeli felszíni - Paksi Atomerőmű halastavai (Kondor-tó, Horgász-tavak) (HULWAIH005), Faddi-Holt-Duna (HULWAIH066), Tolnai-Északi-Holt-Duna (HULWAIH136), valamint Sió-alsó (HURWAEP959) - víztestekre, ennek megfelelően a hatásbecslés során már csak kizárólag a paksi kibocsátásokkal potenciálisan érintett Dunai víztest(ek)re (HURWAEP444; HURWAEP445) vonatkozó megállapításokat teszünk.

Mindazon potenciális hatótényezővel foglalkozunk, amely racionális módon felmerülhet a Paks II. beruházással kapcsolatosan. Ugyanakkor az értékelés során kitérünk arra, hogy a potenciális hatótényezőnek lesz-e tényleges hatása bármely dunai hatásviselőre, vagyis tényleges hatótényező-e a Duna ökológiai állapota szempontjából.

A hatások és hatásterületek tekintetében a vonatkozó (314/2005 (XII. 25.) Korm. r.) jogszabály alapján megkülönböztetjük a közvetlen, közvetett és országhatáron átnyúló hatásokat, illetve azok területeit. A közvetlen és közvetett hatásterület meghatározása során jelen dokumentumban a közvetlen hatásterületet az adott hatás kimutatható, vagy becsülhető területeként határozzuk meg. A közvetett hatás, illetve annak területe valamely közvetítő közeg hatására továbbterjedő hatás. A közvetítő közeg lehet élettelen környezeti elem (pl. felszín alatti víz, talaj, levegő), de valamely élőlény csoport is (pl. táplálékhálózatban továbbterjedő hatások). A közvetett hatásterületet a populációs szinten, vagyis ökológiai szempontból értékelhető, komplex vízi anyagforgalmi folyamatok lezajlásának - többnyire a kimutathatóság alatti - reálisan még várható területeként határoztuk meg. Ugyanakkor az jól látszik, hogy a biológiai folyamatok során az élő rendszerekben továbbadódó hatások területe valójában átfedik egymást, hiszen pl. a tápanyagszint emelkedése következményeként a producens szervezetek biomasszája közvetlen hatásként növekszik egy adott területen, de az őket fogyasztó szervezetek esetleges biomassza növekedése közvetett hatásként értelemszerűen ugyanezt a területet érinti.

Természetesen a biológiai folyamatok során lehetnek olyan közvetettként értékelhető hatások, amelyek területei akár jelentősen is meghaladhatják a közvetlen hatás területét. Ezek egy része azonban már az individuum szintjén, elméleti módon jelentkező folyamatok, ennek megfelelően nem tárgya az ökológiai vizsgálatoknak, jórészt akcidentális jellegük miatt, területük szakmai alapon nem becsülhető. Ezen túlmenően a jogszabály előírt keretek között az nem is értelmezhető. Tipikusan az ilyen közvetett hatásra példa az invazív fajok témaköre. A hatások értékelése során támaszkodunk a jelen környezeti hatásvizsgálati dokumentáció különböző fejezeteiben található műszaki adatokra. A hatások értékelése során hangsúlyos szerepet kap a 12.2.1.2 fejezetben számításokkal alátámasztott dunai alapállapot értékelés. Maguknál a hatások meghatározásánál, ahol lehetséges volt, megállapításainkat számításokkal támasztottuk alá, emellett - elsősorban a biológiai elemek vonatkozásában felmerülő, és alapállapotban ki nem mutatható hatások tekintetében - szakirodalmi adatokat és szakértői becslést is alkalmaztunk, mivel a vizsgált dunai ökoszisztéma olyan bonyolult, nyílt és főként önszabályozó rendszerként működik, ami egy hatásbecslés keretei között végzendő matematikai modellezést a szükséges adatok, és algoritmusok hiánya, bizonytalansága okán nem tesz lehetővé.

A hatásbecslés során a hatás jellegét élőlényközpontú módon (tehát a vízi szervezetek szempontjából vizsgálva azokat) annak TARTÓSSÁGA, ERŐSSÉGE és JELENTŐSÉGE alapján határoztuk meg. A hatás tartóssága alapján lehet **rövidtávú** (max. néhány hónap), **középtávú** (max. három év), **hosszú távú** (három évnél hosszabb).

Erőssége alapján – ami a hatásterület ökológiai értelemben vett élőhelykomplexére vonatkozik – lehet **gyenge**, **közepesen erős** és **erős**. Jelentősége alapján pedig, ami ökológiai és természetvédelmi szempontok alapján szintén a hatásterület teljes élőhelykomplexére vonatkozik, lehet **kis jelentőségű**, **közepes jelentőségű** és **nagy jelentőségű**. A környezeti hatásvizsgálati és az egységes környezethasználati engedélyezési eljárásról szóló 314/2005. (XII. 25.) kormány rendeletben foglalt jelentős hatás ebben az értelemben a nagy jelentőségű hatással egyenértékű.

A VKI szempontjait figyelembe véve hatásviselőnek az élővilágot tekintjük.

A hatásbecslés során hatásviselőként azokat a biológiai elemeket nevezzük meg, amelyek a VKI szempontú állapotértékelés során relevánsak, függetlenül attól, hogy az egyéb, a VKI-ban nem minősített élőlénycsoportokra van-e hatás. Ezt a megszorítást azért alkalmazzuk, mivel egyrészt ezekre az taxonokra végeztük el az alapállapotú felmérést, tehát ezekre a csoportokra vonatkozóan rendelkezünk konkrét információval, másrészt ezen taxonok alapján összességében is megfelelő szintű és komplexitású élővilágvédelmi szempontú értékelés adható.

Itt kell hangsúlyozni azt, hogy a víz fizikai, kémiai tulajdonságait, vagy magát a Duna vizét nem tekintjük hatásviselőnek, azok ugyanakkor kulcsfontosságú információt biztosítanak az ökológiai állapot értékeléséhez.

12.5.1 HATÓTÉNYEZŐK A LÉTESÍTÉS IDŐSZAKÁBAN

- talajvízszint süllyesztés során kitermelt talajvíz
- tisztított kommunális szennyvíz kibocsátás
- rekuperációs vízerőmű létesítése

12.5.1.1 Közvetlen hatások

12.5.1.1.1 A talajvízszint süllyesztés során kitermelt talajvíz hatása

A Paks II. blokkjainak kivitelezése során több épület is 14-20 m közötti mélyalapozással készül, a munkák a talajvízszint alatt történnek. Emiatt az alapozás időszakában a munkagödör víztelenítése szükséges. A kitermelt talajvíz a hidegvíz-csatornába kerül bevezetésre, ahonnan a hűtőkörökön keresztül, jut a melegvíz-csatornába, és végül a Dunába.

A kitermelendő talajvíz mennyisége az Isotoptech Zrt. által a környezeti hatástanulmány "Földtani közeg és felszín alatti víz a telephelyen és közvetlen környezetében" című fejezetében számítottak szerint napi 13 000 – 18 000 m³/nap, max: 0,2 m³/s. A víztelenítés során kitermelt víz tríciumot tartalmazhat. A 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz radioaktivitását két kritérium alapján korlátozza. A trícium aktivitáskoncentrációja nem lehet 100 Bq/dm³-nél magasabb, illetve az összes indikatív dózis (trícium, kálium-40, radon és a radon bomlástermékei nélkül) nem lehet magasabb 0,1mSv/év-nél. „Nem kell vizsgálni az ivóvizet a tríciumra vagy a radioaktivitásra az összes indikatív dózis meghatározása érdekében abban az esetben, ha más vizsgálat szerint a számított indikatív dózis trícium szintje messze a határérték alatt van.” Ehhez teljesülnie kell annak, hogy az összes alfa aktivitásnak 0,1 Bq/dm³, az összes béta aktivitásnak pedig 1 Bq/dm³ aktivitás-koncentráció alatt kell maradnia. Az Isotoptech Zrt. részletes számításokkal, illetve modellvizsgálatokkal

igazolja, hogy a Dunára, mint befogadó közegre a két erőmű együttes hatását figyelembe véve mind a trícium, mind az összegzett egyéb (alfa-, béta-bomló izotópok) aktivitáskoncentráció értékek több nagyságrenddel a fenti határértékek alatt vannak, tehát nincs számottevő hatásuk a Dunára.

A alapozás során a munkagödör víztelenítéséből származó talajvíz növényi tápanyag tartalma, kiemelten a nitrogénformák, várhatóan magasabb, mint a Duna vize, emiatt a hidegvíz-csatorna élővilága hatásviselő lesz. A több, mint ötszázszoros hígítás és elkeveredés eredményeként ugyanakkor nem várható a Duna élővilágának ökológiai állapota szempontjából az alapállapot terhelésen felüli hatás.

12.5.1.1.2 Tisztított kommunális szennyvíz kibocsátás hatása

Paks II. létesítési időszakában szükséges maximális ivóvíz-mennyiség az első blokk megkezdett üzemelési és a második blokk ezzel egyidejű építési időszakában jelentkezik, ~5 év időtartamban.

A Paks II. létesítési és üzemeltetési időszakára vonatkozó létszámbecslések alapján a blokkok létesítési időszakára maximálisan 5 250 fő kivitelezői létszámmal, 1 blokk üzemelésekor napi 520 fő jelenlétével számoltunk a telephelyen. Ezek alapján a szükséges maximális ivóvíz mennyisége 646 m³/nap, a keletkező maximális kommunális szennyvíz mennyiség pedig ennek a 95 %-a, azaz 614 m³/nap.

A Paksi Atomerőmű területén lévő kommunális szennyvízkezelő műtárgyak összes kapacitása 1 870 m³/nap, amelyből a 2012-ben felújított II-es jelű, 1 200 m³/nap kapacitású műtárgy üzemel, a másik jelenleg tartalék.

A Paksi Atomerőmű területén átlagosan keletkező kommunális szennyvizek mennyisége jelenleg ~300 m³/nap, ezért ~1 570 m³/nap szabad tisztító kapacitás biztonsággal rendelkezésre áll.

A mértékadó tisztítandó kommunális szennyvíz mennyiség tehát 300 + 614 m³/nap, a biztonság javára felfelé kerekítve: 1000 m³/nap, amelyet a szennyvíztisztító telep 2012. évben felújított II. jelű műtárgyának tisztító kapacitása (1200 m³/nap) önállóan is le tud fedni.

A Paksi Atomerőmű saját szennyvízkezelő telepe totáloxidációs, eleveniszapos technológiájú, névleges kapacitása 1870 m³/nap (657 ezer m³/év).

A tisztított szennyvíz csővezetéken keresztül jut a melegvíz-csatornába, az energiatörő műtárgy feletti szakaszon, innen kerül a hűtővizekkel, tisztított ipari hulladékvizekkel, valamint a csapadékvízzel együtt, több ezerszeres hígulást követően vissza a Dunába.

A tisztított kommunális szennyvíz elhelyezését és annak monitoring munkáit a Paksi Atomerőmű Zrt. jelenleg hatályos vízjogi üzemeltetési engedélye szabályozza. A monitoring munkák keretében negyedévenkénti gyakorisággal, jelenleg az alábbi helyeken történik vízkémiai vizsgálat.

MF-akna	Mérlegen felüli vizek
Nyersvíz	Nyers szennyvíz szennyvíztisztító
V1	hidegvíz-csatorna
V3	Tisztított szennyvíz (I-II T.), a melegvíz-csatorna bebocsátási helyén
V4	melegvíz-csatorna energiatörő (dunai bevezetés helye)

A Paksi Atomerőmű Zrt. adatszolgáltatása alapján a vizsgálati eredményeket a 12.5.1-1 táblázatban foglaltuk össze.

A vizsgálati eredményekből láthatjuk, hogy a tisztított szennyvíz, valamint a dunai bevezetés helyén létesített V4-es mintavételi helyről vett vízminta minden esetben kielégítette a 28/2004: (XII. 25 .) KvVM rend. 2. sz mellékletben előírt határértékeket.

Komponens/ Mintavételi hely	Dátum	pH	SZOE	BOL ₆	KOL _{cr}	Össz. lebegő anyag	Ammónium (NH ₄ ⁺)	Ammónium -N (NH ₄ ⁺ -N)	Nitrát (NO ₃ ⁻)	Nitrát-N (NO ₃ ⁻ -N)	Nitrít (NO ₂ ⁻)	Nitrít-N (NO ₂ ⁻ -N)	Összes szervetlen N	Összes N	Összes P	Összes Fe	Összes Mn	Összes Cu	Összes Zn	Összes Pb	Összes Ni	Összes Cr	Összes Ag	Összes Cd	Összes Hg	Fluorid	Összes As	Összes Ba	Összes Co	Összes Mo	Összes Sb	Összes Sn																															
																																	Határértékek (28/2004)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(μg/l)	(μg/l)	(μg/l)	(μg/l)	(μg/l)	(μg/l)	(μg/l)	(μg/l)	(μg/l)	(μg/l)	(mg/l)	(μg/l)	(μg/l)	(μg/l)	(μg/l)	(μg/l)
																																	6.0-9.5	10	50	150	200	-	20	-	-	-	-	20	50	55	10	20	5	2000	5000	200	1000	1000	100	50	10	20	500	500	1000	300	-
MF-akna	2012.03.21	9.10	0.3	0.0	5	3	43.0	34.0	3.9	0.88	2.06	0.63	36.0	40.0	0.08	0.04	0.01	7.0	5.3	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8																																						
MF-akna	2012.05.14	7.60	0.3	0.0	2	3	5.9	4.6	4.7	1.06	1.80	0.55	6.2	7.6	0.08	0.07	0.01	7.0	3.0	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8																																						
MF-akna	2012.08.15	9.40	0.3	0.0	6	4	7.2	5.6	1.9	0.43	0.05	0.02	6.1	11.0	0.08	0.03	0.01	7.0	3.0	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8																																						
MF-akna	2012.11.06	7.30	0.3	0.0	2	3	1.7	1.4	3.9	0.89	0.27	0.89	2.3	3.0	0.08	0.02	0.01	7.0	8.4	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8																																						
MF-akna	2013.03.20	8.48	5.0	0.0	10	51	6.8	5.3	2.9	1.00	0.38	0.12	5.4	6.8	0.16	0.10	0.01	41.4	36.8	5.0	3.3	5.0	2.0	2.0	0.5																																						
MF-akna	2013.05.15	5.73	5.0	0.0	32	15	5.6	4.3	1.6	1.00	6.53	1.99	6.3	6.3	0.20	0.10	0.01	39.9	51.2	5.0	9.3	5.0	18.2	2.2	10																																						
MF-akna	2013.08.14	9.69	5.0	0.0	46	15	12.2	9.5	1.0	1.00	0.10	0.10	9.5	11.2	0.20	0.25	0.02	114.0	69.4	5.0	25.1	59.9	10.0	2.0	10																																						
MF-akna	2013.11.06	6.94	5.0	7.0	28	15	0.5	0.5	4.4	1.00	0.05	1.00	9.5	2.0	0.20	0.06	0.03	19.6	32.7	5.0	22.5	9.0	10.0	2.0	0.5																																						
Nyersvíz	2012.03.21	7.80	1.3	136.0	761	359	44.0	34.0	0.0	-	-	-	0.0	70.0	13.69	0.59	0.03	23.2	835.0	0.0	0.0	0.0	1.5	2.0	8																																						
Nyersvíz	2012.05.14	7.80	3.1	259.0	734	304	64.3	50.0	0.0	-	-	-	0.0	82.0	17.04	0.71	0.07	24.1	383.0	0.0	0.0	0.0	1.8	2.0	8																																						
Nyersvíz	2012.08.15	8.10	1.1	143.0	343	202	36.0	28.0	0.0	-	-	-	0.0	43.0	10.78	0.42	0.02	16.3	137.0	0.0	0.0	0.0	1.5	2.0	8																																						
Nyersvíz	2012.11.06	8.00	0.7	92.0	127	126	36.0	28.0	0.0	-	-	-	0.0	50.0	5.56	0.34	0.07	9.0	77.4	7.0	0.0	0.0	1.5	2.0	8																																						
Nyersvíz	2013.03.20	7.08	6.8	92.0	90	10	34.1	26.5	0.0	-	-	-	0.0	39.8	4.61	0.33	0.03	35.3	148.0	7.0	0.0	0.0	2.0	2.0	0.5																																						
Nyersvíz	2013.05.15	7.46	5.0	95.0	250	64	51.3	39.9	1.0	1.00	-	-	40.0	40.0	6.90	2.11	0.04	63.9	236.0	0.0	0.0	0.0	12.4	2.8	10																																						
Nyersvíz	2013.08.14	7.29	41.0	160.0	530	70	53.8	41.9	1.0	1.00	-	-	42.5	56.1	9.88	1.53	0.10	167.0	342.0	0.0	0.0	0.0	10.0	2.1	10																																						
Nyersvíz	2013.11.06	7.09	13.3	73.6	285	55	73.0	56.8	1.0	1.00	-	1.00	56.8	61.8	6.36	0.61	0.04	52.6	145.0	0.0	0.0	0.0	10.0	2.0	0.5																																						
V1	2012.03.01	8.10	0.3	2.4	7	8	0.0	0.0	9.7	2.20	1.50	0.82	3.0	4.2	0.08	0.10	0.05	7.0	3.4	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8	0.10	10	28.8	5.0	4.0	15.0	56.8																															
V1	2012.05.14	8.60	0.3	1.1	12	12	0.0	0.0	4.3	1.00	0.04	0.03	1.0	1.1	0.08	0.11	0.03	7.0	3.0	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8	0.10	10	21.2	5.0	4.0	15.0	10.0																															
V1	2012.08.14	8.10	0.3	0.7	7	13	0.1	0.0	5.7	1.30	0.03	0.02	1.3	1.6	0.08	0.16	0.02	7.0	3.0	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8	0.18	10	23.4	5.0	4.0	15.0	10.0																															
V1	2012.11.06	8.30	0.3	1.2	8	6	0.0	0.0	7.0	1.58	0.03	0.05	1.7	2.5	0.08	0.10	0.03	7.0	3.0	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8	0.13	10	29.5	5.0	4.0	15.0	10.0																															
V1	2013.03.20	7.94	5.0	3.0	10	20	0.1	0.1	12.9	2.91	0.05	0.05	2.9	3.5	0.07	0.57	0.02	21.0	48.6	8.3	6.4	5.0	2.0	2.0	0.05	0.07	5	32.7	5.0	5.0	6.1	186.0																															
V1	2013.05.15	7.87	5.0	3.0	10	20	0.1	0.1	7.4	1.66	0.05	0.05	1.7	1.7	0.09	0.38	0.06	80.4	49.9	5.0	6.7	15.4	2.0	2.0	0.05	0.08	5	38.9	5.0	5.0	5.0	5.7																															
V1	2013.08.14	8.34	5.0	7.3	23	78	0.1	0.1	4.3	0.98	0.05	0.05	1.0	1.3	0.05	0.79	0.06	72.3	74.4	5.0	13.1	18.7	2.0	2.0	0.5	0.09	5	41.1	5.0	5.0	5.0	207.0																															
V1	2013.11.06	8.17	5.0	37.0	100	10	0.1	0.1	7.6	1.72	0.05	0.05	1.7	1.9	0.10	0.29	0.02	26.8	28.8	5.0	5.0	9.1	2.0	2.0	0.5	0.11	5	31.2	5.0	5.0	5.0	311.0																															
V3	2012.03.21	7.80	2.0	17.0	79	26	14.0	35.0	62.0	14.30	3.33	1.01	43.0	48.0	7.14	0.15	0.02	7.0	40.4	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8																																						
V3	2012.05.14	7.50	2.0	17.0	238	184	20.7	16.1	72.0	16.30	13.40	4.07	36.0	39.0	8.02	0.34	0.04	7.0	3.0	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8																																						
V3	2012.08.15	7.70	3.2	66.0	130	73	16.4	12.7	45.0	10.10	6.46	1.96	25.0	33.0	6.87	0.28	0.02	10.9	81.4	7.0	6.1	6.0	1.5	2.0	8																																						
V3	2012.11.06	7.70	0.3	21.0	28	8	11.3	8.8	39.0	8.86	3.54	1.08	18.8	21.0	2.64	0.18	0.04	7.0	11.7	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8																																						
V3	2013.03.20	7.28	5.0	3.0	13	10	0.1	0.1	211.0	47.60	0.56	0.17	47.8	47.6	2.22	0.15	0.01	50.9	72.3	5.0	11.3	5.0	2.0	2.0	0.5																																						
V3	2013.05.15	7.56	5.0	4.2	14	15	0.1	0.1	153.0	34.50	2.93	0.89	35.4	35.7	6.01	0.39	0.03	28.9	48.5	5.0	10.7	5.1	10.0	2.0	10																																						
V3	2013.08.14	7.31	5.0	6.0	14	15	0.5	0.5	180.0	40.60	0.78	0.24	40.8	41.4	3.10	0.45	0.03	92.0	89.4	5.0	17.0	151.0	10.0	2.0	10																																						
V3	2013.11.06	6.97	5.0	17.4	64	15	11.9	9.3	74.6	16.80	1.00	1.00	26.1	26.6	24.80	0.31	0.03	35.0	61.2	5.0	5.0	9.2	10.0	2.0	0.5																																						
V4	2012.03.01	8.30	0.3	3.0	9	11	0.0	0.0	0.0	-	0.03	0.03	0.0	2.9	0.08	0.13	0.02	7.0	7.7	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8	0.11	10	29.4	5.0	4.0	15.0	10.6																															
V4	2012.05.14	8.60	0.3	2.9	19	59	0.0	0.0	0.0	-	0.04	0.03	0.0	2.1	0.08	0.48	0.11	7.0	3.0	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8	0.10	10	25.7	5.0	4.0	15.0	10.0																															
V4	2012.08.14	8.20	0.3	0.8	9	27	0.0	0.0	0.0	-	0.04	0.03	0.0	1.1	0.08	0.31	0.03	7.0	3.0	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8	0.15	10	24.2	5.0	4.0	15.0	10.0																															
V4	2012.11.06	8.40	0.3	1.4	9	14	0.0	0.0	0.0	-	0.04	0.09	0.0	3.3	0.08	0.21	0.02	7.0	3.0	7.0	5.0	6.0	1.5	2.0	8	0.12	10	30.8	5.0	4.0	15.0	10.0																															
V4	2013.03.20	7.92	5.0	12.0	34	80	0.0	0.0	0.0	-	0.13	0.10	3.1	4.4	0.11	0.42	0.02	48.4	37.8	5.0	6.7	6.0	2.0	2.0	0.5	0.07	5	32.5	5.0	5.0	5.0	207.0																															
V4	2013.05.15	7.86	5.0	4.0	10	82	0.0	0.0	0.0	-	0.05	0.05	1.7	1.9	0.10	0.60	0.12	63.5	37.8	5.0	9.2	8.4	3.0	2.0	0.5	0.08	8	50.5	5.0	5.0	5.0	20.7																															
V4	2013.08.14	8.29	5.0	6.4	19	126	0.1	0.1	4.5	-	0.05	0.05	1.0	1.5	0.10	0.73	0.04	19.8	32.3	5.0	5.0	14.9	8.7	2.0	0.5	0.09	5	33.0	5.0	5.0	5.0	212.0																															
V4	2013.11.06	8.13	5.0	22.0	70	15	0.1	0.1	7.6	1.72	0.05	0.05	1.7	1.8	0.10	0.29	0.02	29.1	36.0	5.0	5.0	9.6	2.0	2.0	0.5	0.09	5	31.0	5.0	5.0	5.0	295.0																															
Nyersvíz	Időszak átlg	7.58	9.0	131.3	390	149	49.1	38.1	0.4	0.38	0.12	0.16	17.4	55.3	9.35	0.83	0.05	48.9	287.9	1.8		5.1	2.1	6.63																																							
V1	Időszak átlg	8.18	2.7	7.0	22	21	0.0	0.0	7.4	1.67	0.23	0.14	1.8	2.2	0.08	0.56	0.04	28.6	26.8	6.4	6.4	9.0	1.8	2.0	4.14	0.11	8	30.9	5.0	4.5	10.1	99.6																															
V3	Időszak átlg	7.48	3.4	19.0	72	43	9.4	10.3	104.6	23.60	4.00	1.30	34.1	36.5	7.60	0.28	0.03	29.8	51.0	6.0	8.1	24.3	4.8	2.0	6.63																																						

A táblázatban aláhúzott számok a kisebb mint (<) jelnek felelnek meg (kimutatási határ alatti érték).

12.5.1-1. táblázat: A Paksi Atomerőmű tisztított kommunális szennyvíz elhelyezés monitoring rendszerének 2012-2013. évi vízkémiai eredményei

A kibocsátott kommunális szennyvíz dunai elkeveredésének modellezésével a VITUKI Hungary Kft foglalkozott a „Duna medermorfológiájának és a Duna hőterhelésének modellezése” című fejezetben.

A 2D analitikus elkeveredési modellel történt számítások során meghatározták a 917-20/2009-9992 számú Vízügyi üzemeltetési engedélyben hatósági mintavételi helyként meghatározott, a melegvíz-csatorna torkolati energiatörő műtárgyában kialakított V4 mintavételi helyen a víz minőségét jellemző komponensek koncentrációját az elmúlt két évben mért legmagasabb szennyvíz kibocsátási értékek alapján. A bevezetés és a mérési szelvény közötti távolságot 50 m-re vették fel. A számítás eredményét a 12.5.1-2. táblázat tartalmazza:

Szennyezőanyag	Mértékegység	Határérték	Számított koncentráció a V4 szelvényben
Dikromátos oxigénfogyasztás KOI_k	mg/l	150	7,15
Biokémiai oxigénigény BOI_5	mg/l	50	1,98
Szerves oldószer extrakt	mg/l	10	0,30
Összes nitrogén $N_{összes}$	mg/l	55	1,44
Összes foszfor $P_{összes}$	mg/l	10	0,75
Ammónia-ammónium nitrogén	mg/l	20	1,05
Összes vas	mg/l	20	0,010
Összes réz	mg/l	2	0,000
Összes mangán	mg/l	5	0,000
Összes ezüst	mg/l	0,1	0,000
Összes higany	mg/l	0,01	0,000
Összes cink	mg/l	5	0,000
Összes kadmium	mg/l	0,05	0,000

12.5.1-2. táblázat: Számított koncentráció növekmény normál üzemmód esetén a V4 szelvényben

A modellezés eredményeiből jól látható, hogy minden komponens koncentrációja lényegesen alacsonyabb a Paksi Atomerőmű üzemeltetési engedélyében meghatározott határértéknél. Vízminőségi szempontból a dikromátos oxigénfogyasztás (KOI_k) és az ammónia-ammónium a mértékadó vízminőségi paraméter.

A Duna 20 000 évente visszatérő, 579 m³/s-os, **szélsőséges kis-vízhozam** esetére történő számítás a 12.5.1-3. táblázat szerinti eredményeket adta. A számított koncentráció növekmény(ek) nem a teljes keresztaszelvényre, hanem csak a Duna jobb partjától (a víztest belseje felé) számított ~25 m-es Duna víztesten belül érvényes.

Távolság a bevezetési helytől folyásirányban (m)	Duna vízhozam 579 m ³ /s (20 000 évente visszatérő szélsőséges kisvízhozam)					
	Számított maximális (Duna jobb partja menti) szennyezőanyag koncentráció növekmények					
	KOI_k (mg/l)	BOI_5 (mg/l)	SZOE (mg/l)	Összes nitrogén (mg/l)	Összes foszfor (mg/l)	Ammónia-ammónium (mg/l)
1	0,61	0,17	0,03	0,12	0,06	0,09
10	0,19	0,05	0,01	0,04	0,02	0,03
20	0,14	0,04	0,01	0,03	0,01	0,02
50	0,09	0,02	0,00	0,02	0,01	0,01
100	0,06	0,02	0,00	0,01	0,01	0,01
200	0,04	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01
500	0,03	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00
1000	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
1500	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2000	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2500	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3000	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3450	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
5000	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

12.5.1-3. táblázat: Számított hosszmenti koncentráció növekmény normál üzemmód esetén, Duna vízhozam 579 m³/s (20 000 évente visszatérő szélsőséges kisvízhozam)

A melegvíz-csatorna dunai torkolatától 500 m-re lévő ellenőrzési referenciaszelvény helyén 0,03 mg/l-es KOI_k koncentráció növekmény várható, ami elhanyagolható.

Figyelembe véve a táblázatban szereplő szennyezőanyag paraméterek koncentrációnövekményeit, megállapítható, hogy azok a kimutatásukra használt magyar szabványokban szereplő kimutatási határértékek alatt maradnak.

„A felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól” szóló 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet szerint az érintett Duna víztest, fizikai-kémiai vízminőségi minősítése, a vízminőségi törzshálózati monitoring pontokon mért fizikai-kémiai komponensek átlagértékén alapul. Emiatt az tisztított szennyvízbevezetés elkeveredés-vizsgálatát **átlagos Duna vízhozam** (éves átlagvízhozam) esetére kellene vizsgálni. Tekintettel arra, hogy a szélsőségesen kis Duna vízhozam esetén (nagyon kis Duna víztest terület kivételével) sincs a fizikai-kémiai komponensekben a Duna háttér-szennyezettségét érdemben (vízminőségi osztályhatár-váltással) meghaladó változás, ezért a Duna átlag vízhozamára vonatkozó változások még kisebb mértékűnek tekinthetők.

Az elkeveredés-vizsgálat eredményei alapján megállapítható, hogy a - FEVI adatbázis: Duna, Dunaföldvár törzshálózati szelvényében 2006-2011. évben mért - átlagkoncentrációhoz képest vízminőségi osztály változás nem várható, az elkeveredett tisztított szennyvíz nem okoz vízminőség osztályromlást.

A tisztított szennyvízben a maradék tápanyag koncentrációja és összetétele várhatóan kismértékben meghaladja a Dunáét, illetve eltér a Dunára természetes módon jellemzőtől. A melegvíz-csatornában végbemenő nagymértékű, mintegy kilencezerszeres hígulás, valamint az elkeveredés során a természetes tisztulási folyamat ezt a hatást még tovább csökkenti. Emiatt a tisztított szennyvíz kibocsátásnak nem lesz kimutatható hatása a Duna akvatikus szervezeteinek ökológiai struktúrájára. A kibocsátás mennyiségét figyelembe véve a kibocsátás hidrológiai hatása sem lesz kimutatható (Paksi Atomerőmű melegvíz kibocsátás=100 m³/s, tisztított szennyvíz kibocsátás=0,012 m³/s). Ezek alapján a tisztított szennyvíz hatása az építés, mintegy 10 éves időtartamát tekintve hosszú távú hatást jelent, ugyanakkor gyenge és kis jelentőségű, kiemelve azt, hogy a befogadó Duna élővilágára ez már nem lesz kimutatható hatással.

A szennyvíztisztító kibocsátásának folyamatos monitorozását a továbbiakban is, a Paksi Atomerőmű érvényes vízjogi üzemeltetési engedélyében foglaltaknak megfelelően javasoljuk végezni.

12.5.1.1.3 A rekuperációs vízerőmű építése

A rekuperációs vízerőmű létesítése kapcsolódik a Paks II. létesítéséhez, ezért a hatásmátrixba hatótényezőként felvettük, de önmagában is környezeti hatásvizsgálat, illetve vízjogi létesítési engedély. köteles tevékenység, így a jelen dokumentumban további értékelésétől eltekintünk.

12.5.1.2 Közvetett hatások

A telephelyen kívül az élettelen környezeti elemeken keresztül közvetett hatások nem fogják érni a Dunát, mert a telephelyi környezeti áramlási viszonyok miatt a talajvíz nem hagyja el felszín alatt a telephelyet. Így közvetett hatás nem befolyásolja a Duna élővízfolyásának ökológiai és fiziko-kémiai állapotát.

A talajvízárammal Dunába jutó radioaktív anyagok mennyisége a folyékony kibocsátáshoz képest elhanyagolható és ugyanez mondható el a víztelenítés hatásáról is. Hagyományos szennyezőanyagok csak havária esetben kerülhetnek a földfelszínre illetve a telítetlen zónába és onnan vagy direkt leszivárgással vagy bemosódva juthatnak el a talajvízbe és annak közvetítésével a Dunába. Mivel azonban az elérési idő a telephely, és a Duna között még a talajvízzel együtt áramló tríciumra is 10-20 éves tartományba esik, az esetleges események kezelésére, kármentesítésére elegendő idő áll rendelkezésre, még mielőtt a kikerült szennyezőanyagok elérhetnék a Dunát.

Az élőlényközösségeken keresztül továbbterjedő közvetett hatásként elméletileg a tápanyag emelkedés következtében növekvő biomasszájú planktonikus élőlényközösség hatására megjelenő fogyasztó szervezeteket lehet értékelni. Ugyanakkor ennek a hatásnak a szupraindividuális szinten még értelmezhető területi kiterjedése nem tér el a közvetlen hatásterülettől.

12.5.1.3 Országhatáron áttérjedő környezeti hatások

Paks II. létesítésének időszakában a Dunát érintő és a dunai élővilág ökológiai struktúráját módosító, országon áttérjedő környezeti hatások nem várhatók.

12.5.2 ÜZEMZAVAROK, HAVÁRIÁK HATÓTÉNYEZŐI A LÉTESÍTÉS IDŐSZAKÁBAN

- létesítéskori dízelolaj tartály sérülése
- a kommunális szennyvíztisztító havária jellegű működési hibája

12.5.2.1 Üzemzavarok, haváriák közvetlen hatásai a Dunára

12.5.2.1.1 A létesítéskori dízelolaj tartály sérülése

Szennyezőanyagok csak havária során kerülhetnek a földfelszínre, illetve a telítetlen zónába és onnan vagy direkt leszivárgással vagy bemosódva juthatnak el a talajvízbe és annak közvetítésével a Dunába.

A telephelyen esetlegesen bekövetkező szennyezőanyag kikerülés terjedését és annak következményeit az Isotoptech Zrt. jelen KHT "Földtani közeg és felszín alatti víz a telephelyen és közvetlen környezetében" című alfejezetében vizsgálta. Ennek összegzéseként megállapítható, hogy a telephely és a Duna között az elérési idők 10-20 éves tartományba esnek.

A létesítéskori dízelolaj tartály esetleges sérülése esetén a földfelszínre kifolyó olaj azonnali lokális kárelhárításával biztosítható, hogy a kikerült szennyezőanyagok ne érhessek el Dunát.

Az építés során a telephelyen potenciálisan bekövetkező havária események a felszíni vizeket nem veszélyeztetik.

12.5.2.1.1 A kommunális szennyvíztisztító havária jellegű működési hibája

A létesítési időszak potenciális havária eseménye a Duna szempontjából az, amikor a kommunális szennyvíztisztító meghibásodása következményeként a keletkező kommunális szennyvíz tisztítatlanul jut a Dunába.

A havária helyzet modellezése is 1000 m³/nap kommunális szennyvíz mennyiséggel, 579 m³/s-os, szélsőségesen kicsi (20 000 évente visszatérő) Duna vízhozam esetére történt, az elvezetett nyers szennyvíz koncentrációjaként az elmúlt két évben mért legmagasabb koncentráció értéket alapul véve.

A hossz-szelvény mentén kialakuló maximális koncentráció-növekményeket a 12.6.2-1. táblázat mutatja meg.

Távolság a bevezetési helytől folyásirányban (m)	Duna vízhozam 579 m ³ /s (20 000 évente visszatérő szélsőséges kisvízhozam) Számított maximális (Duna jobb partja menti) szennyezőanyag koncentráció növekmények (mg/l)					
	KOI _K (mg/l)	BOI ₅ (mg/l)	SZOE (mg/l)	Ammónia-ammónium (mg/l)	Összes Nitrogén (mg/l)	Összes Foszfor (mg/l)
1	27,70	9,43	1,49	2,07	2,98	0,62
10	8,76	2,98	0,47	0,65	0,94	0,20
20	6,19	2,11	0,33	0,46	0,67	0,14
50	3,92	1,33	0,21	0,29	0,42	0,09
100	2,77	0,94	0,15	0,21	0,30	0,06
200	1,96	0,67	0,11	0,15	0,21	0,04
500	1,24	0,42	0,07	0,09	0,13	0,03
1000	0,88	0,30	0,05	0,07	0,09	0,02
1500	0,72	0,24	0,04	0,05	0,08	0,02
2000	0,62	0,21	0,03	0,05	0,07	0,01
2500	0,55	0,19	0,03	0,04	0,06	0,01
3000	0,51	0,17	0,03	0,04	0,05	0,01
3450	0,47	0,16	0,03	0,04	0,05	0,01
5000	0,39	0,13	0,02	0,03	0,04	0,01

12.5.2-1. táblázat: Hosszmenti koncentráció növekmény havária esetén, Duna vízhozam 579 m³/s

Megjegyezzük, hogy a tisztítatlan szennyvízben a nitrát gyakorlatilag zérus koncentrációjú, így annak a haváriás (tisztítatlan) szennyvízterheléskor nincs befolyása a Duna víztest vízminőségi állapotára.

A tisztítatlan szennyvíz-kibocsátási havária helyzetek időben csak rövid ideig rontják a Duna víztest, jobb parti sávja környezetében a vízminőségi mutatókat, a szennyvíztisztító telep működési üzemzavarának helyreállításával a negatív hatás megszűnik.

Az építéskori havária események közül a szennyvíztisztító mű meghibásodása jelent reális fenyegetettséget a dunai élővilág szempontjából. Amennyiben a létesítéskor keletkező ~1000 m³/nap kommunális szennyvíz tisztítatlanul kerül a melegvíz csatornába, majd a Dunába, akkor ez a normál üzemhez viszonyítva nagyobb tápanyag koncentrációt, valamint lebegőanyag és zavarosság emelkedést jelent. Figyelembe véve a melegvíz-csatorna mintegy kilencezerszeres, valamint a Duna kritikus LKV esetén is további ~tízszerezes hígítását, a tisztítatlan szennyvíz kibocsátás a Duna élővilágára kismértékű, szubletális hatással lehet. A fitoplankton biomassa értéke a szennyezett víz csóvjában emelkedést fog mutatni. A csóvjában elméletileg a halbiomassa nőhet. A szennyezés hatására a kibocsátás környékén a fitobenton szervezetek között időlegesen nagyobb arányban jelenhetnek meg a szervesanyag terhelésre kevésbé érzékeny fajok. A makrozoobenton fajok részben elkerüléssel, részben egyedszám növekedéssel fognak reagálni a szervesanyag terhelésre, illetve az oxigénszintre mutatott toleranciájuktól függően. A hígulás következtében azonban a tisztítatlan szennyvíz kibocsátás nem éri el a letális küszöböt a makrozoobenton szervezeteknél sem. A tisztítatlan szennyvíz a kibocsátás területén az érzékenyebb halfajok szempontjából inkább elkerülést okoz, míg a tápanyagokkal szemben toleráns fajok magasabb egyedszámban jelenhetnek meg. A keletkező szennyvíz és a bevezetett hűtővíz közötti jelentős mennyiségi különbség okán csak lokális hatással lehet számolni még ebben az esetben is. Ennek megfelelően a hatás rövid távú, közepesen erős és kis jelentőségű. Ugyanakkor javasolt a szennyvíztisztítóban olyan puffer kapacitás kialakítása, ami lehetővé teszi a közvetlen kikerülés megakadályozását.

12.5.3 A LÉTESÍTÉS HATÁSTERÜLETEI

12.5.3.1 Közvetlen hatások területe

A tríciumot tartalmazó, víztelenítésből származó talajvíznek és a tisztított kommunális szennyvíz bevezetésnek normál üzemi körülmények között a Duna élővilágára nem lesz kimutatható hatása.

A kommunális szennyvíztisztító havária jellegű működési hibája esetén becsült közvetlen hatásterület 500 m-ig terjed.

12.5.3.2 Közvetett hatások területe

Az építési, létesítési tevékenységből eredően a talajvízből bemosódó szennyezésekkel nem kell számolni, ennek értelmében közvetett hatás sem lesz.

12.5.3.3 Országhatáron áterjedő környezeti hatások

Paks II. létesítésének időszakában a Dunát érintő és a dunai élővilág ökológiai struktúráját módosító, országon áterjedő környezeti hatások nem várhatók, így ilyen típusú hatásterületről nem beszélhetünk.

12.5.4 PAKS II. LÉTESÍTÉSÉNEK ÖSSZEFOGLALÓ HATÁSMÁTRIXA

A potenciális hatótényezők hatásainak becslését hatásmátrixban is összefoglaltuk. A várhatóan tényleges dunai hatótényezőket színessel emeltük ki.

Hatótényező	Hatás	Hatásterület	Hatás jellege	Hatásviselő	Javasolt intézkedések, Megjegyzések
Normál működés					
Munkagödör víztelenítéséből származó talajvíz kibocsátás (13 000 – 18 000 m ³ /nap - max: 0,2 m ³ /s):	•lebegőanyag tartalom kismértékű növekedése •zavarosság kismértékű emelkedése •növényi tápanyag kismértékű emelkedése (elsősorban nitrogénformák)	közvetlen: <500m közvetett: <500m országhatáron átnyúló: nincs	rövidtávú, gyenge, kis jelentőségű	hidegvíz-csatornában élő fitoplankton, fitobenton, MZB, halak	a tervezett hidegvíz-csatornába történő bevezetés esetében a Duna élővilágára nem várható hatás
Tisztított kommunális szennyvíz (max. 1000 m ³ /nap - 0,012 m ³ /s):	•növényi tápanyag kismértékű emelkedése	közvetlen: <50m közvetett: <50m országhatáron átnyúló: nincs	hosszú távú, gyenge, kis jelentőségű	melegvíz-csatornában élő fitoplankton, fitobenton, MZB, halak	a melegvíz-csatornába történő bevezetés esetén a Dunában nem lesz kimutatható hatása kibocsátott tisztított szennyvíz monitorozása javasolt
Rekuperációs vízerőmű építése:	parti élővilág zavarása	közvetlen: építési terület közvetett: <250m országhatáron átnyúló: nincs	rövidtávú, gyenge, kis jelentőségű	makrofita, MZB, halak	A Duna mederben végzendő beavatkozások javasolt időtartama: június 15. – március 15. között
A létesítés időszakában bekövetkező üzemzavarok, haváriák					
létesítéskori dízelolaj tartály sérülése	felszíni vizet érintő hatással nem kell számolni	közvetlen: tartály környéke közvetett: üzemi területen belül országhatáron átnyúló: nincs			
Kommunális szennyvíztisztító havária jellegű működési hibája	tápanyag emelkedése lebegőanyag tartalom növekedése zavarosság emelkedése	közvetlen: <500m* közvetett: nincs országhatáron átnyúló: nincs	rövidtávú, közepesen erős, kis jelentőségű	fitoplankton, fitobenton, MZB, halak	a melegvíz-csatornába történő bevezetés esetén a Duna élővilágára lokális hatással lehet számolni; Javasolt puffer kapacitás kialakítása, ami a közvetlen kikerülést megakadályozza

Megjegyzés:

Narancs színnel kiemelve a várhatóan tényleges dunai hatótényezők

* a számítások alapján a dunai kibocsátási ponttól számított hatástávolság került rögzítésre

12.5.4-1. táblázat: Paks II. létesítésének hatása a Duna élővilágára, összefoglaló táblázat

12.6 PAKS II. ÜZEMELÉSÉNEK HATÁSAI A DUNÁRA

12.6.1 A NORMÁL ÜZEMELÉS

12.6.1.1 Hatótényezők a normál üzemelés időszakában

- Vízkivétel a Dunából
- A felmelegített hűtővíz dunai bevezetése
- Technológiai hulladékvíz dunai bevezetése
- Tisztított kommunális szennyvíz bevezetése
- Tisztított csapadékvíz dunai bevezetése

12.6.1.1.1 Vízkivétel a Dunából

A hűtővíz biztosítása céljából történő dunai vízkivétel a hidegvíz-csatornán keresztül történik. A vízkivétel mennyisége megegyezik a melegvíz-csatornán keresztül visszajuttatott melegvíz mennyiségével.

A Paksi Atomerőmű jelenlegi üzemállapotában ez az érték blokkonként $25 \text{ m}^3/\text{s}$, összességében jelenleg $100 \text{ m}^3/\text{s}$, az újonnan építendő blokkok esetében pedig ez az érték blokkonként $66 \text{ m}^3/\text{s}$ lesz. A vízkivétel a Duna vízhozamát csak a hidegvíz-csatorna és a melegvíz-csatorna közötti szakaszon változtatja meg. A kivett max. $132 \text{ m}^3/\text{s}$ vízmennyiség még a kisvízhozamok idején sem jelent érdemi beavatkozást erre a folyó szakaszra.

A „Duna medermorfológiájának és a Duna hőterhelésének modellezése” c. fejezetben részletesen bemutatásra kerültek a meder morfológiai hatások, amelyek mértéke elhanyagolható a víz fizikai-kémiai és ökológiai minősítése szempontjából.

12.6.1.1.2 A felmelegedett hűtővíz bevezetése a Dunába

A tervezett új atomerőművi blokkok villamosenergia-termelése mellett a primer és a szekunder körben egyaránt keletkezik villamosenergia-termelésre nem hasznosítható hő. A tervezett új atomerőművi blokkok hűtési rendszerei három fő részre oszthatók:

- kondenzátor hűtővíz
- technológiai hűtővíz
- biztonsági hűtővíz

A kondenzátor hűtővíz és a technológiai hűtővíz a szekunder kör berendezései, míg a biztonsági hűtővíz rendszer egyes primerköri fogyasztók hűtővízzel történő ellátását szolgálja. A kondenzátor hűtővíz szükséglet a Paks II. blokkjaiban összesen $132 \text{ m}^3/\text{s}$. A technológiai, vagy szekunderköri hűtővíz rendszer vízigénye $2,4 \text{ m}^3/\text{s}$. A biztonsági hűtővíz maximális vízigénye a $2,75 \text{ m}^3/\text{s}$ vízigényt várhatóan nem haladja meg. A hőterhelés szempontjából a kondenzátor hűtővíz jelenti a meghatározó mennyiséget.

A 12.6.1-1 és a 12.6.1-2 táblázatokban összesítettük a meglévő és a tervezett üzemállapotokhoz tartozó melegvíz kibocsátási mennyiségi értékeket.

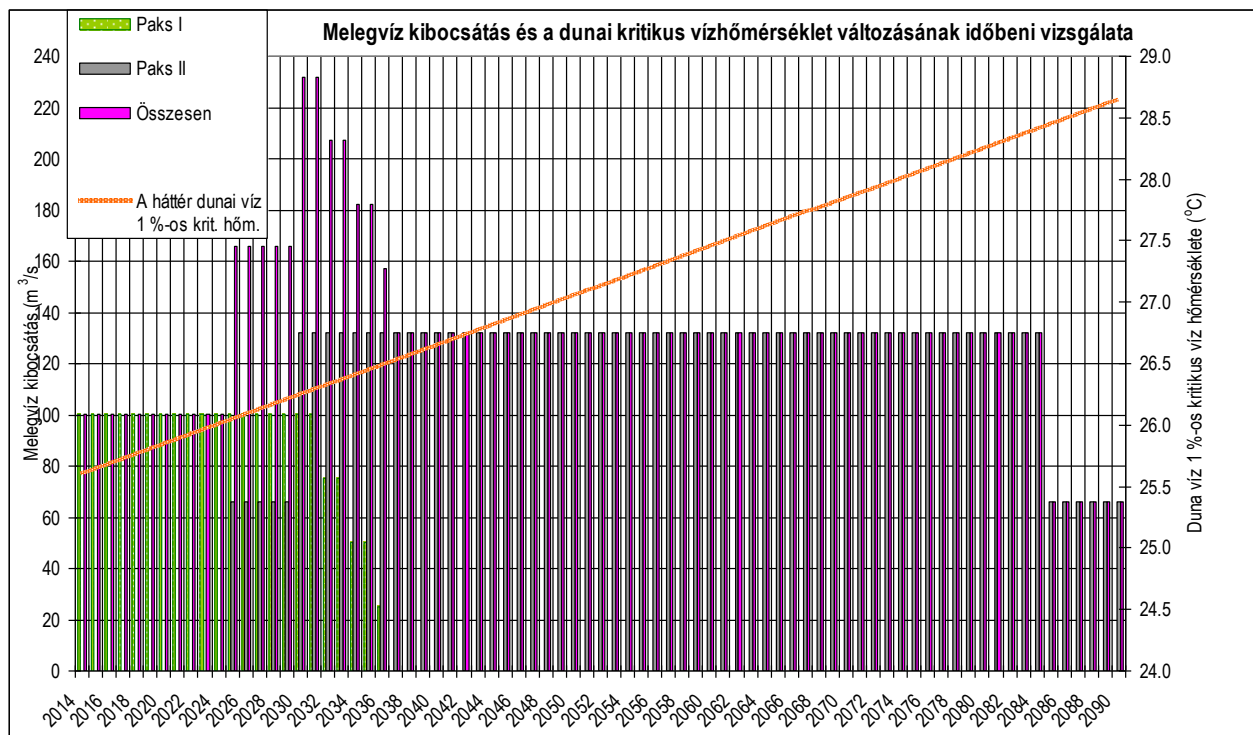
Paksi Atomerőmű jelenlegi és tervezett üze			
$\Delta t = 8-12 \text{ }^\circ\text{C}$			
a kibocsátástól számított 500 m-re - $30 \text{ }^\circ\text{C}$			
A hűtővíz mennyisége: blokkonként $25 \text{ m}^3/\text{s}$			
Kezdete	Vége	blokkok szám	Kibocsátott melegvíz
év	év	db	m^3/s
2014	2032	4	100
2032	2034	3	75
2034	2036	2	50
2036	2037	1	25

12.6.1-1. táblázat: A Paksi Atomerőmű melegvíz kibocsátásai

Paks II. tervezett üzeme			
$\Delta t = 8 \text{ }^{\circ}\text{C}$			
a kibocsátástól számítva 0 m-re 33 oC			
A hűtővíz mennyisége: blokkonként 66 m ³ /s			
Kezdeté	Vége	blokkok szám	Kibocsátott melegvíz
év	év	db	m ³ /s
2025	2030	1	66
2030	2085	2	132
2085	2090	1	66

12.6.1-2. táblázat: A Paksi Atomerőmű és Paks II. melegvíz kibocsátásai

A melegvíz kibocsátás mennyiségi és a Duna természetes hőmérséklet változásának grafikonja a 12.6.1-1 ábrán látható. (Ez az értéksor még nem tartalmazza a melegvíz bevezetés okozta dunai víz hőmérséklet Δt emelkedését.) Ezeket a Δt vízhőmérséklet értékeket, a különféle üzemelési szcenáriókhoz kapcsolva, a kívánt törzshálózati vízmintavételi helyeken a grafikus adatszolgáltatásból olvastuk vissza.



12.6.1-1. ábra: Melegvíz kibocsátás és a dunai kritikus vízhőmérséklet változásának időbeni vizsgálata

A TERVEZETT FEJLESZTÉS MEGVALÓSULÁSA ESETÉN MÉRTÉKADÓ HŐTERHELÉSI ÁLLAPOTOK FELVÉTELE

A Dunába vezetett melegvíz dunai elkeveredésének modellezését jelen KHT, „A Duna medermorfológiájának és a Duna hőterhelésének modellezése” című fejezete vizsgálta igen részletesen.

A Paksi Atomerőmű és a tervezett fejlesztés üzemelésének ütemezését a 12.6.1-3. táblázatban összegezzük.

Időszak [évek]	Melegvízhozam maximuma [m³/s]	Üzemelő blokkok száma [db]	Mértékadó időpontok [év]	Duna becsült legnagyobb éves vízhőmérséklete [°C]
2014. (Jelen)	100	Paksi Atomerőmű 4 meglévő blokk	2014. év	25,61 [°C]
2014-től – 2025-ig	100	Paksi Atomerőmű 4 meglévő blokk		
2025-től – 2030-ig	166	Paksi Atomerőmű 4 meglévő blokk + Paks II. 1 új blokk		
2030-től – 2032-ig	232	Paksi Atomerőmű 4 meglévő blokk + Paks II. 2 új blokk	2032. év	26,38 [°C]
2032-től – 2034-ig	207	Paksi Atomerőmű 3 meglévő blokk + Paks II. 2 blokk		
2034-től – 2036-ig	182	Paksi Atomerőmű 2 meglévő blokk + Paks II. 2 blokk		
2036-től – 2037-ig	157	Paksi Atomerőmű 1 meglévő blokk + Paks II. 2 blokk		
2037-től – 2085-ig	132	Paks II. 2 blokk	2085. év	28,64 [°C]
2085-től – 2090-ig	66	Paks II. 1 blokk		
2090-től	0	-		

12.6.1-3. táblázat: Melegvíz kibocsátás (Q m³/s) alakulása Paks II. megvalósulása esetén, a Duna várható évi legnagyobb vízhőmérsékletével (T_{Duna} , °C) a mértékadó üzemi időpontokban

A Duna erőmű szelvénybeli maximális vízhőmérsékletére 2014. évi induló értéke 25,61 °C, lineáris trendjének meredeksége pedig a klímamodellekből kapott 0,04 °C/év, 2120-ig kiterjesztve.

A hőterhelés szempontjából kritikus elkeveredési állapotok (amely figyelembe veszi a klímaváltozás következtében előforduló magasabb háttérhőmérsékleteket is) a következő paraméterekkel jellemezhetők:

2014-es mértékadó állapot

- a Duna háttérhőmérséklete (T_{Duna}) $T_{Duna} = 25,61$ °C,
- A Paksi Atomerőmű hűtővíz hozama (q) 100 m³/s,
- a felmelegedett hűtővíz a jelenlegi bevezetési helyen ömlik a Dunába,
- a felmelegedett hűtővíz hőmérséklete a bebocsátásnál
 - (i) ($T_{melegviz}$)=33 °C
 - (ii) 8 °C hőlépcsőt alkalmazó bebocsátás ($T_{melegviz}=T_{Duna}+8$ °C = 33,61 °C)

2032-es mértékadó állapot

- $T_{Duna} = 26,38$ °C,
- A Paksi Atomerőmű és Paks II. egyidejű működése folytán $q_{jelenlegi}=100$ m³/s a jelenlegi bebocsátási helyen és $q_{jövöbeli}=132$ m³/s a jövőbeli, jelenlegi bebocsátási hely felvízi oldalára tervezett bebocsátási helyen ömlik a Dunába, rekuperációs műtárgyon keresztül
- a felmelegedett hűtővíz hőmérséklete a bebocsátásnál
 - (i) $T_{melegviz} = 33$ °C,
 - (ii) $T_{melegviz} = 34,38$ °C,

2085-ös állapot

- $T_{Duna} = 28,64$ °C,
- $q_{jövöbeli} = 132$ m³/s a jövőbeli, jelenlegi bebocsátási hely felvízi oldalára tervezett bebocsátási helyen ömlik a Dunába, rekuperációs műtárgyon keresztül
- a felmelegedett hűtővíz hőmérséklete a bebocsátásnál
 - (i) $T_{melegviz} = 33$ °C,
 - (ii) $T_{melegviz} = 36,64$ °C.

12.6.1.1.3 Tisztított technológiai hulladékvíz kibocsátás

A primerkör hulladékvíz rendszere gyűjti, dolgozza fel, tárolja és ártalmatlanítja a normál üzem során keletkező radioaktív hulladékvizeket. Ez a rendszer fogadja a turbina gépház rendszereinek esetlegesen radioaktív hulladékvizeit is. A folyékony radioaktív vizek legnagyobb része a szükséges tisztítási műveletek után visszakerül a primerkör megfelelő technológiai folyamatába. A technológiai folyamatba vissza nem vezethető radioaktív hulladékvizek egy tisztító technológiai soron haladnak keresztül, ennek folyamán mentesítik az aktív szennyezőktől a hulladékvizet, majd leválasztják, illetve semlegesítik az alkalmazott vegyszereket. A radioaktív hulladékvíz kezelése és ártalmatlanítása után kapott tisztított és ellenőrzött radionuklid koncentrációjú hulladékvíz a primerköri hulladékvíz rendszerből az ellenőrző tartály után egy ellenőrzött kidobó vezetéken keresztül jut a melegvíz-csatornába. A radioaktív hulladékvíz rendszer várható maximális mennyisége a két blokkra vetítve $10 \text{ m}^3/\text{h}$.

A turbina gépház hulladékvíz kezelő rendszere gyűjti és dolgozza fel a turbina gépház és a segédlétesítmények hulladékvizét. Ez a rendszer kizárólag a nem radioaktív hulladékvizeket kezeli. A turbinagépház hulladékvizei különböző alrendszerekben, eltérő tisztítási mechanizmusok után végső soron a melegvíz-csatornába kerülnek. Normál üzemállapotban mennyiségük a két blokkra vonatkoztatva $40 \text{ m}^3/\text{h}$.

12.6.1.1.4 Tisztított kommunális szennyvíz kibocsátás

A második blokk üzembevétele után, 2030. évet követően az építő személyzet már nem lesz a területen.

1 blokk üzemére esetén a telephelyen napi 520 fő jelenlétével lehet számolni. A 2. blokk üzembe lépésétől a két blokk üzemeltetéséhez együttesen napi 680 fő jelenléte szükséges. Az üzemeltetői létszámban a karbantartási feladatokat végzők nincsenek benne, tekintettel a jelenlegi gyakorlatra, miszerint e feladatok jelentős hányada kiszervezésre kerül.

Egy-egy blokk 10 évenkénti várható nagyjavításainak addicionális létszámigénye 680 fő, az üzemeltetői létszámon felül.

A két új blokk üzemeltetéséhez várhatóan ~ 4000 fő szükséges, ami $\sim 320 \text{ m}^3/\text{s}$ hozamnövekedésnek felel meg, azaz várhatóan $1620 \text{ m}^3/\text{s}$ lesz 2032-ig a kommunális szennyvízkibocsátás. 2032. év után a 4 meglévő blokk folyamatosan kilép, így a terhelés csökkenni fog. Ezen csak az esetleges leszerelési munkák személyzeti igénye változtatható, amely legfeljebb akkora, mint az építés létszámigénye, így a szennyvíztisztító kapacitása ekkor is meg fog felelni a szükségleteknek.

A tisztított kommunális szennyvíz közvetlen befogadója a melegvíz-csatorna, innen kerül a hűtővizekkel, tisztított ipari hulladékvizekkel, valamint a csapadékvízzel együtt a Dunába.

A kibocsátott kommunális szennyvíz dunai elkeveredésének modellezésével a VITUKI Hungary Kft foglalkozott a „Duna medermorfológiájának és a Duna hőterhelésének modellezése” című fejezetben. E modellezés alapján, a 12.5.1.1.2 alfejezetben mutattuk be a részletezett szennyvíz kibocsátási adatoknak megfelelően a szennyvíztisztító telep normál üzem módja esetén, szélsőséges dunai kisvízhozamra számított szennyezőanyag koncentráció elkeveredésének változását.

A modellezés eredményeiből jól látható, hogy minden komponens koncentrációja lényegesen alacsonyabb a Paksi Atomerőmű üzemeltetési engedélyében meghatározott, a 28/2004: (XII. 25 .) KvVM rendelet 2. sz mellékletében előírt határértékeknél.

12.6.1.1.5 Tisztított csapadékvíz elvezetés

A térség áramlási viszonyai olyanok, hogy a Duna az év nagy részében megcsapolója a talajvizeknek, így a térségben lehullott csapadék természetes befogadója a Duna. Az üzemi területen lehullott csapadékvizet az É-i és a D-i csapadékvíz óvárkok gyűjtik össze és onnan az É-i a hidegvíz-, a D-i melegvíz-csatornába kerül áttelelésre.

12.6.1.2 Felszíni vizeket érintő hatások Víz Keretirányelv (VKI) szerinti értékelése

Magyarországi Vízügyi Gazdálkodási Terv (VGT) alapján a Paksi Atomerőmű 30 km-es körzetében a következő felszíni víztestek találhatók: Duna (HURWAEP444), Dunakömlődi-csatorna és mellékvízfolyásai (HURWAEP447), Csámpa-patak (HURWAEP869), Paks-Faddi főcsatorna (HURWAEP868), Györköny-Bikácsi-vízfolyás (HURWAEP549), Éri-patak (HURWAEP463), Faddi-Holt-Duna (HULWAIH066), Tolnai-Északi-Holt-Duna (HULWAIH136), és a Paksi Horgászegyesületi halastavak (Kondor-tó, Horgász-tavak) (HULWAIH005), Sió-alsó (HURWAEP959), Fűzvölgyi- és Szelidi-tavi csatornák (HURWAEP497), Szelidi-tó (HU_LW_AIH128), Csorna-Foktő-csatorna (HURWAEP398), Sárközi-I.-főcsatorna (HURWAEP943). A felsorolt felszíni vizek közül Dunán a Kondor-tavon, Horgász-tavakon, Faddi-Holt-Dunán, Tolnai-Északi-Holt-Dunán, Sió-csatornán a program keretében, a 2012. és 2013. években részletes vízminőségi és ökológiai vizsgálatokat végeztünk, melynek állapotukra vonatkozó eredményeit a 12.3 és a 12.4 fejezetekben foglaltuk össze.

Az új blokkok üzemeltetésének potenciális hatásai a Duna ökológiai rendszerére:

- (1) a hűtővíz bevezetése következtében fellépő hőterhelés,
- (2) a kibocsátott vizek hidrológiai hatása,
- (3) a tisztított ipari hulladékvizek és csapadékvíz maradék vegyszer és olaj terhelésének toxikus hatása, valamint
- (4) a kommunális szennyvíz tápanyagterhelésének hatása.

A Duna nincsen közvetlen kapcsolatban a térségben lévő felszíni vizekkel -- Faddi-Holt-Duna, Tolnai-Holt-Duna, Kondor-tó és a Horgásztavak -- így a Paksi Atomerőműből kibocsátott hűtővíz és szennyvíz kibocsátásból eredő hatás ezekben a vizekben bizonyítottan ezért nem mutatható ki.

A Sió-csatorna alvízi szakasza, NV dunai vízállások esetében közvetlen kapcsolatba kerül a Duna élővízfolyásával, de a vizsgálatok eredményeként megállapítható volt, hogy a Duna élővilága szempontjából sokkal inkább a Sió tápanyagterhelésének hatásával lehet számolni.

Fenti tények alapján a továbbiakban kizárólag a dunai potenciális hatásokat elemezzük.

12.6.1.2.1 Közvetlen hatások a Duna fizikai kémiai állapotára

A felszíni vízben jelentkező hatások vizsgálatánál bemenő paraméterként kezeltük a VITUKI Hungary Kft. által jelen KHV keretében vizsgált, „A felmelegedett hűtővíz bevezetése a Dunába” című fejezetben részletezett vízhőmérséklet modellezés eredményeit.

Felmelegedett hűtővíz bevezetésének hatása

A Paksi 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 időszaka a július elejétől augusztus végéig tartó időszak, melyet a 12.2.1-3 ábrán mutatunk be.
- A dunai vízhozam (térfogatáram) éves menete kevésbé szabályos, de egyértelmű, hogy a folyó relatív hőterhelési maximumát jelentő alacsony vízállások legnagyobb valószínűséggel az őszi-téli időszakokban fordulnak elő;
- Dunai jellegzetesség, ami a hőterhelés veszélyét csökkenti az, hogy a magas vízhőmérsékletek szinte kizárólag július-augusztusban, az 1000 m³/s-ot megközelítő kisvizek pedig többnyire csak szeptembertől fordulnak elő.

Ezt a statisztikailag alátámasztott, valószínűsíthető helyzetet az 1992-2003. közötti évek rendkívül száraz és meleg nyári időjárása módosította, mert július-augusztus folyamán a vízhőmérséklet 20 – 26 °C között változott.

Összességében a korábbi vizsgálatok megállapították, hogy 2015-ig nem várható olyan vízminőségi változások, amelyeket közvetlenül a Paksi Atomerőmű kezelt, használt vizeinek a Dunába történő bevezetése idézne elő és változást

jelentősen a Duna vízminőségének osztályba sorolásánál. Az ezt követő időszakban azonban akár vízminőség javulás is előfordulhat [12-4], [12-9], [12-10].

A dunai vízhőmérséklet és a dunai vízkémiai paraméterek kapcsolatának vizsgálata és előrejelzése a mértékadó időpontokra vonatkozóan, Dunaföldvár, Fadd és Hercegszántó térségében

A „Duna medermorfológiájának és a Duna hőterhelésének modellezése” c. fejezetben számított dunai vízhőmérséklet előrejelzés alapján a Paks melegvíz-csatorna torkolata feletti folyó szakaszra 2014-ben 25,61 °C-os, 2032-ben 26,38 °C, és 2085-ben 28,64 °C kritikus dunai vízhőmérséklet várható. Ezek az adatok még nem tartalmazzák az üzemvitelből származó többlet Δt értékeket. A fejezetben üzemviteli helyzettől függően a teljes folyószakaszra számították a Δt értéket. A megadott kritikus hőmérséklet értékeket ezen Δt értékekkel növeltük meg, és végeztük el az előrejelzésekre vonatkozó számításokat, a várható értékek becslését, a hozzátartozó szórás tartomány meghatározásával együtt.

A három törzshálózati szelvényben a vízmintavételezésekkel egyidejűleg végzett dunai vízhőmérséklet adatok az alábbiak szerint változtak. 2006-2011 között mért medián értéke a dunaföldvári három szelvényben 12,2 °C volt (min. -0,7, max. 25,5 °C). Fadd térségében 12,8 °C (min. -0,3, max. 24,3 °C), míg Hercegszántó térségében 13,0 °C (min. -0,3, max. 27,4 °C), volt.

A fejezetben megadott kritikus vízhőmérsékleti értékekhez tartozó, a dunai vízkémiai paraméterekben bekövetkező változások előrejelzéseit, előfordulásuk várható intervallumát statisztikai módszerekkel határoztuk meg. A törzshálózati mérések keretében havi gyakorisággal, többnyire évente tizenkét alkalommal végeztek különböző komponensekre vizsgálatokat. A havi vizsgálatok alkalmasak voltak arra, hogy az éves szezonális változásokat is nyomon lehessen követni. A nagy elemszámban végzett vizsgálat keretében lineáris trend szórásanalízise útján állapítottuk meg, hogy az adott elem lineáris trend kapcsolatban áll-e a hőmérsékleti változásokkal, vagy azoktól független. Amennyiben létezik ilyen kapcsolat, ez esetben statisztikai módszerekkel kiszámítható a különféle hőmérséklet értékekhez tartozó várható érték. Akkor, ha nem áll fenn korrelációs kapcsolat az adott komponens és a dunai vízhőmérséklet között, úgy feltételezhetjük, hogy a komponens elmúlt hét évben mért előfordulásának átlaga és eloszlása megegyezik a jövő időszak várható értékével és eloszlásával is.

Ennek érdekében meghatároztuk a korrelációs tényezőt és a kiegyenlítő lineáris trend paramétereit. A korrelációs tényező parametrizálta a kapcsolat szorosságát, a kiegyenlítő egyenes egyenlete pedig lehetőséget adott arra, hogy a különféle hőmérsékleti szcenáriók esetében meghatározzuk a várható értéket. A statisztikai vizsgálatok keretében meghatároztuk az adott elem szórását, amelyet az évszakos hőmérsékletváltozások, dunai vízállások, és a hozzá tartozó mindenkori vízhozam értékek befolyásoltak, továbbá a vizsgált időszakban előfordult minimum és maximum értékeket. A korrelációs kapcsolatot reprezentáló korrelációs tényező figyelembevételével, a szórás értékek, valamint az eddig előfordult minimum-maximum értékek alapján becsültük az adott elemkomponens jövőbeni elfordulásának várható értékét és az érték intervallumát.

A VKI szerinti minősítést, melynek határértékeit a 12.1.3-1 táblázat tartalmazza, a várható érték és a számított várható intervallum alapján egyaránt végrehajtottuk.

Összehasonlítás céljából az alvízi szelvények közül a faddi szelvény vízminőségi adatai alapján elvégeztük a Nagysarkantyúnál engedélyezett maximális 30 °C hőterhelésre vonatkozó számításokat is.

A 2013-ban MVM Paks II. Zrt -Környezetvédelmi és telephely engedélyeztetését megalapozó kiegészítő szakterületi vizsgálatok programja keretében részletesen feldolgoztuk a nevezett törzshálózati pontokban mért (Dunaföldvár, Fadd, Hercegszántó) komponensek éves átlag idősorait. E görbék lefutásából jól látható, hogy az állomások vízminőségi paramétereinek időbeni tendenciái szoros kapcsolatban vannak egymással. A szelvényenkénti feldolgozás mellett, e megállapítás alapján készítettük el a vizsgált Duna szakasz sodorvonalához tartozó három állomás adataiból összesített, vízhőmérséklet és elemkomponensek közötti kapcsolat vizsgálatot, melynek grafikus eredményét a jelentésben 12.6.1-2 és a 12.6.1-20 közötti ábrákban adtuk meg. Az ábrákon minden esetben feltüntettük a VKI minősítési határértékeket. (kiváló állapot - **kék**, jó állapot - **zöld**, mérsékelt állapot - **sárga**) Azokon az ábrákon, ahol nem szerepel határérték vonal, ott a VKI minősítés rendelete nem tartalmaz határértéket.

Az összefüggést reprezentáló kiegyenlítő egyenes paraméterei és a korrelációs tényező kis mértékben eltért az adott szelvényben elvégzett kapcsolat vizsgálatától (amelynek eredményét csak táblázatban közöltük), viszont a megnövelt elemszámmal elvégzett grafikus kapcsolat vizsgálat, a teljes dunai szakaszon egységesen érzékelteti a kapcsolat szorosságát és a várható értékek szélső értékeit.

A kapcsolatvizsgálatokat elemző grafikonokon ábrázoltuk, tehát az adott elem komponenshez tartozó VKI határértékeket, függetlenül attól, hogy ezek a határértékek az éves átlag értékekhez vannak rendelve.

A hatás vizsgálatok eredményét a VKI szempontrendszer szerinti minősítési csoportonként haladva végeztük el.

A szelvényenként elvégzett részletes minősítés eredményeit 12.6.1-4, 12.6.1-5 és a 12.6.1-6 táblázatokba adtuk meg.

Savasodási állapot

pH

A pH értékének változásait a vízben levő planktonikus algák mennyisége, a fotoszintetikus és a szerves anyag lebontási folyamatai, továbbá a felszíni vizeket érő kommunális szennyvizek hatása befolyásolja. A víz hőmérséklet változásai ezeket a folyamatokat serkentik, vagy gátolják.

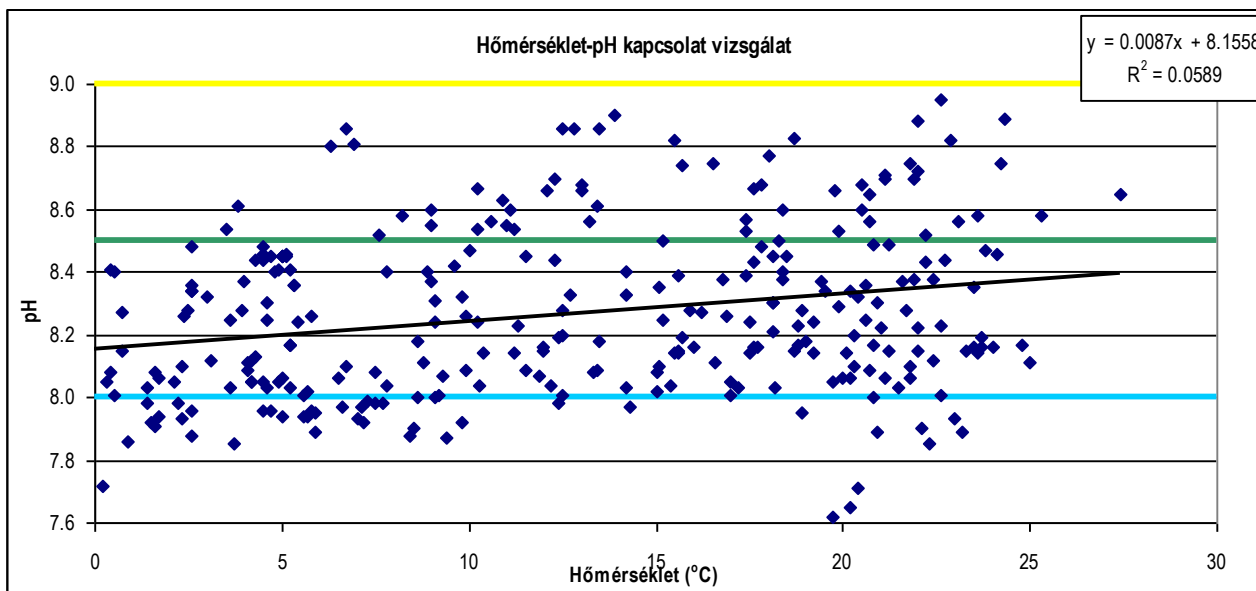
A pH értéke és a dunai víz hőmérséklet kapcsolata Dunaföldvárnál közepesnél gyengébb (0.3), Faddnál gyenge (0.25), Hercegszántónál (0.14) már nem mutatható ki korrelációs kapcsolat.

A három törzshálózati szelvényben 2006-2011 között a mért átlag Dunaföldvár térségében 8,25 volt. Fadd térségében 8,27, míg Hercegszántó térségében 8,25. A szórás kismértékű volt, 0,25-0,26 között változott, a komponens szezonális ingadozása kicsi.

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint jelen üzemállapotban a kritikus víz hőmérsékletnél a várható érték a hossz-szelvény mentén 8,18-8,25 között, a 2032. évi állapot esetén 8,3-8,4 közötti, a 2085. évi állapot esetén pedig 8,3-8,5 érték becsülhető. A maximális dunai hőterhelés üzemállapotában pedig 8,34-8,48 között fog változni. A szórás kismértékű volt, 0,25-0,27 között változott, ami kis szezonális ingadozásra utal. Számottevő változás a komponens értékeiben nem fog bekövetkezni.

Az elkövetkező évtizedek várható értékeinek szórás tartománya: jelen állapotban, 7.9-8.5, 2032-ben: 8.1-8.7, 2085-ben: 8.3-8.7 értékek között becsülhető.

A 12.6.1-2 ábrán látható, hogy a pH értékei és a víz hőmérséklet közötti kapcsolat nem szoros. A várható értékek és annak szezonális szórása a magasabb hőmérséklettel egyenes arányban kis mértékben növekedni fog. A jelenség oka feltehetően az algák fotoszintetikus tevékenysége.



12.6.1-2. ábra: Dunai víz hőmérséklet és a pH kapcsolat vizsgálata

Sótartalom állapota

Elektromos vezetőképesség

Az elektromos vezetőképesség a vizek ásványi anyag tartalmát jelzi, amely a talajból bemosódás révén természetes eredetű, vagy az azokba bekerülő kommunális szennyvizek lebomlásának eredményeként változik. Ez utóbbit a hőmérséklet változásai a lebomlási folyamatok sebességének a változtatásával befolyásolják. A 30 éves vizsgálati eredmények értékeléséből megállapítható, hogy a folyó vízének vezetőképessége alig változott, de az értékekben jól tükröződnek azok a fluktuációk, amelyeket a csapadékosabb és a szárazabb időszakok okoznak.

A vezetőképesség értéke és a dunai vízhőmérséklet jó és kiváló korrelációs kapcsolatban van egymással. Dunaföldvárnál (0.7), Fadd (0.8), Hercegszántónál (0.8).

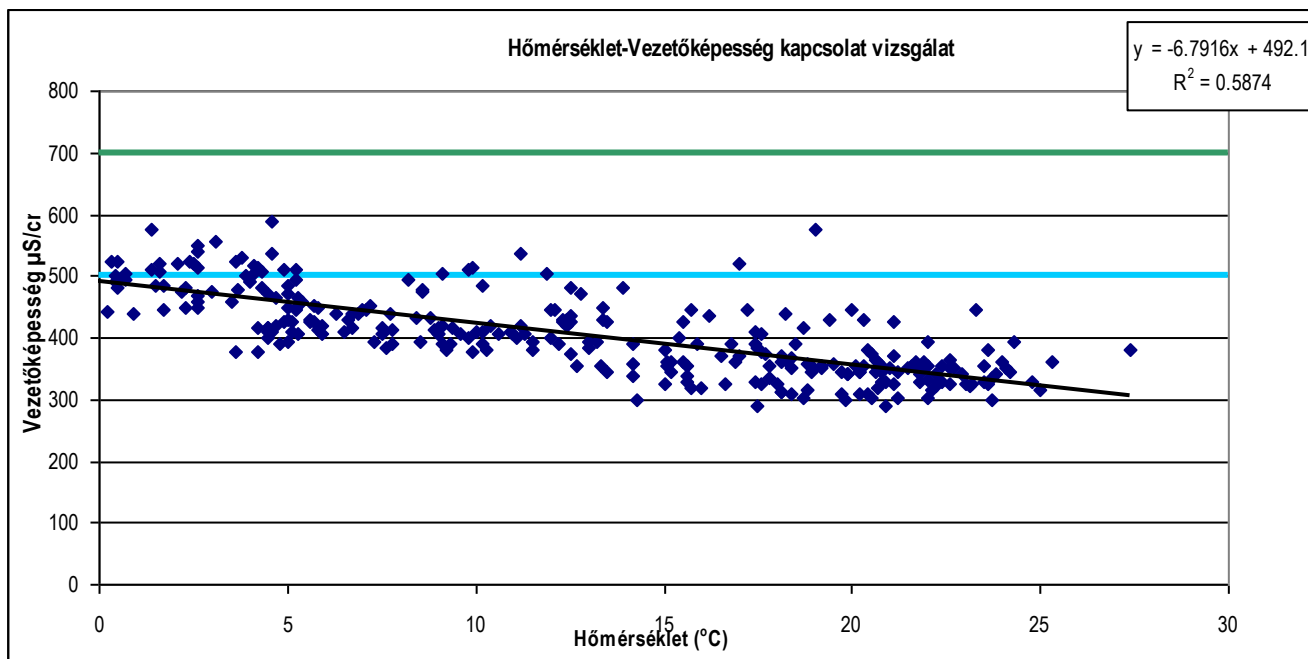
A három törzshálózati szelvényben 2006-2011 között mért átlagérték Dunaföldvár térségében 415,8 $\mu\text{S/cm}$, Fadd térségében 400,8 $\mu\text{S/cm}$, míg Hercegszántó térségében 405,0 $\mu\text{S/cm}$ volt. A szórás nagymértékű volt, 60-72 között változott, ami nagymértékű szezonális ingadozásra utal.

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint jelen üzemállapotban a várható kritikus hőmérséklet értéknél a hossz-szelvény mentén 318-321 $\mu\text{S/cm}$ közötti, a 2032. évi állapot esetén 300-316 $\mu\text{S/cm}$, a 2085. évi állapot esetén pedig 295-301 $\mu\text{S/cm}$ közötti érték várható. A maximális dunai hőterhelés üzemállapotában valószínűleg 288-292 $\mu\text{S/cm}$ között fog változni.

A statisztikai számítások szerint hosszú távon a különböző szennyezések csökkenése miatt az értékek szignifikáns mértékű csökkenése várható. Számottevő változás a komponens értékeiben nem fog bekövetkezni.

Az elkövetkező évtizedek várható értékeinek szórás tartománya: jelen állapotban, 335-482 $\mu\text{S/cm}$, 2032-ben: 290-480 $\mu\text{S/cm}$, 2085-ben: 285-480 $\mu\text{S/cm}$ értékek között becsülhető.

A 12.6.1-3 ábrán látható, hogy az elektromos vezetőképesség és a vízhőmérséklet közötti kapcsolat jó. Az értékek a vízhőmérséklet emelkedés hatására fokozatosan csökkennek.



12.6.1-3. ábra: Dunai vízhőmérséklet és a vezetőképesség kapcsolat vizsgálata

Klorid

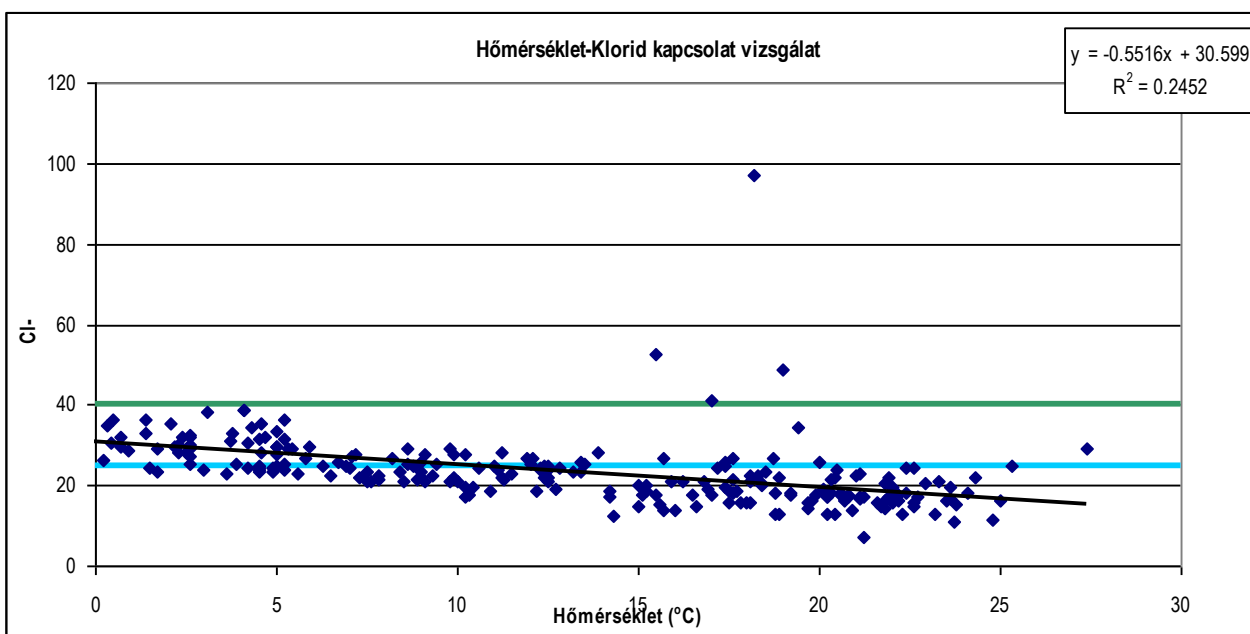
A klorid a szennyvizekkel kerül be a természetes vizekbe. A Duna vizsgált szakaszán koncentrációja az évtizedek során mindvégig alacsony volt, amit a víz hőmérséklet változásai gyakorlatilag nem befolyásolnak. Ugyancsak nincs hatása az élőlények, elsősorban az algák élettevékenységére.

A klorid értéke és a dunai víz hőmérséklet között a korrelációs kapcsolat jó és közepes. Dunaföldvárnál (0.59) Fadd (0.61) és Hercegszántó (0.42).

Átlagértékei 2006-2011 között a három törzshálózati szelvényben, Dunaföldvár térségében 24,0 mg/l, Fadd térségében 22,7 mg/l, míg Hercegszántó térségében szintén 22,7 mg/l volt. A szórás mértéke közepes, a hossz-szelvény mentén 6,8-9,2 között változott, szezonális ingadozása érzékelhető.

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint a várható kritikus víz hőmérséklet értéknél a jelen üzemállapotban 15,1-16,9 mg/l, a 2032. évi állapot esetén 16,0-16,5 mg/l között fog változni. 2085-ben 13,2-15,1 mg/l, a maximális dunai hőterhelés üzemállapotában pedig 12,4 mg/l, a szórás intervalluma 5.1-19.7 mg/l között várható. Az előrejelzés szerint a Duna víz hőmérsékletének emelkedésével az értékek csekély csökkenése várható.

A 12.6.1-4 ábrán látható, hogy az értékek és a víz hőmérséklet közötti kapcsolat jó-közepes, szezonális ingadozása 10-40 mg/l között van.



12.6.1-4. ábra: Dunai víz hőmérséklet és a klorid kapcsolat vizsgálata

Oxigénháztartás állapota (Oxigénforgalom mutatói)

Az oxigénforgalom mutatói érzékenyen reagálnak a vízben lejátszódó életjelenségekre, a szerves anyag lebontó és a növények fotoszintetikus folyamataira. A víz hőmérséklet változásai ezeket jelentős mértékben befolyásolják.

Oldott oxigén

Az **oldott oxigén** tartalmát, és a telítettségi %-ot az atmoszférából történő diffúzió és a fotoszintézis alakítja. Az elmúlt 30 év vizsgálati eredményei azt mutatják, hogy a vizsgált folyószakaszon az értékek a legtöbb esetben emelkedtek, vagy nem változtak. A Paksi Atomerőmű feletti és alatti szakaszon előnytelen változások nem voltak kimutathatók.

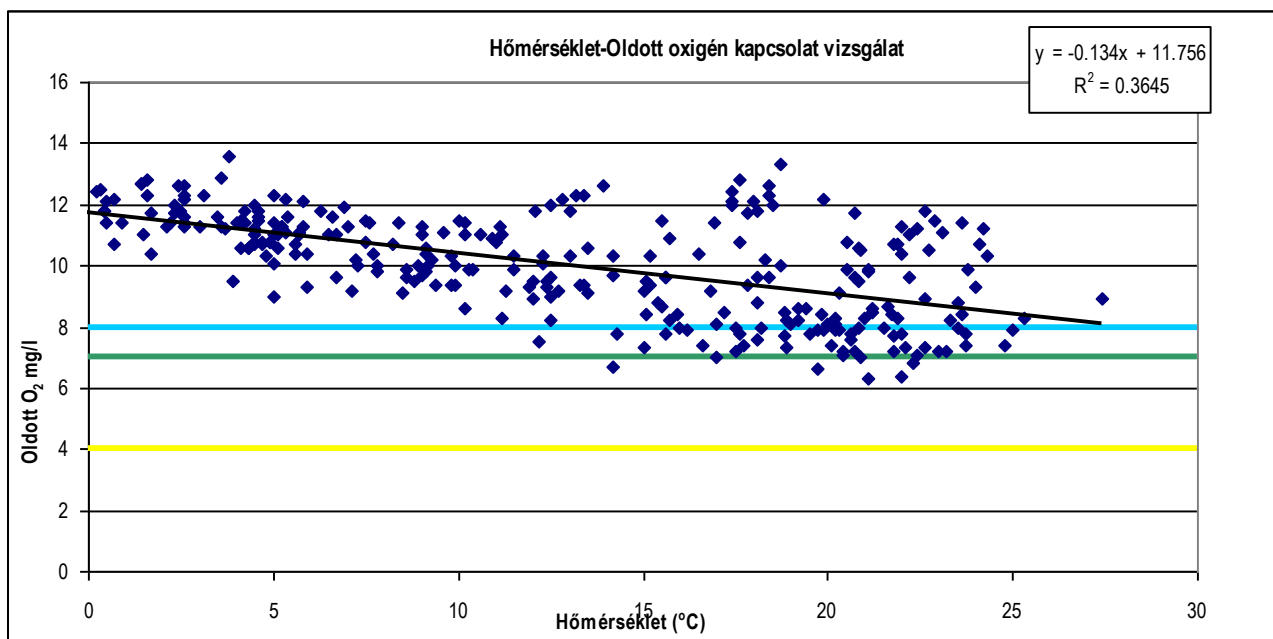
Az oldott oxigén tartalom és a telítettség értéke és a dunai vízhőmérséklet jó korrelációs kapcsolatban van egymással. Dunaföldvárnál (0.6), Fadd (0.55), Hercegszántónál (0.7).

A három törzshálózati szelvényben 2006-2011 között mért átlag Dunaföldvár térségében 9,94 mg/l (91,4%), Fadd térségében 10,14 mg/l (94,9%), míg Hercegszántó térségében 10,0 mg/l (93,8%) volt. A szórás az oldott oxigén tartalom esetében kismértékű (1,6-1,7), a telítettség esetében azonban nagyobb volt, 14,2-16,3 % között változott, ami a szezonális ingadozások miatt következik be.

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint jelen üzemállapotban a várható érték a várható kritikus érték esetében a hossz-szelvény mentén 8,0-8,6 mg/l és 103-109 % közötti, a 2032. évi állapot esetén pedig 7,7-8,3 mg/l és 104-113%, a 2085. évi állapot esetén pedig 7,6-8,2 mg/l és 106-113% közötti érték lesz. A maximális dunai hőterhelés üzemállapotában pedig a várható érték 8,1 mg/l és 114%.

Az elkövetkező évtizedek várható értékeinek szórás tartománya: jelen állapotban, 8-8,6 mg/l (88-118 %), 2032-ben 6.1-9.9 mg/l (89-129 %), 2085-ben: 5.9-9.8 mg/l (91-130 %) értékek között becsülhető.

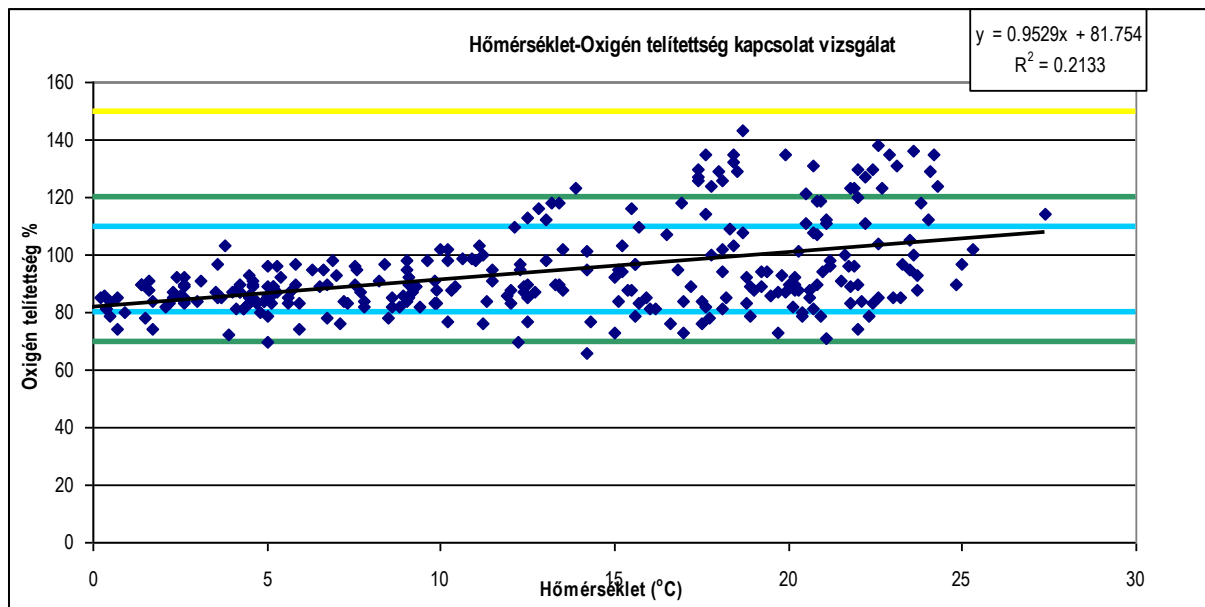
A 12.6.1-5 ábrán látható, hogy az oldott oxigéntartalom értékei és a vízhőmérséklet közötti kapcsolat jó, az értékek a vízhőmérséklet emelkedésével együtt a 15-25 °C tartományban kismértékű csökkenő tendenciát mutatnak. A hőmérséklettel növekvő szórás miatt számottevő változás várhatóan nem fog bekövetkezni.



12.6.1-5. ábra: Dunai vízhőmérséklet és az oldott oxigén kapcsolat vizsgálata

Oxigén telítettség

Az oxigéntelítettség és a víz hőmérséklet kapcsolatát bemutató 12.6.1-6 ábrán, a 10-25 °C tartományban ezzel szemben emelkedő tendencia figyelhető meg, ugyancsak növekvő szórás mellett, ami szintén az algák fotoszintetikus tevékenységének a következménye.



12.6.1-6. ábra: Dunai víz hőmérséklet és az oxigén telítettség kapcsolat vizsgálata

Biokémiai oxigénigény

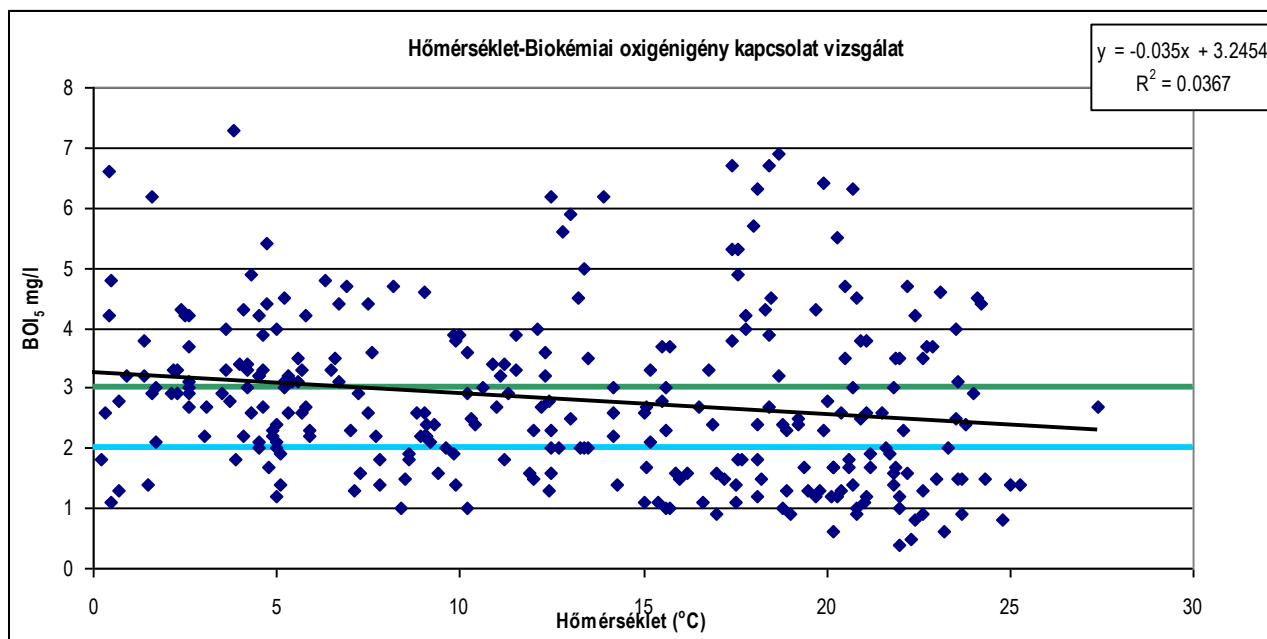
Az oxigénforgalom mutatói közül a szerves anyag tartalmat jelző indikátorok a biokémiai oxigénigény (BOI₅) és a kémiai oxigénfogyasztás (KOI_{Cr}, KOI_{ps}) értékei az elmúlt 3 évtizedben rendre csökkentek. Az időközben megindult szennyvíztisztítási programok hatására ugyanis csökkent a folyó vízének bontható szerves anyag tartalma.

A **biokémiai oxigénigény** (BOI₅) átlagértéke 2006-2011 között a három törzshálózati szelvényben, Dunaföldvár térségében 2,71 mg/l, Fadd térségében 2,70 mg/l, míg Hercegszántó térségében 2,74 mg/l volt. A szórás értéke jelentős 1,3-1,4 között változott, a komponens ingadozása nagy.

A BOI₅ értéke és a dunai víz hőmérséklet között gyenge a korrelációs kapcsolat. Dunaföldvárnál (0.26), Fadd (0.11), Hercegszántónál (0.2). Ennek figyelembevételével a statisztikailag számított várható értékeket csak tájékoztató értéként lehet figyelembe venni. Ennek alapján kijelenthető, hogy a dunai hőmérséklet emelkedése csak kismértékbe fogja befolyásolni a BOI₅ értékét és annak változását. A jövőbeni értékek a jelen állapotot fogják tükrözni, vagy kismértékben csökkennek.

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint jelen üzemi állapotban a várható érték a várható kritikus hőmérséklet értékénél, a hossz-szelvény mentén 1,93-2,44 mg/l közötti, a 2032. évi állapot esetén 1,89-2,43 mg/l közötti, a 2085. évi állapot esetén pedig 1,77-2,38 mg/l közötti érték lesz. A maximális dunai hőterhelés üzemi állapotában pedig 1,70-2,35 mg/l között fog változni. A hőmérséklet növekedés következtében számottevő változás nem fog bekövetkezni.

A 12.6.1-7 ábrán látható, hogy az értékek és a víz hőmérséklet közötti kapcsolata alacsony. A legnagyobb mértékű szórás 4-7 mg/l érték tartományban figyelhető meg. Az értékek szórása a szezonális ingadozás miatt nagy.



12.6.1-7. ábra: Dunai vízhőmérséklet és BOI_5 kapcsolat vizsgálata

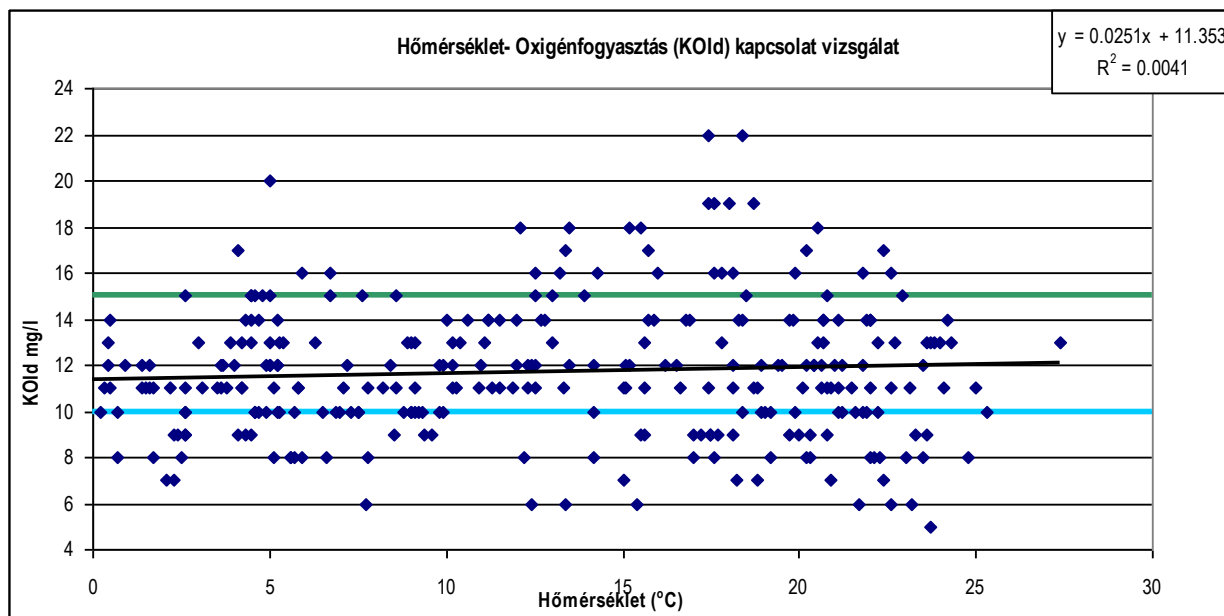
Oxigénfogyasztás

A **káliumdikromátos** oxigénfogyasztás (KOI_{Cr}) átlagértéke 2006-2011 között a három törzshálózati szelvényben Dunaföldvár térségében 11,95 mg/l, Fadd térségében 11,25 mg/l, míg Hercegszántó térségében 11,39 mg/l volt. A szórása közepes mértékben 2,8-3,1 között változott, a komponens szezonális ingadozása kicsi.

A KOI_{Cr} és a KOI_{ps} értéke és a dunai vízhőmérséklet között nincs, illetve gyenge a korrelációs kapcsolat. Dunaföldvárnál (0.09, 0.09), Fadd (0.22, 0.17), Hercegszántónál (0.04, 0.08). Ennek figyelembevételével a statisztikailag számított várható értékeket mindkét komponensre csak tájékoztató értéként lehet figyelembe venni. Ennek alapján kijelenthető, hogy a dunai hőmérséklet emelkedése csak kismértékben fogja befolyásolni a KOI_{Cr} KOI_{ps} értékeit és annak változását. A jövőbeni értékek a jelen állapot fogják tükrözni.

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint jelen üzemállapotban a várható érték a várható kritikus hőmérséklet értékénél a hossz-szelvény mentén 11,2-12,5 mg/l közötti, a 2032. évi állapot esetén 11,20-12,6 mg/l közötti, a 2085. évi állapot esetén pedig 11,2-12,6 mg/l közötti értékre becsülhető. A maximális dunai hőterhelés üzemállapotában pedig 12.70 mg/l, szórás tartományát 9.9-15.5 mg/l közötti értékre becsüljük.

A 12.6.1-8 és a 12.6.1-9 ábrákon látható, hogy az értékek és a vízhőmérséklet között nincs kapcsolat. Az értékek szórása a vízhőmérséklet emelkedésével együtt mind növekvő, mind pedig csökkenő irányba nagyobb mértékben változik. Az értékek tendenciája azonban alig változik. Számottevő változás nem fog bekövetkezni.

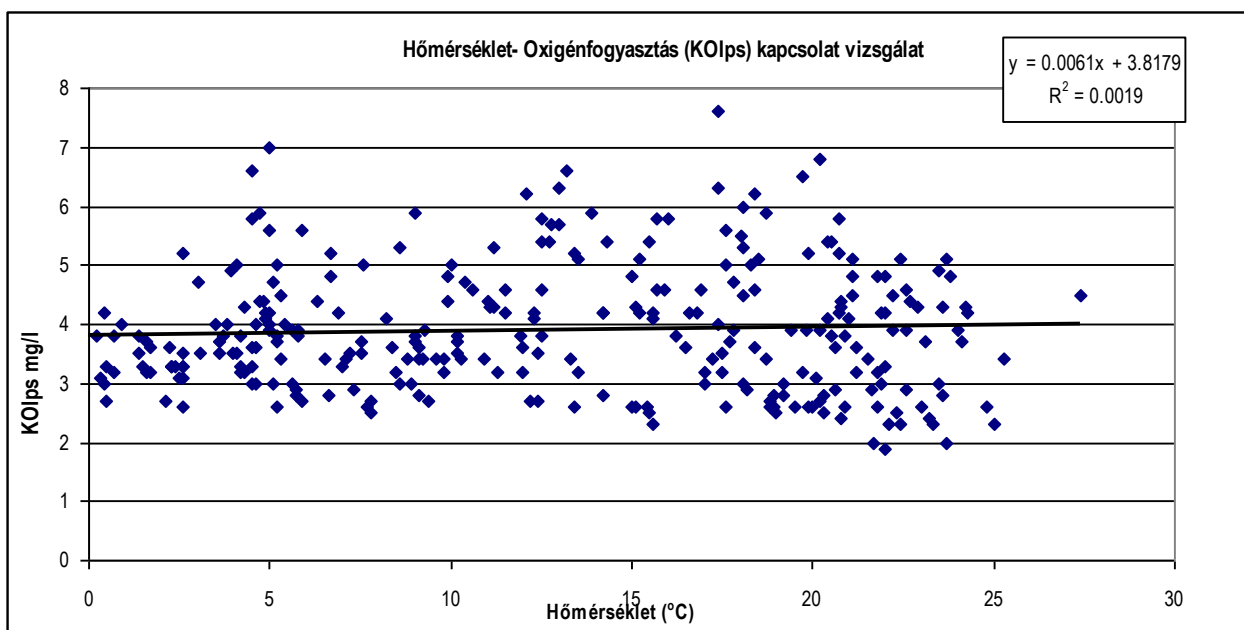


12.6.1-8. ábra: Dunai vízhőmérséklet és KOI_d kapcsolat vizsgálata

A **káliumpermanganátos** oxigénfogyasztás (KOI_{ps}) átlagértéke 2006-2011 között a három törzshálózati szelvényben Dunaföldvár térségében 4,0 mg/l, Fadd térségében 3,8 mg/l, míg Hercegszántó térségében 3,8 mg/l volt. A szórása közepes mértékben, 1,0-1,1 között változott, a komponens szezonális ingadozása kicsi.

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint jelen üzemállapotban a várható érték a várható kritikus hőmérséklet értéknél a hossz-szelvény mentén 3,6-4,1 mg/l közötti, a 2032. évi állapot esetén 3,6-4,2 mg/l közötti, a 2085. évi állapot esetén pedig 3,6-4,2 mg/l közötti érték várható. A maximális dunai hőterhelés üzemállapotában pedig 4,2 mg/l szórás tartományát 3,1-5,3 mg/l közötti értékre becsüljük.

A 12.6.1-9 ábrán látható, hogy az értékek és a vízhőmérséklet közötti kapcsolata gyenge, az értékek szórása és a változás iránya hasonló a káliumdikromáttal mértékéhez. A dunai vízhőmérséklet emelkedés eredményeként számottevő változás nem fog bekövetkezni.



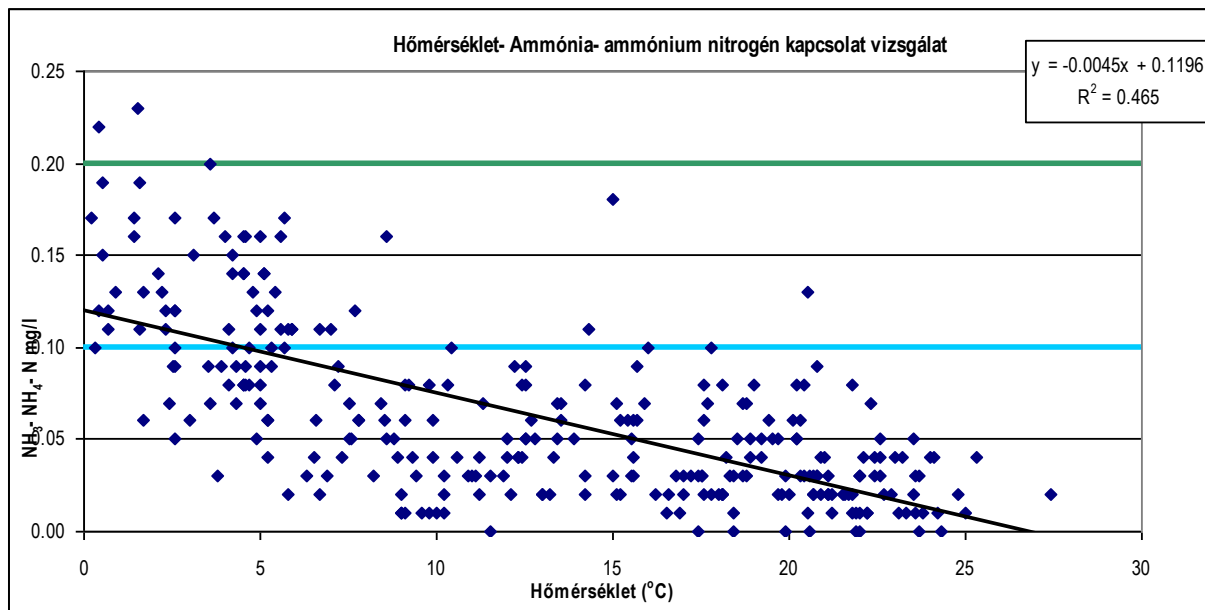
12.6.1-9. ábra: Dunai vízhőmérséklet és KOI_{ps} kapcsolat vizsgálata

Ammónia, ammónium-N

Az **ammónia, ammónium-N** átlagértékei 2006-2011 között a három törzshálózati szelvényben Dunaföldvár térségében 0,06 mg/l, Fadd térségében 0,07 mg/l, míg Hercegszántó térségében 0,06 mg/l volt. A szórás kismértékű volt, 0,04-0,06 között változott, a komponens szezonális ingadozása kicsi. A $\text{NH}_4\text{-N}$ értéke és a dunai vízhőmérséklet között szoros a korrelációs kapcsolat. Dunaföldvárnál (0.68), Fadd (0.72), Hercegszántónál (0.66).

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint a várható érték a kritikus hőmérséklet értékénél a hossz-szelvény mentén 0,0-0,001 mg/l közötti lesz. Ezek az értékek a számítások szerint gyakorlatilag nem fognak változni. Az előrejelzés szerint az évtizedek során az értékek csökkenése várható.

A 12.6.1-10 ábrán látható, hogy az értékek és a vízhőmérséklet közötti kapcsolat jó, szezonális ingadozása alacsony. Utóbbiak ingadozása az alacsony vízhőmérsékletek idején értéke és szórása megnövekszik.



12.6.1-10. ábra: Dunai vízhőmérséklet és ammónia-nitrogén kapcsolat vizsgálata

Növényi tápanyagok állapota

A **növényi tápanyagok** közé az ammónium, az ammónium nitrogén, (NH_3 , $\text{NH}_4\text{-N}$), (A VKI az oxigénháztartáshoz sorolta, ott ismertettük) a nitrit- (NO_2), a nitrát (NO_3) nitrogén és az összes szerves nitrogén sorolható. Az ammóniának az oldat pH-jától függően két formája létezik. Az ammóniumion számára az élő sejtthártya átjárhatatlan, a szabad ammónia viszont a sejtmembránon áthatol, sejtméregként szerepel, ami miatt környezeti jelentősége van. A felszíni vizekbe a baktériumok és a cianobaktériumok (kéalgák) elemi nitrogénköti tevékenysége és a szerves anyag tartalmú szennyvizek lebomlása útján jut be. A fenti mutatók értékei az elmúlt 3 évtizedben rendre csökkentek, ennek mértéke nagyobb volt, mint a szerves anyag tartalmat jelző indikátoroké.

Nitrit-N

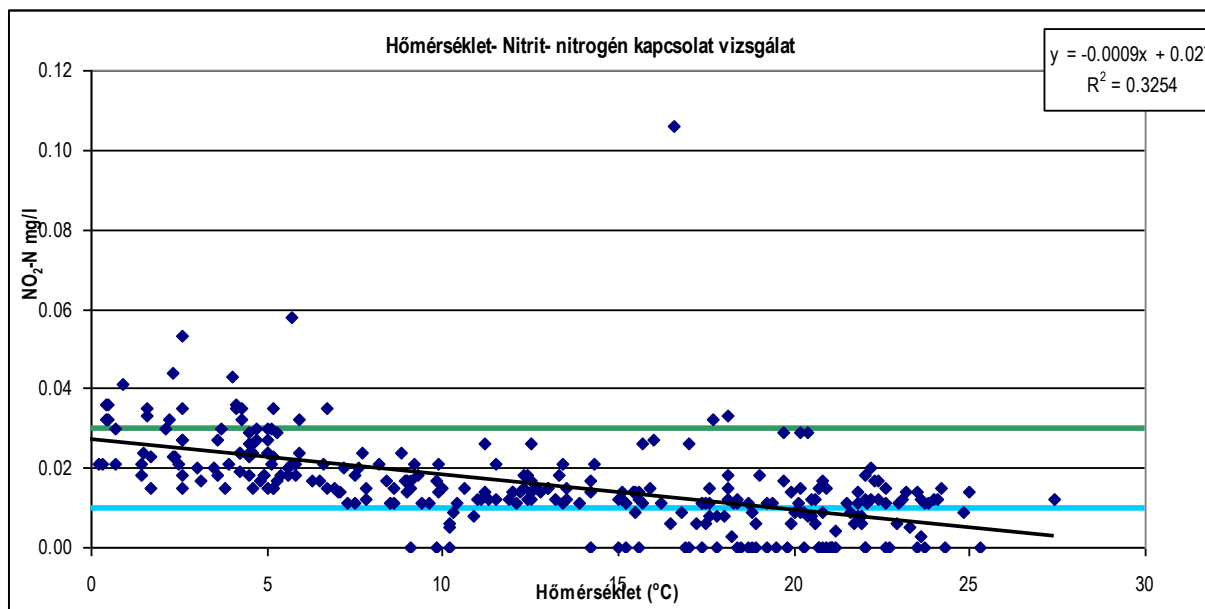
A **nitrit-N** a nitritképző baktériumok terméke, az ammónia oxidálásával a nitrifikáció folyamata során állítják elő. A nitrát-N a végső terméke ennek a *kemoautotrofikus* folyamatnak.

A nitrit-N átlagértékei 2006-2011 között a három törzshálózati szelvényben Dunaföldvár térségében 0,019 mg/l, Fadd térségében 0,015 mg/l, míg Hercegszántó térségében 0,014 mg/l volt. A szórás kismértékű volt, 0,01-0,06 között változott, a komponens szezonális ingadozása kicsi.

A $\text{NO}_2\text{-N}$ értéke és a dunai vízhőmérséklet között Dunaföldvárnál gyenge (0.1), Fadd (0.6) és Hercegszántó (0.6) szelvényekben jó a korrelációs kapcsolat.

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint a várható érték a kritikus hőmérséklet értéknél a jelen üzemállapotban és a 2032. évi állapot esetén a hossz-szelvény mentén 0,004-0,025 mg/l között fog változni. 2085-ben és a maximális dunai hőterhelés üzemállapotában ezek az értékek kismértékben csökkenni fognak. Az előrejelzés szerint az évtizedek során az értékek csökkenése várható.

A 12.6.1-11 ábrán látható, hogy az értékek és a vízhőmérséklet közötti kapcsolat jó, és az adatoknak igen kismértékű a szezonális ingadozása.



12.6.1-11. ábra: Dunai vízhőmérséklet és nitrit-nitrogén kapcsolat vizsgálata

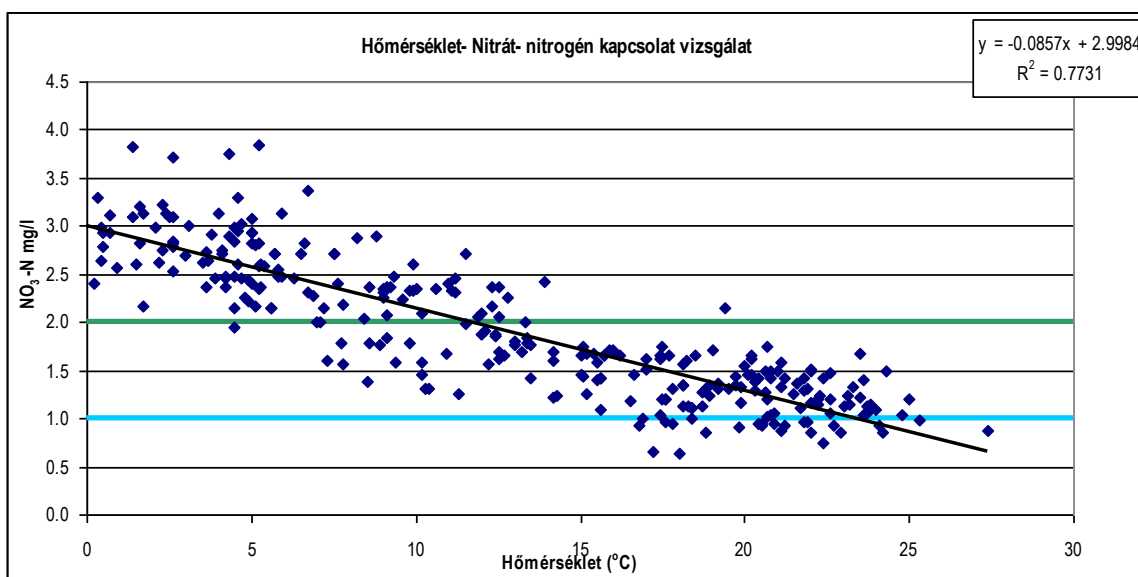
Nitrát-N

A természetes vizekben levő **nitrát-N** a vízszennyezéseken kívül szintén a nitrifikáló baktériumok terméke, melyek azt a nitrifikáció további folyamatai során állítják elő.

A nitrát-N átlagértékei 2006-2011 között a három törzshálózati szelvényben Dunaföldvár térségében 2,0 mg/l, Fadd térségében 1,80 mg/l, míg Hercegszántó térségében 1,85 mg/l volt. A szórása közepes mértékben, 0,70-0,75 között változott, a komponens szezonális ingadozása 1-3 mg/l között volt. A NO₃-N értéke és a dunai vízhőmérséklet között kiváló a korrelációs kapcsolat. Dunaföldvárnál (0.87) Fadd (0.89) és Hercegszántó (0.87).

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint a várható érték a kritikus hőmérséklet értéknél 0.7-0.8 mg/l, a 2032. évi állapot esetén a hossz-szelvény mentén 0,5-0,7 mg/l között fog változni. 2085-ben és a maximális dunai hőterhelés üzemállapotában ezek az értékek kismértékben csökkenni fognak (0,5-0,6). Az előrejelzés szerint az évtizedek során az értékek csökkenése várható.

A 12.6.1-12 ábrán látható, hogy az értékek és a vízhőmérséklet közötti kapcsolat kiváló, a hőmérséklet növekedésével az elem koncentrációja csökken, szezonális ingadozása 1-3 mg/l. A vízhőmérséklet növekedésével együtt, értékei a 10 °C fölötti tartományban határozott csökkenő tendenciát mutatnak. A dunai vízhőmérséklet jövőbeni növekedése, a koncentráció kismértékű csökkenését fogja eredményezni.



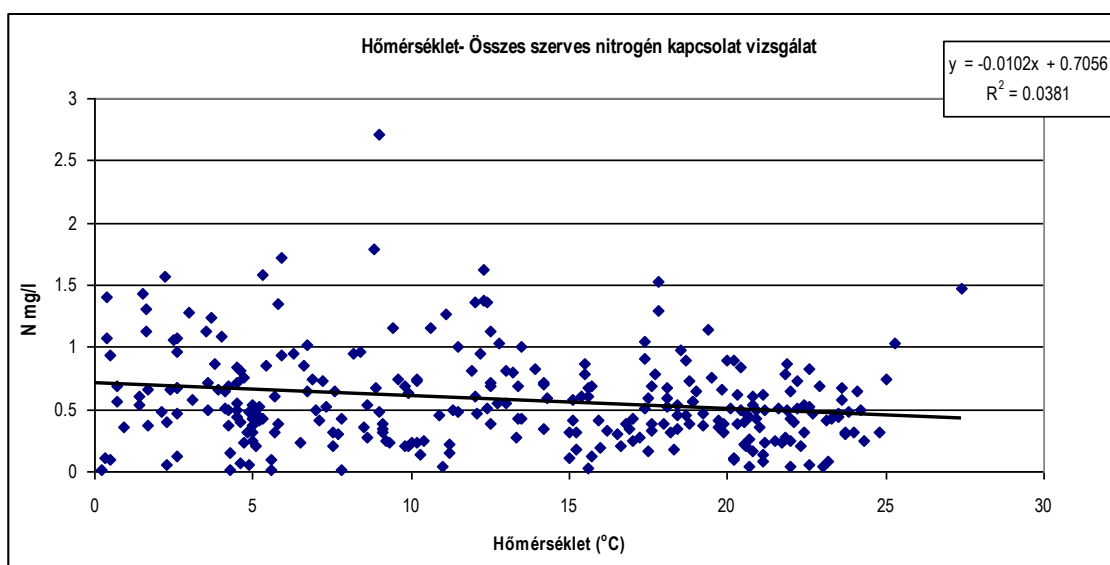
12.6.1-12. ábra: Dunai vízhőmérséklet és nitrát-nitrogén kapcsolat vizsgálata

Összes szerves nitrogén, és összes nitrogén

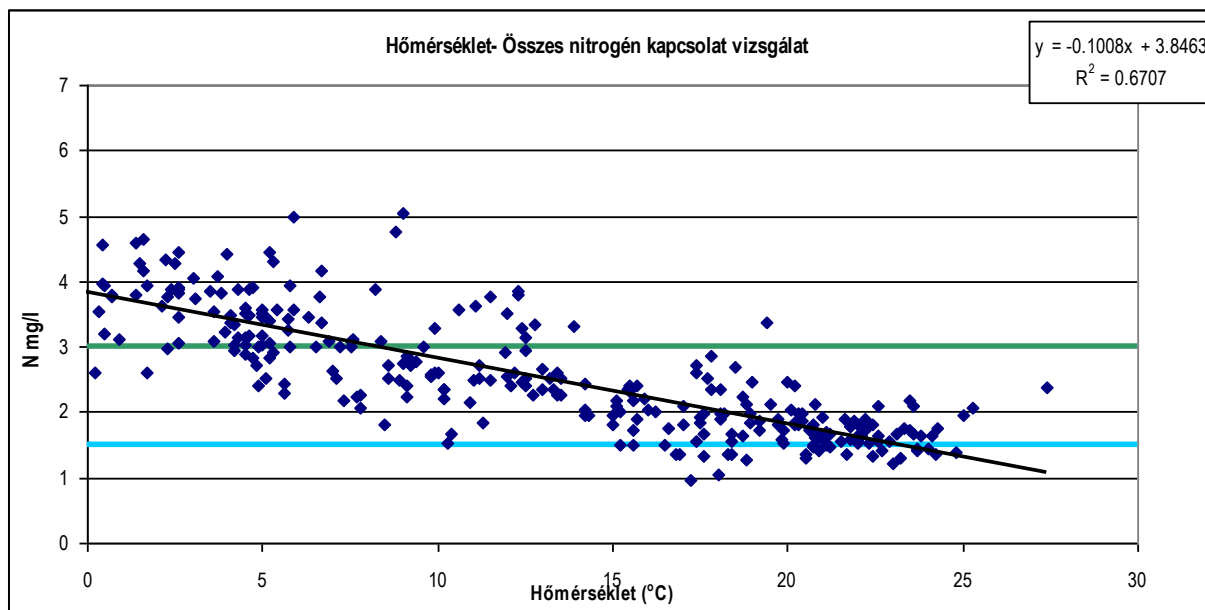
Az **összes szerves nitrogén, összes nitrogén** átlagértéke 2006-2011 között a három törzshálózati szelvényben Dunaföldvár térségében 0,60 és 2,68 mg/l, Fadd térségében 0,52 és 2,44 mg/l, míg Hercegszántó térségében 0,57 és 2,50 mg/l volt. A szórása közepes értékű 0,3-0,9, illetve 0,8-0,9 között változott, a komponens szezonális ingadozása 0,2-1,5 mg/l és 1-4 mg/l.

A összes szerves nitrogén értéke és a dunai vízhőmérséklet között gyenge a korrelációs kapcsolat. Dunaföldvárnál (0.16) Fadd (0.16) és Hercegszántó (0.21), míg az összes nitrogénnel kiváló kapcsolatban van, Dunaföldvár (0.82) Fadd (0.85) és Hercegszántó (0.79).

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint a várható érték a kritikus hőmérséklet értéknél, jelen üzemállapotban 0,42-0,49 és 1,21-1,27 mg/l, a 2032. évi állapot esetén a hossz-szelvény mentén 0,43-0,52 és 1,14-1,22 mg/l, 2085-ben pedig 0,38-0,46 mg/l és 0,9-1,0 mg/l között fog változni. A maximális dunai hőterhelés üzemállapotában ezek az értékek kismértékben, de nem számottevően csökkenni fognak (0,11 mg/l szórás tartománya: 0,08-0,14 mg/l és 0,79 mg/l szórás tartománya: 0,4-1,6 mg/l).



12.6.1-13. ábra: Dunai vízhőmérséklet és összes szerves nitrogén kapcsolat vizsgálata



12.6.1-14. ábra: Dunai vízhőmérséklet és összes nitrogén kapcsolat vizsgálata

A 12.6.1-13 ábrán az látható, hogy az összes szerves nitrogén érték és a vízhőmérséklet közötti kapcsolat gyenge, szezonális ingadozása 0-1.8 mg/l. A 12.6.1-14 ábrán az látható, hogy az összes nitrogén érték és a vízhőmérséklet közötti kapcsolat jó, szezonális ingadozása 1-5 mg/l érték között várható.

Mindkét komponens esetében a vízhőmérséklet növekedésével együtt értékei a 10 °C fölötti tartományban a nitrát nitrogénhez hasonlóan határozott csökkenő tendenciájúak. A dunai vízhőmérséklet jövőbeni növekedése, a koncentráció kismértékű csökkenését fogja eredményezni.

Amennyiben egy vízfolyásba tisztítatlan szerves anyagokat tartalmazó szennyvíz folyik, ugrásszerűen megnő a nitrogénszármazékok mennyisége, végtermékként a szerves és az összes nitrogéné.

A vízi környezetben az ortofoszfát-ion és a szerves foszforvegyületek mellett különféle kondenzáltsági fokú polifoszfátok jutnak szerephez. A vízben oldva kolloidális részecskék formájában, vagy azokhoz adszorbeálódva és lebegőanyagként lehet jelen. Legelterjedtebb formája az ortofoszfát foszfor és az összes foszfor. A planktonikus algák a vízben oldott reaktív foszfort építik be a szervezetükbe, ezért szaporodásuk egyik limitáló tényezője ez a vegyület.

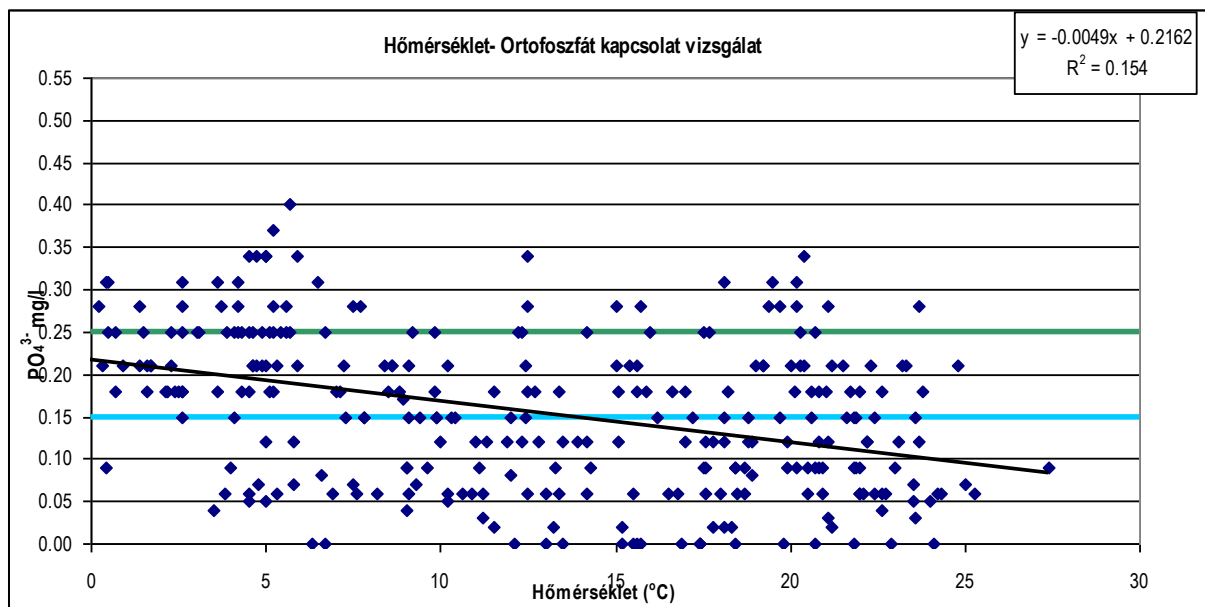
Ortofoszfát

Az **ortofoszfát** átlagértékei 2006-2011 között a három törzshálózati szelvényben Dunaföldvár térségében 0,168 mg/l, Fadd térségében 0,181 mg/l, míg Hercegszántó térségében 0,139 mg/l volt. A szórás értéke (0,08), a hossz-szelvény mentén a szezonális ingadozása nagy (0.05-0.35).

Az ortofoszfát foszfor értéke és a dunai vízhőmérséklet között a korrelációs kapcsolat közepes. Dunaföldvárnál (0.41) Fadd (0.42) és Hercegszántó (0.33).

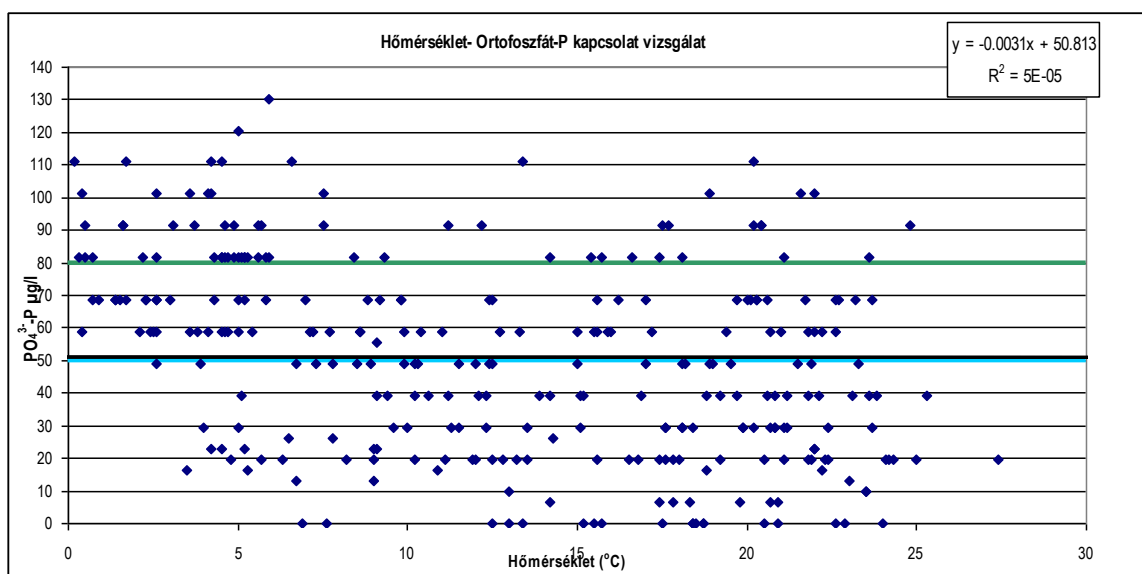
Az értékek statisztikai feldolgozása szerint a várható érték a kritikus hőmérséklet értéknél a jelen üzemállapotban 0,088-0,118 mg/l, a 2032. évi állapot esetén 0,085-0,114 mg/l között fog változni. 2085-ben 0,075-0,103 mg/l, a maximális dunai hőterhelés üzemállapota estében a várható érték 0,1 mg/l, a szórás tartománya, 0.01-0.19 mg/l között kismértékben csökkenni fog. Az előrejelzés szerint az évtizedek során a koncentráció a jelen állapottal fog megegyezni, vagy annak kisebb csökkenése várható.

A 12.6.1-15 ábrán látható, hogy az értékek és a vízhőmérséklet közötti kapcsolat közepesnek mondható. A szórás szezonális ingadozástól függetlenül nagy. Az értékek szezonális ingadozása 0.05-0.35 mg/l.



12.6.1-15. ábra: Dunai vízhőmérséklet és ortofoszfát kapcsolat vizsgálata

Elkészítettük az **ortofoszfát-foszfor** ($\text{PO}_3\text{-P}$) kapcsolatvizsgálatát is, amelyet a 12.1.5-1. ábra mutat.



12.6.1-16. ábra: Dunai vízhőmérséklet és ortofoszfát-P kapcsolat vizsgálata

Összes foszfor

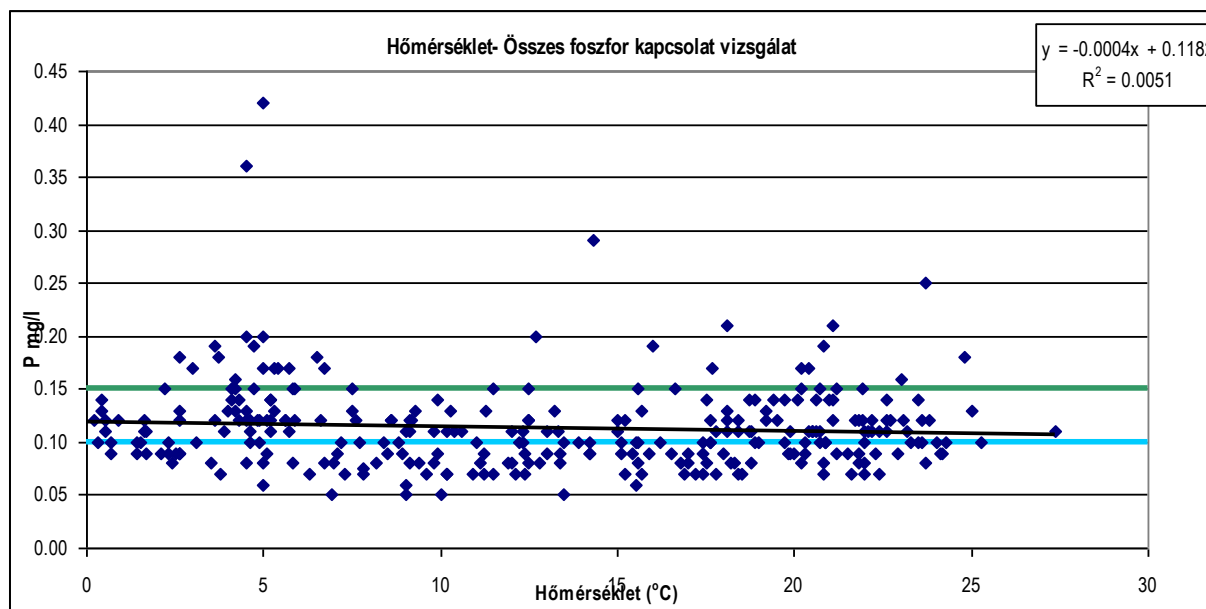
Az **összes foszfor** átlagértékei 2006-2011 között a három törzshálózati szelvényben Dunaföldvár térségében 0,114 mg/l, Fadd térségében 0,108 mg/l, míg Hercegszántó térségében 0,115 mg/l volt. A szórás kismértékű (0,04) és szezonálisan egyenletes, a hossz-szelvény mentén nem változott, szezonális ingadozása alacsony.

Az összes foszfor értéke és a dunai vízhőmérséklet közötti korrelációs kapcsolat nagyon gyenge. Dunaföldvár (0.09) Fadd (0.02) és Hercegszántó (0.08). Ennek figyelembevételével a statisztikailag számított várható értékeket csak tájékoztató értéként lehet figyelembe venni. Ennek alapján kijelenthető, hogy a dunai vízhőmérséklet emelkedése csak kismértékbe fogja befolyásolni az összes foszfor értékét és annak változását. A jövőbeni értékek a jelen állapot fogják tükrözni.

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint a várható érték a kritikus hőmérséklet értéknél a jelen üzemállapotban 0,10-0,11 mg/l, a 2032. évi állapot esetén 0,10-0,11 mg/l között fog változni. 2085-ben 0,10-0,11 mg/l, a maximális dunai hőterhelés üzemállapotában pedig 0,10 mg/l, szórás intervalluma, 0.08-0.14 mg/l érték között becsülhető.

Az előrejelzés szerint az évtizedek során a koncentráció a jelen állapottal fog megegyezni, vagy annak kisebb csökkenése várható.

A 12.6.1-17 ábrán látható, hogy az értékek és a vízhőmérséklet közötti kapcsolata gyenge, szezonális ingadozásra többnyire 0.05-0.2 mg/l érték között változik.



12.6.1-17. ábra: Dunai vízhőmérséklet és összes foszfor kapcsolat vizsgálata

Egyéb, VKI értékelésbe nem tartozó elemek

A zöld növények sejtjeiben levő klorofill festékek a kiegészítő fényt (vörös és kék) hasznosítják. A fotoszintetikus pigmentek mellett ún. kísérő festékek is vannak (karotin, xantofill), amelyek fényenergiát közvetítenek az a-klorofill felé. Mennyiségéből az algák (fitoplankton) mennyiségére és fotoszintetikus kapacitására következtethetünk. A planktonikus algák fotoszintetikus tevékenysége a növényi tápanyag tartalom mellett a vízhőmérséklettől is jelentős mértékben függ, aminek eredménye a természetes felszíni vizeinkben a nagymértékű évszakos ingadozása. Az elemkomponens a VKI szerinti fiziko-kémiai értékelésben, mint értékelendő elem nem szerepel. Mivel az ökológiai minősítésben fontos szerepe van, ezért értékelését elvégeztük.

a-klorofill

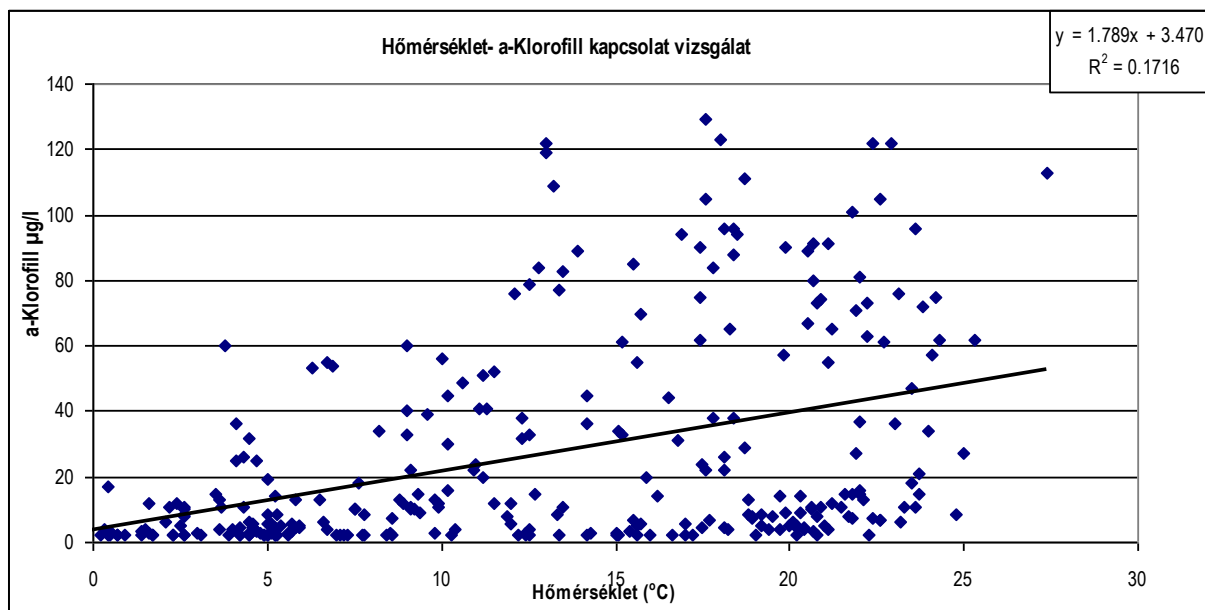
Az **a-klorofill** átlagértékei 2006-2011 között a három törzshálózati szelvényben Dunaföldvár térségében 25,1 µg/l, Fadd térségében 26,2 µg/l, míg Hercegszántó térségében 24,6 µg/l volt. A fentiek támasztja alá a hossz-szelvény mentén mért minimumok és maximumok jelentős eltérése, amelyek 1,0-129,0 µg/l között változtak. A szórás a hőmérséklettel egyenes arányban növekszik, mértéke (31-33 µg/l), a komponens értékeiben jelentős a szezonális ingadozás.

Az a-klorofill értéke és a dunai vízhőmérséklet között a korrelációs kapcsolat jó-közepes. Dunaföldvár (0.40) Fadd (0.42) és Hercegszántó (0.38).

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint a várható érték a kritikus hőmérséklet értéknél a jelen üzemállapotban 45,0-51,2 µg/l, a 2032. évi állapot esetén 46,3-52,7 µg/l között fog változni. 2085-ben 49,9-56,9 µg/l, a maximális dunai hőterhelés üzemállapotában pedig 52,1-59,4 49,9-56,9 µg/l között kismértékben emelkedni fognak.

A 12.6.1-18 ábrán látható, hogy az értékek és a vízhőmérséklet közötti kapcsolat jó-közepes, a szezonális ingadozása jelentős (20-120 µg/l). Az alacsony vízhőmérsékletű évszakokban az értékek kicsik, majd a vízhőmérséklet

emelkedésével fokozatosan nőnek, de ezzel együtt a szórás értékei is nagyobbak lesznek. A vízhőmérséklet emelkedésével a várható értékek és szórásuk egyaránt növekednek.



12.6.1-18. ábra: Dunai vízhőmérséklet és a-klorofill kapcsolat vizsgálata

Nátrium-ion

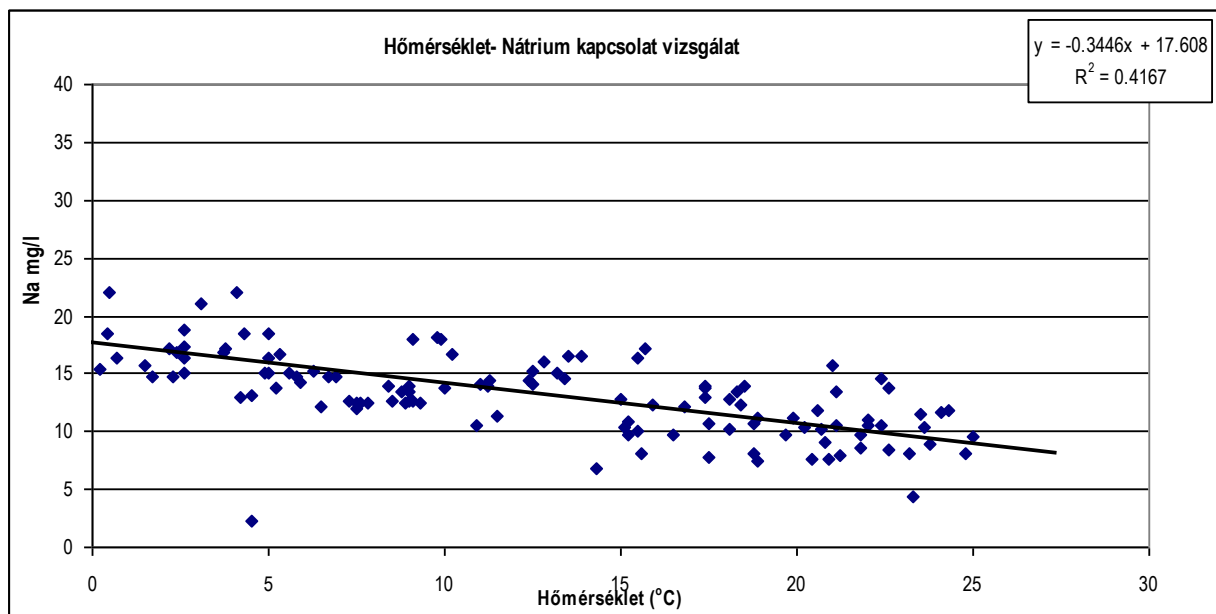
A nagy **nátrium ion** tartalom a szikes tavak fő jellemzője, amely rendszerint magas pH-val is párosul. A felszíni vizekbe szennyezés (szennyvíz) és a talajból történő beoldódás útján kerül be. Koncentrációja a Duna vizsgált szakaszán szintén kicsi volt. Mennyiségét a vízhőmérséklet változásai nem befolyásolják. Az algák közül a cianobaktériumoknak (kéalgák) nagy a nátrium igényük, ezért a szerves szennyvizekkel terhelt vizekben szaporodhatnak el nagyobb mennyiségben.

A nátrium ion értéke és a dunai vízhőmérséklet között a korrelációs kapcsolat jó. Dunaföldvár (0.57) Fadd (0.73) és Hercegszántó (0.69).

Átlagértékei 2006-2011 között a három törzshálózati szelvényben Dunaföldvár térségében 13,7 mg/l, Fadd térségében 13,4 mg/l, míg Hercegszántó térségében 12,8 mg/l volt. A szórása a hossz-szelvény mentén 3.0-3.8 között változott, a komponens szezonális ingadozása kicsi.

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint a várható kritikus hőmérséklet értéknél a jelen üzemállapotban 18,6-10,8 mg/l, a 2032. évi állapot esetén 8,4-10,6 mg/l között fog változni. 2085-ben 7,6-10,3 mg/l, a maximális dunai hőterhelés üzemállapotában a várható érték 8.3 mg/l, szórás tartománya 5.4-11.3 mg/l között várható. A dunai vízhőmérséklet emelkedésével az évtizedek során az értékek csökkenése várható.

A 12.6.1-19 ábrán látható, hogy az értékek és a vízhőmérséklet közötti kapcsolat jó, ami kis szezonális ingadozásra utal.



12.6.1-19. ábra: Dunai vízhőmérséklet és nátrium-ion kapcsolat vizsgálata

Kálium-ion

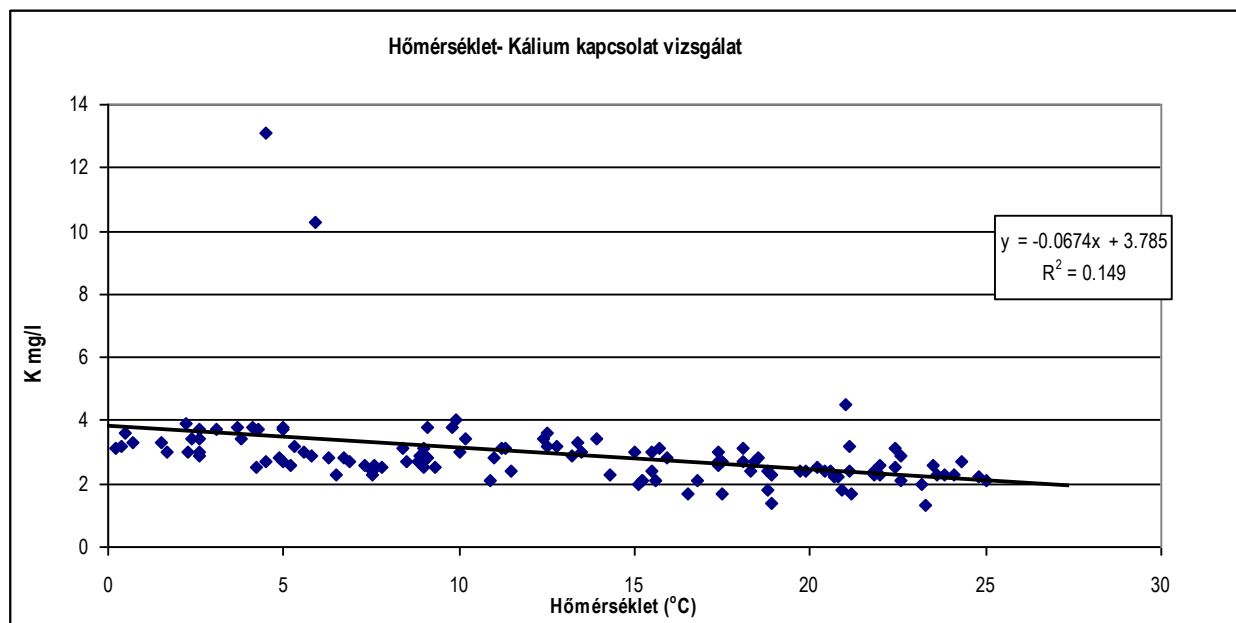
A **kálium** szintén a szennyvizekkel kerül be a természetes vizekbe. A Duna vizsgált szakaszán koncentrációja az évtizedek során mindvégig kicsi volt, amit a vízhőmérséklet változásai részben befolyásolnak. Ugyancsak nincs hatása az élőlények, elsősorban az algák élettevékenységére.

A kálium értéke és a dunai vízhőmérséklet között a korrelációs kapcsolat jó és közepes. Dunaföldvár (0.52) Fadd (0.61) és Hercegszántó (0.38).

Átlagértékei 2006-2011 között a három törzshálózati szelvényben Dunaföldvár térségében 2,85 mg/l, Fadd térségében 2,75 mg/l, míg Hercegszántó térségében 2,96 mg/l volt. A szórás a hossz-szelvény mentén 1.3-2.3 között változott, a komponens szezonális ingadozása fennáll.

Az értékek statisztikai feldolgozása szerint a jelen üzemállapotban a várható érték 2.0-2,2 mg/l, a 2032. évi állapot esetén 1.8-2.2 mg/l, 2085-ben 1,7-2,1 mg/l között fog változni. A maximális dunai hőterhelés üzemállapotában a várható érték 2.1, a szórás tartománya pedig 1.6-2.5 mg/l érték között változik. Az előrejelzés szerint az évtizedek során az értékek csökkenése várható. A dunai vízhőmérséklet emelkedésével az évtizedek során az értékek csökkenése várható.

A 12.6.1-20 ábrán látható, hogy az értékek és a vízhőmérséklet közötti kapcsolat jó-közepes, szezonális ingadozása 0.1-0.4 mg/l között van.



12.6.1-20. ábra: Dunai vízhőmérséklet és kálium-ion kapcsolat vizsgálata

A 2014-2085 között a Duna víz várható fizikó-kémiai paramétereinek VKI szerinti szelvényenkénti értékelése

A vizsgálati szelvények közül a dunai felvizek állapotát Dunaföldvárnál, az 1560.6 fkm, (12.6.1-4 táblázat), az alvíz esetében az Fadd 1506.8 fkm, (12.6.1-5 táblázat) az ország határnál a Hercegszántó 1433.5 fkm szelvényeiben (12.6.1-6 2006-2011 (2012) között mért vízminőségi adatok statisztikai vizsgálatainak eredményeivel jellemeztük.

A táblázatban az elemkomponensekre és komponens csoportokra végeztük el a VKI szerinti értékelést, az adott 2014, 2032 és a 2085. évi időszakra vonatkozóan, a Duna várható kritikus vízhőmérsékleteire.

A dunai víztest szakaszok fizikai-kémiai paraméterek szerinti VKI értékelés összesítését 12.6.1-7 táblázatban adtuk meg.

Vízminőségi paraméter/Üzemállapot	Mérték- egység	R Korr.t.	Dunaföldvár meglévő üzemállapot 25.61 °C+ Δt (0.0 °C) = 25.61 °C			Dunaföldvár 2032. évi üzemállapot 26.38 °C+ Δt (0.0 °C) = 26.38 °C			Dunaföldvár 2085. évi üzemállapot 28.64 °C+Δt (0.0 °C) = 28.64 °C			2014	2032	2085
			Várható érték	Várható ingadozás		Várható érték	Várható ingadozás		Várható érték	Várható ingadozás		Állapot/Osztályozás		
Dunai vízhőmérséklet kritikus értéke és a szelvény állapot értékelés eredménye	°C		25.6			26.38			28.64			jó	jó	jó
Savasodási állapot												4.0	4.0	4.0
pH (labor mérés)		0.302	8.40	8.13	8.68	8.41	8.14	8.68	8.44	8.16	8.71	4	4	4
Sótartalom												5.0	5.0	5.0
Klorid (Cl ⁻)	mg/l	0.591	16.7	9.8	23.5	16.3	9.4	23.1	15.0	8.2	21.9	5	5	5
Vezetőképesség	μS/cm	0.707	322	250	394	316	300	480	301	300	480	5	5	5
Oxigén háztartás												4.6	4.6	4.6
Oxigén (oldott) (O ₂)	mg/l	0.618	8.0	6.4	9.7	7.9	6.2	9.6	7.6	5.9	9.3	5	4	4
Oldott oxigén (oxigén telítettség %)	%	0.425	103	88	118	104	89	119	106	91	120	5	5	5
Biokémiai oxigénigény (BOD ₅)	mg/l	0.266	2.02	0.62	3.41	1.98	0.59	3.37	1.86	0.47	3.25	4	5	5
Oxigénfogyasztás (KOld) eredménye	mg/l	0.091	12.5	9.4	15.5	12.5	9.4	15.5	12.6	9.5	15.6	4	4	4
Ammónia-ammónium-nitrogén (NH ₃ -,NH ₄ -N)	mg/l	0.680	0.00	0.01	0.05	0.01	0.00	0.06	0.01	0.00	0.06	5	5	5
Növényi tápanyagok												4.4	4.6	4.6
Nitrit-nitrogén (NO ₂ -N)	mg/l	0.104	0.01	0.01	0.05	0.01	0.00	0.05	0.01	0.00	0.05	5	5	5
Nitrát-nitrogén (NO ₃ -N)	mg/l	0.865	0.78	0.01	1.54	0.71	0.30	1.47	0.50	0.25	1.26	5	5	5
Összes nitrogén	μg/l	0.825	1.28	0.36	2.20	1.20	0.28	2.12	0.97	0.05	1.89	4	4	4
Ortofoszfát (PO ₄ -P)	mg/l	0.410	0.09	0.01	0.18	0.09	0.01	0.18	0.081	0.00	0.16	4	4	4
Összes foszfor (P)	mg/l	0.095	0.11	0.06	0.15	0.10	0.06	0.15	0.10	0.06	0.15	4	5	5
Egyéb VKI értékelésbe nem tartozó elemek														
Összes szerves nitrogén (N-be)	mg/l	0.160	0.49	0.10	0.87	0.48	0.10	0.86	0.46	0.08	0.85			
Klorofill	μg/l	0.397	47.9	16.8	78.9	49.2	18.1	80.3	53.0	22.0	84.1			
Nátrium (Na)	mg/l	0.570	9.9	6.3	13.4	9.7	6.1	13.2	9.0	5.5	12.6			
Kálium (K)	mg/l	0.522	2.2	1.6	2.9	2.2	1.6	2.8	2.1	1.5	2.7			
Oxigénfogyasztás (KOldps) eredménye	mg/l	0.085	4.1	3.0	5.3	4.2	3.0	5.3	4.2	3.0	5.3			

12.6.1-4. táblázat: A Dunai háttérvízbe (Dunaföldvár 1560.6 fkm) szelvénybe várható vízminőségi paraméterek VKI szerinti értékelése

Vízminőségi paraméter/Üzemállapot	Mértékegység	R Korr.t.	Fadd meglévő üzemállapot 25.61 °C+ Δt (0.0 °C) = 25.61 °C			Fadd 2032. évi üzemállapot 26.38 °C+ Δt (2.03 °C) = 28.41 °C			Fadd 2085. évi üzemállapot 28.64 °C+Δt (0.56 °C) = 29.2 °C			2014	2032	2085	Krit. 30 °C
			Várható érték	Várható ingadozás		Várható érték	Várható ingadozás		Várható érték	Várható ingadozás		Osztályozás/Állapot			
Dunai vízhőmérséklet kritikus értéke és a szelvény állapot értékelés eredménye	°C		25.6			28.41			29.20			jó	jó	jó	jó
Savasodási állapot												4.0	4.0	4.0	4.0
pH (labor mérés)		0.252	8.39	8.13	8.66	8.42	8.15	8.68	8.43	8.16	8.69	4	4	4	4
Sótartalom												5.0	5.0	5.0	5.0
Klorid (Cl ⁻)	mg/l	0.612	15.1	7.8	22.4	13.4	6.1	20.7	12.9	5.6	20.2	5	5	5	5
Vezetőképesség	μS/cm	0.812	318	258	378	300	290	480	295	285	470	5	5	5	5
Oxigén háztartás												4.6	4.6	4.6	4.6
Oxigén (oldott) (O ₂)	mg/l	0.554	8.6	7.0	10.2	8.3	6.7	9.9	8.2	6.6	9.8	5	5	5	5
Oldott oxigén (oxigén telítettség) százalék	%	0.516	109	93	126	113	96	129	113	97	130	5	4	4	4
Biokémiai oxigénigény (BOI ₅)	mg/l	0.114	2.44	1.09	3.79	2.38	1.03	3.74	2.37	1.02	3.72	4	5	5	5
Oxigénfogyasztás (KOI _d) eredeti	mg/l	0.221	12.3	9.5	15.2	12.6	9.7	15.4	12.6	9.8	15.5	4	4	4	4
Ammónia-ammónium-nitrogén (NH ₃ ,NH ₄ -N)	mg/l	0.724	0.00	0.01	0.05	0.00	0.00	0.06	0.02	0.01	0.08	5	5	5	5
Növényi tápanyagok												4.2	4.8	4.8	4.8
Nitrit-nitrogén (NO ₂ -N)	mg/l	0.628	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	5	5	5	5
Nitrát-nitrogén (NO ₃ -N)	mg/l	0.887	0.77	0.06	1.47	0.53	0.40	1.24	0.47	0.30	1.17	4	5	5	5
Összes nitrogén	μg/l	0.851	1.21	0.36	2.05	0.94	0.80	1.79	0.87	0.60	1.71	4	5	5	5
Ortofoszfát (PO ₄ -P)	mg/l	0.426	0.12	0.03	0.21	0.10	0.01	0.19	0.100	0.01	0.19	4	5	5	5
Összes foszfor (P)	mg/l	0.017	0.11	0.07	0.14	0.11	0.08	0.14	0.11	0.08	0.14	4	4	4	4
Egyéb VKI értékelésbe nem tartozó elemek															
Összes szerves nitrogén (N-ben)	mg/l	0.165	0.44	0.12	0.75	0.42	0.10	0.74	0.41	0.10	0.73				
Klorofill-a	μg/l	0.420	49.7	17.0	82.4	54.9	22.2	87.6	56.4	23.7	89.1				
Nátrium (Na)	mg/l	0.730	9.6	6.7	12.6	8.8	5.8	11.7	8.6	5.6	11.5				
Kálium (K)	mg/l	0.609	2.2	1.8	2.7	2.1	1.7	2.6	2.1	1.6	2.6				
Oxigénfogyasztás (KOI _{ps}) eredeti	mg/l	0.166	4.1	3.0	5.2	4.2	3.1	5.2	4.2	3.1	5.3				

12.6.1-5. táblázat: A Dunai alvíz (Fadd 1506.8 fkm) szelvényben várható vízminőségi paraméterek VKI szerinti értékelése

Vízminőségi paraméter/Üzemállapot	Mértékegység	R Korr.t.	Hercegszántó meglévő üzemállapot 25.61 °C+ Δt (0.0 °C) =25.61 °C			Hercegszántó 2032. évi üzemállapot 26.38 °C+ Δt (0.0 °C) =26.38 °C			Hercegszántó 2085. évi üzemállapot 28.64 °C+Δt (0.0 °C) =28.64 °C			2014	2032	2085
			Várható érték	Várható ingadozás		Várható érték	Várható ingadozás		Várható érték	Várható ingadozás		Állapot/Osztályozás		
Dunai vízhőmérséklet kritikus értéke és a szelvény állapot értékelés	°C		25.6			26.38			28.64			jó	jó	jó
Savasodási állapot												4.0	4.0	4.0
pH (labor mérés)		0.143	8.32	8.06	8.58	8.33	8.08	8.59	8.34	8.08	8.59	4	4	4
Sótartalom												5.0	5.0	5.0
Klorid (Cl ⁻)	mg/l	0.418	16.4	7.2	25.6	14.9	5.7	24.2	14.5	5.3	23.7	5	5	5
Vezetőképesség	µS/cm	0.800	321	258	384	302	290	480	297	285	470	5	5	5
Oxigén háztartás												4.6	4.4	4.4
Oxigén (oldott) (O ₂)	mg/l	0.669	8.1	6.5	9.8	7.7	6.1	9.4	7.6	5.9	9.3	5	4	4
Oldott oxigén (oxigén telítettségi százalék)	%	0.413	104	89	118	106	92	120	106	92	120	5	5	5
Biokémiai oxigénigény (BOI ₅)	mg/l	0.198	2.29	0.92	3.67	2.19	0.82	3.56	2.16	0.79	3.54	4	4	4
Oxigénfogyasztás (KOI ₆) eredeti	mg/l	0.036	11.2	8.3	14.2	11.2	8.2	14.1	11.2	8.2	14.1	4	4	4
Ammónia-ammónium-nitrogén (NH ₃ ·NH ₄ -N	mg/l	0.663	0.01	0.01	0.06	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.04	5	5	5
Növényi tápanyagok												4.6	4.8	4.8
Nitrit-nitrogén (NO ₂ -N)	mg/l	0.620	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	5	5	5
Nitrát-nitrogén (NO ₃ -N)	mg/l	0.874	0.83	0.12	1.53	0.60	0.40	1.30	0.53	0.30	1.24	5	5	5
Összes nitrogén	µg/l	0.792	1.27	0.34	2.20	0.99	0.50	1.93	0.92	0.40	1.85	4	5	5
Ortofoszfát (PO ₄ -P)	mg/l	0.333	0.09	0.00	0.18	0.08	0.03	0.17	0.074	0.02	0.16	5	5	5
Összes foszfor (P)	mg/l	0.085	0.11	0.07	0.15	0.11	0.07	0.15	0.11	0.07	0.15	4	4	4
Egyéb VKI értékelésbe nem tartozó elemek														
Összes szerves nitrogén (N-ben)	mg/l	0.214	0.42	0.01	0.83	0.39	0.25	0.80	0.38	0.20	0.79			
Klorofill-a	µg/l	0.383	45.0	13.2	76.8	49.5	17.7	81.4	50.8	19.0	82.6			
Nátrium (Na)	mg/l	0.667	8.6	4.8	12.4	7.7	3.9	11.4	7.4	3.6	11.2			
Kálium (K)	mg/l	0.379	2.0	0.5	3.5	1.8	0.3	3.3	1.7	0.3	3.2			
Oxigénfogyasztás (KOI _{ps}) eredeti	mg/l	0.080	3.6	2.6	4.6	3.6	2.6	4.6	3.6	2.6	4.6			

12.6.1-6. táblázat: A Dunai alvíz országhatár (Hercegszántó 1433 fkm) szelvényben várható vízminőségi paraméterek VKI szerinti értékelése

A dunai víztest szakaszok	Meglévő üzemállapot (2014)	2032. évi üzemállapot	2085. évi üzemállapot	201	203	208	Krit. 30 °C
DUNA (HURWAEP444) víztes	Dunaföldvár	Dunaföldvár	Dunaföldvár	jó	jó	jó	
Paks felvízi szakasza	25.61 °C+ Δt (0.0 °C) =25.61 °C	26.38 °C+ Δt (0.0 °C) =26.38 °C	28.64 °C+Δt (0.0 °C) =28.64 °C				
DUNA (HURWAEP444) víztes	Fadd	Fadd	Fadd	jó	jó	jó	jó
Paks alvízi szakasza	25.61 °C + Δt (0.0 °C) =25.61 °C	26.38 °C+ Δt (2.03 °C) =28.41 °C	28.64 °C+Δt (0.56 °C) =29.20 °C				
DUNA (HURWAEP445) víztes	Hercegszántó	Hercegszántó	Hercegszántó	jó	jó	jó	
országhatár	25.61 °C + Δt (0.0 °C) =25.61 °C	26.38 °C+ Δt (0.0 °C) =26.38 °C	28.64 °C+Δt (0.0 °C) =28.64 °C				

12.6.1-7. táblázat: A dunai víztest szakaszok fizikai-kémiai paraméterek szerinti VKI értékelés összesítése

A Dunába történő felmelegedett hűtővíz bebocsátás következményeinek összefoglalása

A korábbi vizsgálati eredmények összegzése alapján a Duna vízminőségéből, vízhozamából és víz hőmérsékleti viszonyaiból következően a hőterhelés növelése megvalósítható úgy, hogy ne ütközzön a befogadó vízminőség védelmét szolgáló korlátokba, illetve természetvédelmi szempontoknak se mondjon ellent. A hőterhelés szempontjából az üzemelés során, az előírások szerinti korlátozások betartásával a kedvezőtlen situációk esetén sem fog a Duna vízkémiai és fizikai minősége Paks II. Atomerőmű kibocsátásai miatt megváltozni a jelenlegihez képest.

A törzshálózati pontokon 2006-2011 (2012) között, valamint az MVM ERBE Zrt. megbízásának keretében 2012-2013-ban végzett dunai vízminőségi vizsgálatok eredményeiből összefoglalóan az állapítható meg, hogy a hőterhelés a tervbe vett teljesítménynövelés megvalósulását követően a számítások szerint kis mértékben növekszik.

A teljesítménynövelés hatására azonban nem várható a jövőben a Duna vízminőségét jellemző savasodási állapot, sótartalom állapot, oxigénháztartási állapot és a növényi tápanyagok állapota mutatók, vagyis a hőmérséklet emelkedésétől kisebb-nagyobb mértékben függő mutatók értékeinek az alapvető megváltozása.

Az Atomerőműből a folyóba kerülő felmelegedett hűtővíz hatására meggyorsulnak ugyan a folyóban történő szerves anyag lebomlás folyamatai, amelyek oxigénfogyasztással, oxigén elvonással járnak, ezeket azonban a folyó hidraulikai, elkeveredési viszonyai, valamint a jellemzően magas oldott oxigéntartalma ellensúlyozni képes. Ezek az említett hatások várhatóan nem lesznek számottevőek, vízminőség védelmi szempontok miatt azonban mégsem hagyhatók figyelmen kívül, ezért jövőbeni monitorozását továbbra is javasoljuk.

A tisztított szennyvíz Dunába történő bebocsátás hatásainak összefoglalása

A jelenlegi tisztított szennyvíz mennyiség mintegy háromszorosára fog nőni, ami elsősorban újabb szerves anyag terhelést jelent. A melegvíz-csatorna alatti rövid, mintegy 100 m-en belüli szakaszon növekedni fog a folyóban a biológiaiag bontható szerves anyagok mennyisége. Vízminőség változások elsősorban az oxigénforgalom (oldott oxigén tartalom, BOI_5 , KOI_{ps} , KOI_{Cr}), továbbá a növényi tápanyagok mutatóiban várhatók. Utóbbiak esetében az ammónia/ammónium, a nitrit és a nitrát ion mennyisége nő meg, amelyek a lebontási folyamatok során az oldott oxigéntartalom csökkenéséhez, továbbá a melegvízes évszakokban a planktonikus algák erőteljesebb fejlődéséhez, ezáltal az eutrofizációs folyamatok felerősödéséhez járulhatnak hozzá. A kommunális szennyvizekkel bekerülő foszforformák (elsősorban az orto-foszfát foszfor) az utóbbit erősítik. A fenti folyamatok esetleges fölerősödését az a-klorofill tartalom hossz-szelvény menti növekedése jelzi. A többi vizsgált mutató közül az elektromos vezetőképesség, a klorid, a nátrium, a kálium és szulfát növekedése a felszíni vizeket érő szennyező anyagok hatását mutatja.

Fontos lesz a meglévő erőművi szennyvíztisztító tisztított szennyvízkibocsátásának folyamatos nyomon követése és a víz jogi üzemeltetési engedélyben előírt vízminőségi komponensek kibocsátási határértékeknek történő megfelelés vizsgálat.

A korábbi monitoring vizsgálatok megerősítették a törzshálózati mintavételi helyek vízvizsgálata alapján megállapított következtetéseket: a Paksi Atomerőmű használt vizeinek hatása a Duna hossz-szelvénye mentén elsősorban a víz hőmérséklet, és az oxigénforgalom mutatói, valamint egyes mikroszennyezők, kőolajszármazékok és a háztartási szennyvízre jellemző komponensek tekintetében volt kimutatható. Azonban a szennyezések koncentrációja csak kissé haladta meg a Duna-vízre jellemző átlagos értéket.

A Paksi Atomerőműben évente 240–280 ezer m^3 kommunális szennyvíz keletkezik. Az erőmű saját szennyvízkezelő telepe totáloxidációs, eleveniszapos technológiájú, névleges kapacitása 1870 m^3 /nap (657 ezer m^3 /év). A tisztított szennyvizet csővezetéken keresztül a melegvíz-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. Évente mintegy 1 millió m^3 sótalan vizet állítanak elő ioncserés tisztítással. Az eljárás során évente 140–160 ezer m^3 savas és lúgos szennyezett ipari hulladékvíz keletkezik, amelynek semlegesítését és üledékét 10 000 m^3 -es zagymedencékben végzik a hideg- és melegvíz-csatorna közötti területen. A medencék vízminőségét és kibocsátását rendszeres üzemi és hatósági kontroll ellenőrzi. Az ipari hulladékvíz kibocsátás közvetlenül a melegvíz-csatornába történik, a csatorna 0+900 cskm és 1+020 cskm szelvényében.

A fentiekben felsorolt vízfajták és műtárgyak vizein korábban végzett vízminőségi vizsgálatok eredményeit összefoglalóan megállapították, hogy trofitás tekintetében (nitrit, nitrát, ammónium koncentráció, orto-foszfát anion és a-klorofill tartalom) az elmúlt években, évtizedekben megfigyelt kedvező tendenciákat mutat. Jó minőségű vízminőségi osztályba sorolást állapítottak meg, esetenként (nyári és kora őszi időszakban) erősen megemelkedő algaszámokkal. Hasonlóan kedvező kép volt leírható az oxigénháztartás paramétereit illetően (KOI, oldott oxigéntartalom és százalékos telítettség értékek). A Duna szerves anyag tartalma, illetve ásványi anyag terhelése (a fajlagos elektromos vezetőképességben mutatkozó értékek) alapján minden mért minta a kiváló osztályba volt sorolható.

A korábbi évtizedek vizsgálati eredményeinek értékelése alapján az állapítható meg, hogy a Paksi Atomerőmű melegvíz-csatornáján keresztül a Dunába bekerülő kommunális szennyvizeknek gyakorlatilag nem mutatható ki vízminőséget befolyásoló hatása. A Duna vízminősége a törzshálózati mintavételi helyeken végzett vizsgálatok eredményei alapján az elmúlt években fokozatosan javult.

A Paks II. létesítése, üzemeltetése és felhagyása során a folyóba két-háromszoros mennyiségben bekerülő tisztított kommunális szennyvizeknek gyakorlatilag nem mutatható ki vízminőséget befolyásoló hatása. Havária helyzetben a tisztítatlan szennyvíz egy rövidebb szakaszon az előzőekben felsorolt komponensek értékeit kismértékben megnövelheti, de ennek mértéke a jelenlegi vízminőségi osztálybasorolást nem fogja megváltoztatni.

12.6.1.2.2 Közvetlen hatások a Duna ökológiai állapotára

A melegvíz-csatornán kibocsátott vizek hidrológiai hatásai

A hűtővizek és egyéb hulladékvizek, amelyek a melegvíz-csatorna mintegy 1500 méter hosszúságú szelvényén keresztül jutnak a Duna főmedrébe, a Paks II. mindkét blokkjának önálló működése időszakában (2037-2085) összesen ~135 m³/s víz kibocsátást jelentenek. Ez a kibocsátási ponton a Duna áramlási viszonyait megváltoztatja. Ennek következtében a kibocsátási pont környékén a hatásvizsgálatot megalapozó kutatások eredményei alapján kimutatható feltételeken a fitobenton, bizonyítható módon pedig a makrozoobenton- és a halközösség fajszerkezetének módosulása - és legalább részben - abundancia értékük növekedése. Ez a hatás hosszú távú, közepes erősségű, de kis jelentőségű.

Az üzemelés során a halközösség védelme érdekében javasolható a kibocsátási pont 250 m sugarú körzetében a halászati, horgászati tilalom bevezetése.

A melegvíz-csatornán kibocsátott vizek hőmérséklet emelkedésének hatásai

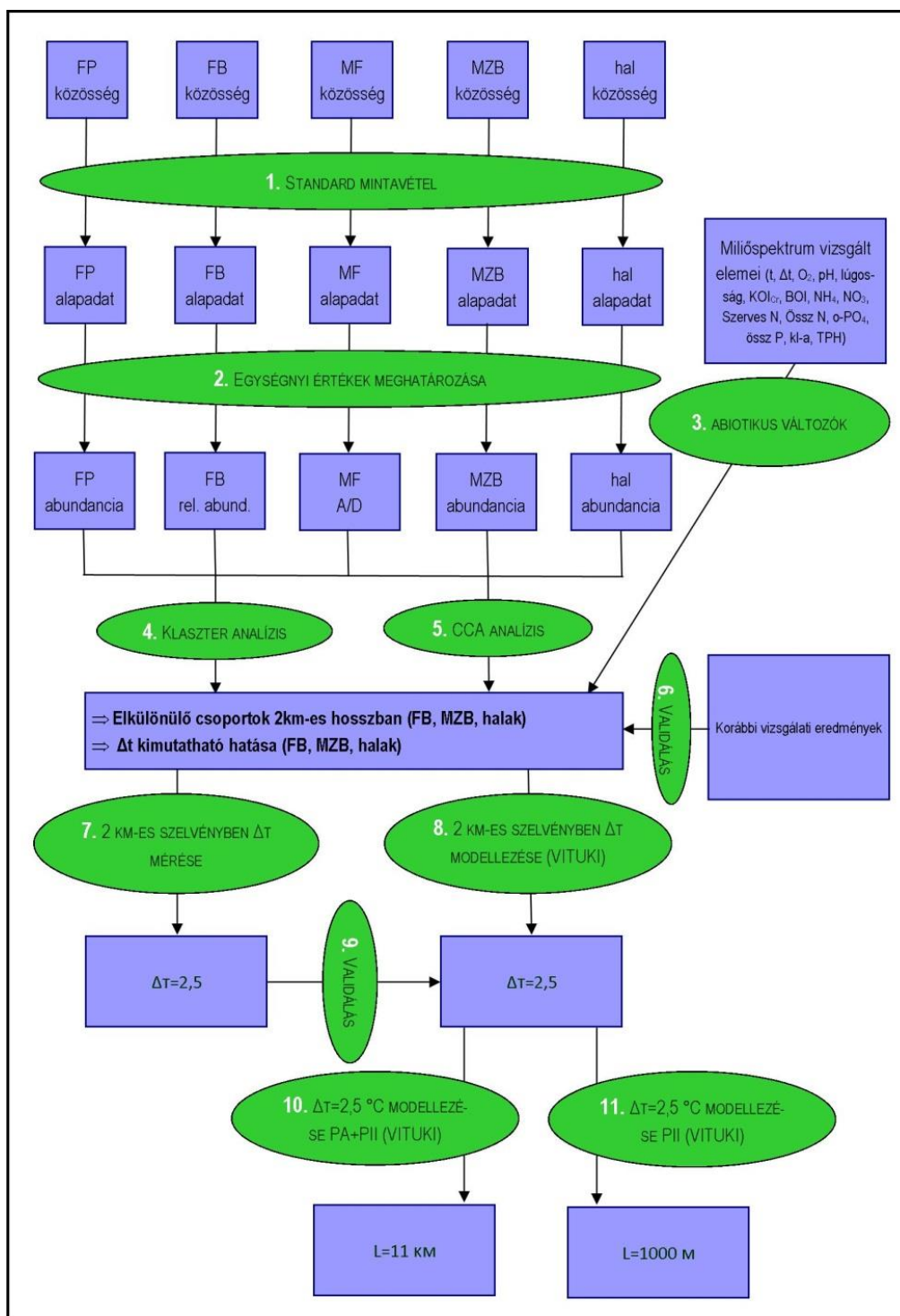
A Paks II. önálló üzemelése során a legjelentősebb környezeti hatást a Duna ökológiai állapotára a felmelegedett hűtővíz kibocsátása jelenti.

Az alapállapotú értékelés során feltételeken a fitobenton, kétségtelen módon pedig a makrozoobenton és a halközösség esetében bizonyítható volt mintegy 2 km hosszúságban a melegvíz hatása a jobb oldali szelvényekben. Ez $\Delta t=2,5$ °C fok hőmérséklet emelkedés kimutathatóságát jelzi ezen taxonok esetében. Ugyanakkor a hőmérséklet emelkedés a planktonikus algaközösség szerkezetében nem okozott kimutatható hatást (részletesen lásd a 12.3 fejezetben).

Az ökológiai elemzések eredményei azt jelzik, hogy a kimutatott hatás nem egy heveny letális, vagy szubletális, hanem egy hosszú távú, akut hatásként értékelhető, amiben a rövidebb tartamosságú környezeti jellemzők csak kevésbé, vagy egyáltalán nem kimutatható mértékben játszanak szerepet. Évszakonként, vagy a vízállástól függően a hatás erőssége ugyan eltérő lehet, így pl. a fitobenton esetében csak a késő nyári magas biomasszával jellemezhető időszakban lehetett egy feltételezett hatást egyáltalán kimutatni, ugyanez volt a helyzet a halak esetében, míg a makrozoobentonnál inkább a kisvízes őszi időszakban volt erősebben jelentkező hatás, de összességében ezek a különbségek többnyire nem a tényleges évszakos hatásból, hanem az eltérő feltételek mellett végzett mintavételi eltérésekből adódtak. Az elemzések alapján bizonyított, hogy a melegvíz hatása optimális mintavételi körülmények között is a kimutathatóság határán mozog, a Paksi Atomerőmű kibocsátásának hatását a Duna környezeti adottságainak természetes változatossága is meghaladhatja. Ezzel példa, hogy a halközösség struktúrájában biztosan csak a homogén környezeti adottságú, köves aljzatú mintahelyek értékelése során lehetett változást kimutatni. Maga a hatás is sokkal inkább az expozíció tartóssága, mint annak mértéke miatt jelentős. A Paks II. önálló működésének időszakában (2037-2085) az alapállapotú értéknél alacsonyabb hőterheléssel lehet kalkulálni a VITUKI Hungary Kft. által készített modellszámítás szerint. Így az is feltételezhető, hogy a három taxonon kívül nem kell számolni további hatásviselő élőlénycsoporttal. Mindezek mellett a hőterhelés okozta hatás hosszú távú, közepesen erős és nagy jelentőségű. A rekuperációs vízerőmű üzemeltetése a

kibocsátási hőmérséklet szempontjából feltételezhetően kedvező hatású lesz, de a számítások alapján feltételes módon szükség lehet kiegészítő hűtés kivitelezésére is

A hőterhelés hatásának és hatásterületének meghatározását a biológiai elemek vonatkozásában a következő folyamatábra szerint végeztük el.



12.6.1-21. ábra: A hőterhelés hatása és hatásterülete meghatározásának folyamatábrája a biológiai elemeknél

.A hőterhelés potenciális hatásai az algaközösségekre

Abból kiindulva, hogy a sejtekben zajló biokémiai folyamatok hőmérsékletfüggőek, és intenzitásuk többnyire 25 °C és 40 °C között maximális (Reynolds 1984) arra a megállapításra juthatunk, hogy a hőterhelés a biomassza egyértelmű növekedését kell előidézzé a vizsgált szakaszon. Ez azonban a probléma olyan szintű leegyszerűsítését jelenti, ami vitathatatlanul hibás következtetésekhez vezet.

A fitoplankton biomasszájának és összetételének alakulását alapvetően három dolog határozza meg: a növényi tápanyagok mennyisége, a fényklíma, és a hőmérsékleti viszonyok. E három tényező közül azonban fontosságukat tekintve a fény és a tápanyagok mennyisége az, ami az esetek többségében döntőnek bizonyul. A hőmérséklet másodlagos szerepét mi sem bizonyítja jobban, hogy nagy biomasszájú fitoplankton téli időszakban is kialakulhat. (Kiss & Genkal 1997). A folyóvízi taxonok jelentős része képes szaporodni alacsony hőmérsékleten (5 °C-on) is, de természetesen nem vitatható, hogy a fitoplankton taxonok magasabb hőmérsékleti tartományban intenzívebb növekedésre képesek. A fajok döntő része 25°C-on jól szaporodik (pl. az *Asterionella formosa* 1.7 osztódás/nap; *Ceratium furcoides* 0.3 osztódás/nap frekvenciával szaporodik), azonban 30 °C-on olyan, a vízfolyásokra jellemző taxonok, mint az ostorosok, kovaalgák és egyes cianobaktériumok (*Cryptomonas marssonii*, az *Asterionella formosa*, a *Dinobryon divergens* ill. *Eudorina spp.*) már nem mutatnak növekedést. 35°C-on pedig már csak néhány cianobaktérium képes szaporodni, mint pl. az *Aphanizomenon flos aquae* (Butterwick et al., 2005). A fajok tehát tág hőmérsékleti skálán képesek szaporodni, de vitathatatlan, hogy van bizonyos hőmérsékleti optimumuk. Az *Aulacoseira subarctica* és a *Stephanodiscus hantzschii* növekedési optimuma pl. 20 °C körül van. A *S. astraea* esetén ez az érték 16 °C. E fölött már csökkenő szaporodási rátával kell számolni. A *Stephanodiscus hantzschii* szaporodási rátája 0,7 osztódás/nap 5 °C-fokon, míg 20 °C fokon 1,4 osztódás /nap. 15 °C-on a *Planktothrix agardhii* és a *Limnithrix redekei* cianobaktérium fajok szaporodási rátája még nem éri el az egy osztódás/nap értéket. A *Microcystis* fajok többsége pedig nem is tud 15 °C alatt szaporodni (Robarts R.D. & T. Zohary, 1987). Ez tehát azt jelenti, hogy 14-15 °C-ig a kovaalgák szaporodási rátája lépést tart a cianobaktériumokéval, e hőmérséklet fölött azonban a kéalgák jutnak előnyhöz. (Foy & Gibson, 1993).

A fenti eredmények laboratóriumi körülmények között lettek meghatározva, olyan kísérleti körülmények között, amikor minden egyéb paraméter kontrollálva volt. Mindezek ellenére sem mondható, hogy az így kapott értékek egyetemlegesek lennének. Ugyancsak laboratóriumi vizsgálatok során derült ki, hogy az algák hőmérsékletváltozásra adott válasza függ attól is, hogy a tenyészeteket hogyan kondicionálták. Ugyanis az eltérő hőmérsékleten tartott tenyészetek a hőmérséklet emelésére eltérő választ is adhatnak. Ennek oka, hogy a fajok belül is léteznek különböző hőigényű genetikai vonalak, melyek a számukra kedvező hőmérsékleten dominánssá válnak a tenyészetben.

A fentiek alapján érthető, hogy miért nem lehet a hőterhelések hatását leegyszerűsíteni. A természetes vízi rendszerekben végbemenő változások kihatnak a fény- és tápanyagviszonyokra is és olyan időbeli skálán zajlanak, ami a fitoplankton szempontjából is meghatározó. A hőmérséklet hatását még olyan esetben sem lehetett egyértelműen igazolni, amikor a hőterhelés állóvizet érintett. Finn példa igazolja (Ilus & Keskitalo 2008), hogy a Balti-tenger öble vízhőmérsékletének emelkedésével változott ugyan a fitoplankton összetétele, azonban a folyamat együtt járt a tenger eutrofizációjával, s így nem dönthető el, hogy a fitoplankton összetételének és biomasszájának változásában milyen szerep jut a hőmérséklet, és milyen a tápanyagok növekedésének. A folyóvízi rendszereknél ez még inkább igaz. A vízhozam változások okozta hordalék különbségek olyan drasztikus eltéréseket eredményeznek a fényklímában, ami messze meghaladja a hőmérséklet emelkedéséből esetlegesen adódó hatásokat. A folyóvíz hőmérsékletének természetes ingadozása az egymást követő évek adott hónapjait alapul véve 2-5 °C is lehet (Hirling 2011), ami az jelenti, hogy egy adott évben a hőterheléssel együtt is alacsonyabb lehet a víz havi átlagos hőmérséklete, mint a következő évben lenne a hőterhelés nélkül. A másik fontos és a folyókat különösképp érintő tény az, hogy a folyó pillanatnyi fajkészletében többnyire nem lelhetők fel azok a cianobaktérium fajok, melyek a hőmérséklet emelkedéséből adódó szelekciós előnyöket élveznék. Természetesen azzal a lehetőséggel is számolni kell, hogy a hűtővíz hőmérsékletének emelkedése hirtelen következik be, ami sokkal inkább jelent hősokkot az élőlényeknek, mint egy kellemes, a hőmérsékleti optimumuk irányába mutató változást. Így akár az is előállhat, hogy a hőmérséklet emelkedése ideiglenesen a szaporodási ráta csökkenését okozza. Szintén fontos momentum, hogy a folyók termodinamikai szempontból nyílt rendszerek és a hőmérséklet emelkedése a folyó hossza mentén eliminálódik. Ahhoz, hogy a hőmérséklet emelkedésének érezhető hatása legyen a fitoplanktonra az kell, hogy a magasabb hőmérséklet több algagenerációt is érintsen. Ez az alföldi nagy vízfolyások áramlási sebességét hozzávetőleg 1 m/sec-nak véve (Lászlóffy, 1980) és a folyóvizek leggyakoribb planktontagjainak a kovaalgák szaporodási rátájával (1,5-2 nap/osztódás) számolva akkor állhatna elő, ha a magasabb hőmérséklet több száz kilométeres folyószakaszra is kiterjedne, s természetesen úgy, hogy eközben sem a fény- sem pedig a tápanyagviszonyok nem változnak jelentősen.

Mindezek miatt tehát érthető, hogy a Dunát jelenleg érintő hőterhelésnek miért nincs a fitoplanktonra érdemi hatása. Az erőmű bővítésével együtt járó nagyobb hűtővíz igény nagyobb hőterhelést okoz, de mindezek ellenére sem várható, hogy jelentős hatása lenne a fitoplanktonra. Az esetleges hatás elméleti lehetősége kis vízállás, illetve nagyobb tápanyagterhelés esetén merülhet föl.

A melegvíz-csatornán kibocsátott ipari hulladékvizek toxikus hatásai

A technológiai vizek használata során különböző, radioaktív és hagyományos ipari hulladékvizek keletkeznek, amelyek mennyisége 50 m³/h. Üzemszerű körülmények között ezen szennyeződések specifikus tisztítási eljárások során távolítják el. Az így keletkező, határérték alatti szennyezőanyag koncentrációjú hulladékvizek a melegvíz-csatornán keresztül jutnak a Dunába. A használat során a bekerült szennyezőanyagok egy része a tisztítás után is kimutatható koncentrációban lehet jelen a hulladékvízben. Ugyanakkor a melegvíz-csatorna mintegy 1500 méterén áthaladva a szennyeződések egy része további biológiai degradáción megy keresztül, illetve a hűtővizekkel jelentősen hígított arányban (1:0,0001) kerül a Dunába, mint befogadóba. Az alapállapotú értékelés során a Paksi Atomerőmű ezen hatását az akvatikus szervezetek ökológiai állapotára nem lehetett kimutatni. Üzemszerű működés során ezért összességében a kibocsátott hulladékvizeknek a Duna akvatikus szervezeteinek struktúrájára nem lesz kimutatható hatása. A kibocsátott anyagok veszélyessége miatt ugyanakkor a hatást mindezek mellett is hosszú távú, gyenge, de közepes jelentőségű hatásként határozzuk meg. Az üzemszerű működés során folyamatosan törekedni kell az egyre magasabb színvonalú tisztítási hatásfok elérésére, illetve fontos a kibocsátás folyamatos monitorozása.

Tisztított kommunális szennyvíz hatása

A két blokk önálló üzemelése során a keletkező kommunális szennyvíz mennyisége a tervezési alapadatok szerint 320 m³/nap, alacsonyabb, mint az építés során, illetve csak kis mértékben magasabb a jelenleg a Paksi Atomerőműben keletkező napi mennyiségnél (300 m³/nap). A meglévő tisztítómu a keletkező szennyvíz mennyiséget képes megtisztítani. A tisztított szennyvíz a melegvíz-csatornán keresztül jut a Dunába. A tisztított szennyvízben a maradék tápanyag koncentrációja és összetétele várhatóan kis mértékben meghaladja a Dunáét, illetve eltér a Dunára természetes módon jellemzőtől. A melegvíz-csatornában végbemenő nagyfokú hígulás, valamint az elkeveredés során a természetes tisztulási folyamat ezt a hatást csökkenti. Emiatt a tisztított szennyvíz kibocsátásnak nem lesz kimutatható hatása a Duna akvatikus szervezeteinek ökológiai struktúrájára. A kibocsátás mennyiségét figyelembe véve a kibocsátás hidrológiai hatása sem lesz kimutatható (melegvíz kibocsátás=132 m³/s, tisztított szennyvíz kibocsátás=0,004 m³/s). Ezek alapján a tisztított szennyvíz kibocsátás ugyan hosszú távú hatást jelent, azonban a tisztításnak, és a hígulásnak köszönhetően gyenge és kis jelentőségű, kiemelve azt, hogy a befogadó Duna élővilágára ez már nem lesz kimutatható hatással. A szennyvíztisztító kibocsátásának folyamatos monitorozása azonban fontos egy esetleges havária elkerülése érdekében.

12.6.1.2.3 Közvetett hatások

A Paks II. önálló üzemelése során a melegvíz kibocsátás Dunára gyakorolt közvetett hatása részben a partmenti talajvizek közvetítésével érvényesülhet. Ennek mértékét és lehatárolását a jelen KHT keretében a *Kék Csermely Kft-Smaragd Kft.* által készített „*Földtani közeg és felszín alatti víz a Duna-völgyben*” című fejezetben ismertetett vizsgálatok részletezik. A Paks -II önálló üzemelése során feltárt további - részben potenciális - környezeti hatásoknak ilyen típusú közvetett hatása nem mutatható ki.

Az élőlényközösségeken keresztül továbbterjedő közvetett hatást részben a tápanyagforgalom változása következményeként a fogyasztó szervezetek közösségében, részben pedig az invazív fajok relatív, vagy abszolút abundanciájának növekedése következtében fellépő kompetíció, illetve konkurencia eredményeként az érintett közösségekben előálló strukturális módosulások jelentenek.

12.6.1.2.4 Országhatáron áttérjedő környezeti hatások

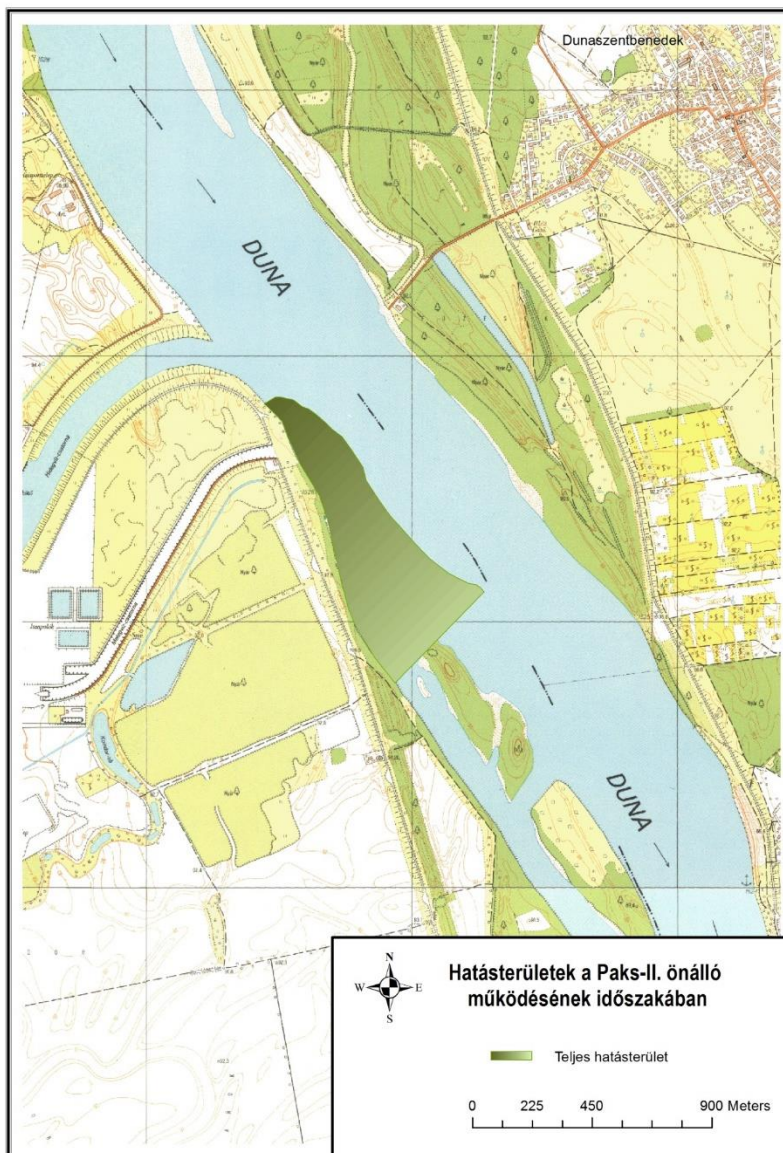
A jelenlegi Vízügyi Üzemeltetési Engedély vonatkozó paramétereinek betartása mellett, Paks II. üzemelésének időszakában, a Duna élővízfolyásának országhatáron áttérjedő fiziko-kémiai és ökológiai hatásai nem várhatók.

12.6.1.3 Paks II. üzemelésének hatásterületei

12.6.1.3.1 Közvetlen hatások területe

A Paksi Atomerőmű üzemvitelére jelenleg érvényes korlátozásoknak az együttes üzemelés alatt történő betartása esetén a fizikai-kémiai paraméterek esetében önálló dunai hatásterületről nem beszélhetünk, mert az önálló hatásterület nem választható szét a közös melegvíz kibocsátó pontok miatt. A hatásterület lehatárolását 12.6.1.7 fejezetben adtuk meg.

A biológiai elemek vonatkozásában a következő hatásterület határozható meg statisztikai számítások alapján. Az alapállapotú értékelés során a fitobenton esetében feltételelesen, a makrozoobenton és a halközösség esetében bizonyítható volt 2 km hosszúságban a jobb parti szelvényekben a melegvíz hatása. Ez $\Delta t=2,5\text{ °C}$ fok hőmérséklet emelkedés kimutathatóságát jelzi ezen taxonok esetében. A Paks II. önálló működésének időszakára vonatkozóan (2037-2085) a jelen KHV-ban a VITUKI Hungary Kft. készített modellszámítást kisvízi időszakokra vonatkozóan, figyelembe véve a 33 °C -os kibocsátási hőkorlátot, illetve a számított környezeti hőmérsékletemelkedést is. Ez utóbbi 2085-ben lesz a legmagasabb, értéke a modellszámítás szerint $28,64\text{ °C}$. Ez alapján megállapítható, hogy ebben az időszakban, a legmagasabb, 2085. évi külső hőmérséklettel számolva a $\Delta t=2,5\text{ °C}$ kimutathatósági érték a dunai kibocsátás alvizén ~1000 méteres távolságban található, ahol szélessége a Duna középvonalát éri el. (12.6.1-22. ábra).



12.6.1-22. ábra: Paks II. hőterhelésének teljes hatásterülete az önálló üzemelés időszakában

12.6.1.3.2 Közvetett hatások területe

A Paks II. önálló működése során az élettelen környezeti elemeken keresztül Dunára gyakorolt közvetett hatásának közvetítője a partmenti felszín alatti vízkészlet. A hatásterület folyam menti és erre merőleges irányú kiterjedése jelen KHT "Földtani közeg és felszín alatti vizek a Paks alatti Duna-völgyben" c. fejezetében került meghatározásra.

A biológiai elemek vonatkozásában a Paks II. önálló működésének időszakára, a hőterhelésre vonatkozóan meghatározott közvetett hatásterület a tápanyagforgalom tekintetében nem tér el a közvetlen hatásterülettől. Ugyanakkor az invazív fajok kibocsátását tekintve, szupraindividuális szinten nem értelmezhető a hatásterület kiterjedése, ezért erre vonatkozóan a hatást ugyan regisztráljuk, de ehhez tartozó hatásterületet nem határozzunk meg. A teljes hatásterület ennek megfelelően a közvetlen hatásterülettel egyezik meg.

12.6.1.3.3 Országhatáron áttérjedő környezeti hatások

A Paks II. Atomerőmű üzemelésének időszakában a Dunára kifejtett közvetlen és közvetett hatások területe nem éri el az országhatárt, így a határon áttérjedő hatásról nem beszélhetünk.

12.6.1.4 Paks II. és a Paksi Atomerőmű együttes üzemelésének közvetlen hatásai

A Paks II. és a Paksi Atomerőmű együttes üzemelésének hatását a Duna fizikai és kémiai állapotára a 12.6.1.2 fejezetben részleteztük és minősítettük a VKI szempontrendszer alapján. A minősítés eredményeit 12.6.1-4, 12.6.1-5, 12.6.1-6 és a 12.6.1-7 táblázatok tartalmazzák.

A két létesítmény együttes működésének időszaka teljes üzemben 2030-2032, míg a Paksi Atomerőmű blokkjainak fokozatos leállításának végső időpontja 2036. A 2030-2032 közötti időszak tekinthető a kibocsátások szempontjából a legrobosztusabbnak, ezután fokozatosan csökken a terhelés az önálló üzemállapot szintre. A hatásokban minőségi szempontból nincs különbség, ugyanakkor mennyiségük nagyobb. Ezek alapján a hatásokra a következő megállapításokat lehet tenni.

A melegvíz-csatornán kibocsátott vizek hidrológiai hatásai

A hűtővizek és egyéb hulladékvizek kibocsátásának mennyisége ~232 m³/s. A kibocsátási pont környékén a hatásvizsgálatot megalapozó kutatások eredményei alapján kimutatható a makrozoobenton- és a halközösség fajszerkezetének módosulása - és legalább részben - abundancia értékük növekedése. Emellett feltételelesen kimutatható volt a fitobenton relatív abundancia értékének változása, illetve ökológiai állapotának romlása. A közös üzemelés időszakára vonatkozóan a hatás hosszú távú, közepes erősségű, kis jelentőségű. Az üzemelés során a halközösség védelme érdekében ebben az időszakban is javasolható a kibocsátási pont 250 m sugarú körzetében a halászati, horgászati tilalom bevezetése.

A melegvíz-csatornán kibocsátott vizek hőmérséklet emelkedésének hatásai

A Paksi Atomerőmű és a Paks II. együttes üzemelése során a hőkorlát miatt a Δt értéke nem változik, azonban a kibocsátott hűtővíz mennyiségének növekedése a hőterhelés jelentős longitudinális elnyúlását eredményezi.

A vizsgált hatások közül ez az időszak és ez a hatás tekinthető összességében a legerősebbnek, egyben a legjelentősebbnek. A korábbi fejezetben részletezettek alapján a hatásviselő élőlénycsoportok továbbra is a fitobenton, makrozoobenton és a halak lesznek közvetlen hatásviselőként. A hőterhelés okozta hatás hosszú távú, erős és nagy jelentőségű. Ugyanakkor az ökológiai vizsgálatok eredményei alapján arra lehet következtetni, hogy a hőterhelés hatása (és összességében a hat blokk együttes üzemelése) egyetlen élőlénycsoport esetében sem fog a VKI szempontú minősítés alapján osztályértéknyi romlást okozni az érintett Duna-szakaszon.

A rekuperációs vízerőmű üzemeltetése a kibocsátási hőmérséklet szempontjából feltételezhetően kedvező hatású lesz. Nyári kisvízes időszakokban szükségessé válhat üzemszerű blokk leállítás, illetve kiegészítő hűtőrendszer kiépítése.

A melegvíz-csatornán kibocsátott ipari hulladékvizek toxikus hatásai

A kibocsátott ipari hulladékvizek mennyisége is a duplájára növekszik ebben az időszakban (~90 m³/h), ugyanakkor a tisztítás eredményeként koncentrációjuk nem módosul. Ezek alapján a Paks II. üzemelési időszakára vonatkozó megállapítás érvényes az együttes üzemelési állapotra is. A használat során a bekerült szennyezőanyagok egy része a tisztítás után is kimutatható koncentrációban lehet jelen a hulladékvízben. Ugyanakkor a melegvíz-csatorna mintegy 1500 méterén áthaladva a szennyeződések egy része további biológiai degradáción mehet keresztül, illetve a hűtővizekkel jelentősen hígított arányban (1:0,0003) kerül a Dunába, mint befogadóba. Az alapállapotú értékelés során a Paksi Atomerőmű ezen hatását az akvatikus szervezetek ökológiai állapotára nem lehetett kimutatni. Üzemszerű működés során ezért összességében a kibocsátott hulladékvizeknek a Duna akvatikus szervezeteinek struktúrájára nem lesz kimutatható hatása, hatásviselőként a melegvíz-csatorna élőlényközösségét lehet megadni. A kibocsátott anyagok veszélyessége miatt az ipari hulladékvíz kibocsátást hosszú távú, gyenge, de közepes jelentőségű hatásként határozzuk meg. Az üzemszerű működés során folyamatosan törekedni kell az egyre magasabb színvonalú tisztítási hatások elérésére, illetve fontos a kibocsátás folyamatos monitorozása.

Tisztított kommunális szennyvíz hatása

A két létesítmény hat blokkjának együttes üzemelése során a keletkező kommunális szennyvíz mennyisége a számítások alapján 620 m³/nap. Ez az érték alacsonyabb, mint az építés időszakában keletkező szennyvíz. A meglévő tisztítómű ennek megfelelően a keletkező szennyvíz mennyiséget képes megtisztítani. A tisztított szennyvíz a melegvíz-csatornán keresztül jut a Dunába. A tisztított szennyvízben a maradék tápanyag koncentrációja és összetétele várhatóan kis mértékben meghaladja a Dunáét. A melegvíz-csatornában végbemenő nagyfokú hígulás, valamint az elkeveredés során a természetes tisztulási folyamat ezt a hatást csökkenti. Emiatt a tisztított szennyvíz kibocsátásának nem lesz kimutatható hatása a Duna akvatikus szervezeteinek ökológiai struktúrájára, az csak a melegvíz-csatorna élőlényeit érinti. A kibocsátás mennyiségét figyelembe véve a kibocsátás hidrológiai hatása sem lesz kimutatható (melegvíz kibocsátás=232 m³/s, tisztított szennyvíz kibocsátás=0,007m³/s). Ezek alapján a tisztított szennyvíz kibocsátás hosszú távú, a tisztításnak, és a hígulásnak köszönhetően gyenge és kis jelentőségű, kiemelve azt, hogy a befogadó Duna élővilágára ez már nem lesz kimutatható hatással. A szennyvíztisztító kibocsátásának folyamatos monitorozása azonban fontos egy esetleges havária elkerülése érdekében.

12.6.1.5 Paks II. és a Paksi Atomerőmű együttes üzemelésének közvetett hatásai

A hat blokk együttes üzemelésének időszakában potenciálisan közvetett hatást, hasonlóan a Paks II. önálló üzemeléséhez az élőlényközösségeken keresztül továbbterjedő módon részben a tápanyagforgalom változása következményeként a fogyasztó szervezetek közösségében, részben pedig az invazív fajok relatív, vagy abszolút abundanciájának növekedése következtében fellépő kompetíció, illetve konkurencia eredményeként az érintett közösségekben előálló strukturális módosulások jelentenek. A korábbi vizsgálatok (Halasi-Kovács [12-14], SCIAP [12-37]) és az alapállapotú felmérés eredményeként ugyanis megállapítható tény, hogy a melegvíz kibocsátás közvetett hatásaként az érintett szakasz megfelelő adottságú vízterületei az invazív fajok szaporodási gócaként funkcionálhatnak, hozzájárulva ezen fajok további terjeszkedéséhez.

12.6.1.6 Paks II. és a Paksi Atomerőmű együttes üzemelése hatásainak értékelése a Vízyűjtő-gazdálkodási terv tükrében

A Duna részvízgyűjtő vízgyűjtő-gazdálkodási terve alapján (VKKI [12-45]) a Duna teljes hazai szakaszának ökológiai állapota mérsékelt, nem éri el a jó állapotot. Ez részben minőségi, de hasonló, vagy inkább nagyobb súllyal hidromorfológiai okokra vezethető vissza, hiszen a kémiai állapotot tekintve a Duna jónak minősített. A fitoplankton és fitobenton alapján a Duna Szob-Baja és a Bajától délre eső szakaszának minősítése jó. A makrozoobenton és a hal élőlénycsoportok minősítése alapján a Duna egyik víztestje sem érte el a jó állapotot. Ebben elsősorban az árvízvédelem, partbiztosítás, mederalakítás miatti hidromorfológiai hatások jelzése a döntő, mivel a szerves szennyezést mutató egyéb elemek alapján jó minősítést kapott mindegyik szakasz. A fenéklakó gerincteleneknek az ICPDR által elfogadott vizsgálatán alapuló értékelése szerint a Duna és legtöbb mellékfolyója közepes-kritikus szennyezettségi értékeket mutat.

A hidromorfológiai tényezők között ki kell emelni a hordalékszállítás csökkenését, ennek hatásaként a medermélyülést, amit alapvetően a Duna németországi, ausztriai és szlovák szakaszainak vízlépcsőzése okoz. Következményeként

térségünkben a folyó természetes hordaléktranszportja akadályozott, a görgetett hordalékszállítás gyakorlatilag megszűnt. A folyó hordalékmozgatra alkalmas energiapotenciálja medererózióra fordítódik, intenzitásának növekedésével a kisvízi meder folyamatosan vágódik be. A hordalékszállítási képesség csökkenésnek és a medermélyülésnek kiemelkedő hatása van a mederanyag összetételére, a mellékágrendszer vízpótlási problémáira, de jelentős konzekvenciái vannak a folyó akvatisz élővilága szempontjából is. A hidromorfológiai beavatkozások között szintén kiemelkedő a teljes hazai Duna-szakasz ökológiai állapota szempontjából a felvízi keresztzárások - legnagyobb hatásúként a bőszi vízlépcső - hatása az átjárhatóságra. A Budapest-Baja közötti szakaszon a folyamszabályozás következményeként a folyószakasz hossza mintegy 40 %-kal csökkent, esése közel kétszeresére nőtt, megnövelve folyásának sebességét is, ami a víz mederbontó energiájának növekedésével járt együtt. Szintén jelentős hatású az árvízvédelmet, partvédelmet biztosító hidromorfológiai beavatkozások hatása. Ebben a hajózóút biztosításának is fontos szerepe van.

A Duna az európai víziút rendszer meghatározó része, a Duna - Majna - Rajna vízi út a VII. számú Transz-Európai Közlekedési Folyosó részét képezi. A Duna folyamán a hajóút kiűzését a vízi út helyi jellegzetességei, forgalma, valamint a jellemző hajókaravánok méretei alapján kell kialakítani, melyet nemzetközi szerződések, törvények és rendeletek szabályoznak. A hajózóút biztosítása érdekében jelentős, az ökológiai állapotot negatívan érintő beavatkozások történtek (pl. szigetek és a part közötti mellékágak nagy részének lezárása felülről, a Duna endemikus faunájának legjelentősebb élőhelyeként szereplő kavicsos élőhelyek, átmeneti mederszakaszok felszámolása).

A Duna vízminősége a fizikai-kémiai paraméterek alapján Budapestig jónak mondható, majd a főváros hatására minőségromlással kell számolni. A szervesanyag szennyezés (BOI_5 és KOI) maximumát Dunaföldvár (1560 fkm) alatt éri el, attól kezdve javul a minőség. A magyarországi alsó szakasz szervesanyag-tartalma a folyó vízhozamához képest nem túl magas, mikrobiológiai jellemzők alapján azonban szennyezett. A folyót érő szennyezések legfontosabb és legjelentősebb forrásai az olyan Duna menti nagyvárosok, mint Budapest, Győr vagy Baja szennyvízelvezető rendszerei. A pontforrások mellett jelentősebb terhelést jelentenek a diffúz szennyezések is.

A VGT-ben foglalt tények alapján megállapítható, hogy a Duna magyarországi szakaszán a jó ökológiai állapot elérése csak a vízgyűjtő menti országok közös fellépése eredményeként érhető el. A hidromorfológiai beavatkozások és a szennyezőanyag kibocsátások eredőjeként jelentkező mérsékelt ökológiai állapot csak igen jelentős méretű és költségű beavatkozások eredményeként javítható osztálykülönbségnyi értékkel, miközben az ehhez szükséges beavatkozások több, politikai (Bős problémája), valamint gazdasági szempontból kiemelten fontos intézkedéssel (hajózóút biztosítása) egyáltalán nem, vagy csak igen nehezen hozhatók összhangba. A környezeti célkitűzésekben a HURWAEP 444 jelű, Duna-Szob-Baja közötti szakasza víztest jó ökológiai állapota a tervek szerint 2027-ig érhető el (VKKI [12-45]).

A környezeti hatásvizsgálat részeként 2012-ben és 2013-ban végzett VKI szempontú alapállapotú felmérések eredményei azt igazolták, hogy a vizsgálati elemek minősítési értékei (víz fizikai és kémiai mutatói: jó; FP: jó; FB: mérsékelt; MF: mérsékelt; MZB: mérsékelt; hal: jó) a VGT-ben foglalt értékeknek megfelelő volt, rosszabb állapotot egyik elem sem mutatott. Összességében a vizsgált Duna-szakasz a VGT-ben meghatározott mérsékelt állapotú volt. A finomabb felbontású elemzések ugyanakkor kimutatták, hogy a Paksi Atomerőmű üzemelése a kibocsátott melegvíz hőterhelése révén a makrozoobenton, valamint a halak ökológiai struktúrájában okoz kimutatható hatást, míg ugyanez a hatás a fitobenton esetében nem volt kizárható. A közösségszerkezeti mutatókban manifesztálódó hatás $\Delta t=2,5^\circ\text{C}$ hőmérsékletváltozásig mutatható ki. A hőmérsékletváltozás a Paksi Atomerőmű működése során 2 km hosszúságban jelentkezik az Duna érintett jobb parti szelvényében. A vizsgálatok eredményeként az is igazolható volt, hogy a kimutatott hatás mértéke nem okoz osztálykülönbségnyi romlást a Duna adott szakaszának ökológiai állapotában. Ezt bizonyítják a felvízi és az érintetlen szakaszok eredményei, valamint a VGT-ben foglalt állapotértékelés eredményei egyaránt.

A hőterhelés során a ható környezeti tényezőnek a hőmérséklet változása (Δt) jelentkezik az ökológiai elemzések alapján. Az elemzések azt is kimutatták, hogy ez a hatás nem egy heveny letális, vagy szubletális, hanem egy hosszú távú, akut hatásként értékelhető, amiben a rövidebb tartamosságú környezeti jellemzők csak kevésbé, vagy egyáltalán nem kimutatható mértékben játszanak szerepet. Éppen ezért a hőterhelés jelentőségét az expozíció tartóssága okozza. Az elemzések alapján bizonyított, hogy a melegvíz hatása optimális mintavételi körülmények között is a kimutathatóság határán mozog, azt a Duna környezeti adottságainak természetes változatossága is meghaladhatja.

Paks II. beruházása során a hőterhelés jelenti a legjelentősebb környezeti hatást. A legnagyobb kimutatható hőterheléssel 2030-2032 között lehet számolni. Ebben az időszakban mind a Paksi Atomerőmű négy blokkja, mind a Paks II. két blokkja üzemelni fog. A hőterhelés teljes hatásterülete a dunai kibocsátás alvizen maximálisan 11 km-es távolságban adható meg. Ez a pont a Duna 1515,8. fkm magasságában található. Ezek alapján megállapítható, hogy a hőterhelés vonatkozásában országhatáron átnyúló szennyezés nem várható.

A korábbi fejezetekben kifejtettek alapján a közvetlen hatásviselő élőlénycsoport a fitobenton, makrozoobenton, valamint a halak lesznek. Közvetett hatásviselőként elsősorban a fogyasztó szervezetek - makrozoobenton, halak - jelenhetnek meg. A legerősebb közvetett hatásként a melegvíz invazív fajok terjedésében játszott szerepe mutatkozik. A hőterhelés okozta hatás hosszú távú, erős és nagy jelentőségű a hatásterületen. Az ökológiai vizsgálatok eredményei alapján arra lehet következtetni, hogy a hőterhelés hatása egyetlen élőlénycsoport esetében sem fog osztályértéknyi romlást okozni a VKI szempontú minősítés során az érintett alvízi szakaszon. Ezzel együtt az összegzett ökológiai állapotra ugyanez a megállapítás érvényes.

A Paks II. önálló üzemelése során (2037-2085) a modellszámítások eredményeként a hőterhelés mértéke nem fogja elérni a Paksi Atomerőmű kibocsátásának jelenlegi értékét. A hatásterület kiterjedése a dunai kibocsátás alvívén ~1 km lesz. Ez egyúttal azt is jelenti, hogy 2037-től a mainál kedvezőbb környezeti állapottal lehet a kibocsátás alvívén számolni.

A vizsgálatok alapján megállapítható, hogy a Duna adott víztestjének környezeti célkitűzéseit a Paks II. beruházása nem befolyásolja, amiatt a célkitűzés időpontján nem szükséges módosítani.

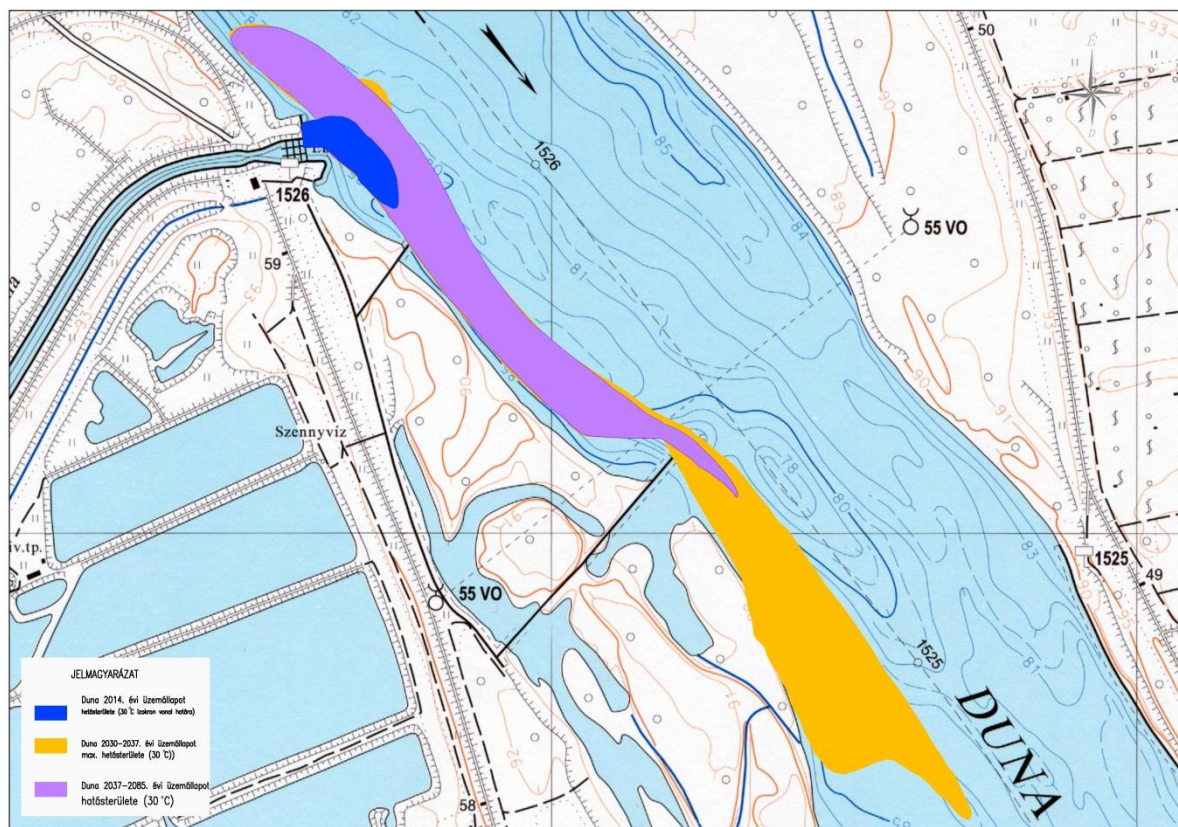
Ugyanakkor a VGT-ben foglaltak és az alapállapot vizsgálatok eredményei egyértelműen láthatóvá teszik, hogy a Duna hazai szakasza, ezzel együtt a HURWAEP444 víztest jó ökológiai állapotának elérése csak a teljes felvízi Duna-szakasz komplex rehabilitációjával érhető el, a jelenlegi, különböző haszonvételek igen komoly koordinációjával, sok esetben korlátozásával. Ebben a kontextusban a Paks II. kivitelezése, és az atomerőmű üzemeltetése az érintett dunai víztest jó ökológiai állapotának elérését hosszú távon nem gátolja meg.

12.6.1.7 Paks II. és a Paksi Atomerőmű együttes üzemelésének hatásterületei

12.6.1.7.1 Közvetlen hatásterület a Duna fizikai kémiai állapotára

A Paksi Atomerőmű jelenleg hatályos Vízjogi Üzemeltetési Engedélyében foglalt paraméterek betartása esetén Paks II. Atomerőmű közvetlen hatásterületét a Dunai fizikai kémiai paraméterei tekintetében a hőcsóva 30 °C-os izokron vonala alapján határoltuk le.

A VITUKI Hungary Kft. a különféle üzemelési időszakokra meghatározta a Duna kritikus időszakára (alacsony vízhozam, magas víz hőmérséklet) vonatkoztatott víz hőmérsékletének eloszlását. Ennek eredményeként lehatároltuk és a 12.6.1-23 ábrában megadtuk, a különféle időszakokhoz a legalább 30 °C-os izokron vonalhoz tartozó területeknek a határait.



- Kék terület:** a Paksi Atomerőmű jelenlegi üzemállapotához tartozó legalább 30 °C –os hőmérsékletű dunai víz területe
- Narancs terület:** Paks II. és a Paksi Atomerőmű 2030-2037-es évek együttes üzemállapotához tartozó legalább 30 °C –os hőmérsékletű dunai víz területe
- Lila terület:** Paks II. 2037-2085 üzemállapothoz tartozó legalább 30 °C –os hőmérsékletű dunai víz területe

12.6.1-23. ábra: Felmelegedett hűtővíz dunai bevezetés kritikus hatásterületének lehatárolása 2085-ig

A 2038-2085 leghosszabb ideig tartó üzemállapotokhoz tartozó dunai hatásterület határa a sodorvonaltól D-DNy-i irányba, a dunai jobb part vonaláig, D-DK-i irányban a „Nagysarkantyú” csúcsát kis mértékben meghaladó a 1525.3 fkm-ig vonaláig terjed a fizikai-kémiai paraméterekre vonatkozóan.

12.6.1.7.2 Közvetlen hatásterület a Duna ökológiai állapotára

Az együttes üzemelés során is a felmelegedett hűtővíz kibocsátása jelenti a legjelentősebb környezeti hatást a Duna ökológiai állapotára, ugyanakkor összességében is a legjelentősebbnek tekintett kimutatható hatás a Paks II. kivitelezése és üzemelése során az élőlényközösségek szempontjából.

Az alapállapotú értékelés során a fitobentonra feltételelesen, a makrozoobenton és a halközösség esetében egyértelműen bizonyítható volt 2 km hosszúságban a melegvíz hatása. Ez $\Delta t=2,5$ °C fok hőmérséklet emelkedés kimutathatóságát jelzi ezen taxonok esetében. Az alapállapotú értékelés során az együttes működés időszakára vonatkozóan (2030-2032) a jelen KHV-ban a VITUKI Hungary Kft. készített modellszámítást. A modell kisvízi időszakra vonatkozik, figyelembe véve a 33 °C-os kibocsátási hőkorlátot, illetve a számított környezeti hőmérsékletemelkedést is. Ennek értéke 2032-ben a modellszámítás szerint 26,38 °C. Ez alapján megállapítható, hogy ebben az időszakban a $\Delta t=2,5$ °C kimutathatósági érték a dunai kibocsátás alvívén ~11 km-es távolságban, a Duna 1515,8 fkm magasságában található (12.6.1-24. ábra). A modellszámítás alapján a $\Delta t=2,5$ °C izotermával jellemezhető hőcsóva a Duna középvonalát eléri, de jelentősen nem lépi át.



12.6.1-24. ábra: A Paksi Atomerőmű és Paks II. együttes hőterhelésének teljes hatásterülete

12.6.1.7.3 Közvetett hatások területe

A Paks II. Atomerőmű és a Paks Atomerőmű az élettelen környezeti elemeken keresztül Dunára gyakorolt közvetett hatásának közvetítője a partmenti felszín alatti vízkészlet. A folyamra merőleges irányú kiterjedése a "Földtani közeg és felszín alatti vizek a Paks alatti Duna-völgyben" c. fejezetében került meghatározásra.

A biológiai elemek vonatkozásában az együttes működés időszakára, a hőterhelésre vonatkozóan meghatározott közvetett hatásterület a tápanyagforgalom tekintetében nem tér el a közvetlen hatásterülettől. Ugyanakkor az invazív fajok kibocsátását tekintve, szupraindividuális szinten nem értelmezhető a hatásterület kiterjedése, ezért erre vonatkozóan a hatást ugyan regisztráljuk, de ehhez tartozó hatásterületet nem határozzunk meg. A teljes hatásterület ennek megfelelően a közvetlen hatásterülettel egyezik meg.

12.6.1.7.4 Országhatáron áterjedő környezeti hatások

A Paks II. Atomerőmű és a Paks Atomerőmű üzemelésének időszakában a Dunára kifejtett közvetlen és közvetett hatások területe nem éri el az országhatárt, így a határon áterjedő hatásról nem beszélhetünk.

12.6.2 AZ ÜZEMELÉS IDŐSZAKÁBAN BEKÖVETKEZŐ ÜZEMZAVAROK, HAVÁRIÁK

12.6.2.1 Az üzemelés időszakában bekövetkező üzemzavarok, haváriák hatótényezői

- vegyszertartályok, lefejtő sérülése
- dízelgenerátor üzemanyag tároló sérülése
- fáradt olaj és egyéb folyékony hulladék kikerülése
- ipari hulladékvíz tisztítatlan kikerülése nem megfelelő tisztító működés miatt:
- a kommunális szennyvíztisztító havária jellegű működési hibája

12.6.2.2 Az üzemelés időszakában bekövetkező üzemzavarok, haváriák hatásai a Dunára

Szennyezőanyagok csak havária során kerülhetnek a földfelszínre illetve a telítetlen zónába és onnan vagy direkt leszivárgással vagy bemosódva juthatnak el a talajvízbe és annak közvetítésével a Dunába. Mivel azonban az elérési idők a telephely, és a Duna között még a talajvízzel együtt áramló tríciumra is 10-20 éves tartományba esnek, ezen események kezelésére, kármentesítésére elegendő idő áll rendelkezésre, még mielőtt a kikerült szennyezőanyagok elérhetnék a Dunát. Az Isotoptech Zrt. jelen KHT "Földtani közeg és felszín alatti víz a telephelyen és közvetlen környezetében" című alfejezetében dolgozta ki a telephelyen esetlegesen bekövetkező szennyezőanyag kikerülés terjedését és annak következményeit.

Potenciális, a Duna élővilágát fenyegető nem radioaktív szennyezést okozó havária esemény az ipari, valamint a kommunális szennyvíztisztítók meghibásodása következményeként Dunába jutó tisztítatlan szennyvíz.

Az ipari hulladékvizek tisztító(i)nak meghibásodása önmagában nem okozza a tisztítatlan ipari hulladékvizek közvetlen Dunába, illetve egyéb felszíni vízbe való kerülését, mivel azok zagytározó medencéken keresztül kerülnek először a melegvíz-csatornába, majd ezen keresztül a Dunába. A végső tisztítás a zagytározók területén történik. Ezek sérülése reálisan felszíni vízszennyezést nem, csak talajvízszennyezést okozhat. Elméleti oldalról megközelítve az ipari hulladékvizek tisztítatlan állapotban történő dunai bevezetését a következőket lehet megállapítani. A szennyeződés során a melegvíz-csatornán keresztül történő dunai bevezetés feltételezhetően a jelentős hígítás eredményeként (1:0,0003) még tisztítatlan kibocsátás esetén sem eredményezi az élőlények pusztulását, hatása feltehetően szubletális, az aktív mozgásra képes élőlények időleges elkerülése figyelhető meg. Ugyanakkor a kibocsátott toxikus anyagok hatásai, azok lassú lebomlása miatt hosszabb távon is hatással lehet az akvatiszervezetekre. Ez a hatás, figyelembe véve a dunai hígítás mértékét is a szakértői becslés alapján nem haladja meg az 50 km-t.

12.6.2.2.1 A kommunális szennyvíztisztító havária jellegű működési hibája

A VITUKI Hungary Kft. a tisztított szennyvíz elkeveredési számításait havária esetre is elvégezte, melynek eredményeit itt összegezzük (részletezve 11.8.2 fejezet).

A vizsgálat feltételezte, hogy a szennyvíztelepre befolyó tisztítatlan kommunális szennyvíz (1000 m³/nap) tisztítás nélkül folyik a Dunába. A havária számítások során az elvezetett nyers (tisztítatlan) szennyvíz koncentrációját az elmúlt két évben (2012-2013) mért legmagasabb koncentráció értékkel vették figyelembe. Havária esetén a tisztítatlan szennyvíz a legkedvezőtlenebb esetben az NA 300-as megkerülő vezetéken keresztül ömlik a Duna jobb parti sávjába, a Duna 1525.81 fkm szelvényénél.

Az 579 m³/s, szélsőségesen alacsony, 20 000 évente visszatérő Duna vízhozam esetére mutatja meg a Duna jobb parti sávja mentén kialakuló maximális koncentráció-növekményeket a 12.6.2-1. táblázat.

Távolság a bevezetési helytől folyásirányban (m)	Duna vízhozam 579 m ³ /s (20 000 évente visszatérő szélsőséges kisvízhozam) Számított maximális (Duna jobb partja menti) szennyezőanyag koncentráció növekmények (mg/l)					
	KO _{lk} (mg/l)	BO _{l5} (mg/l)	SZOE (mg/l)	Ammónia-ammónium (mg/l)	Összes Nitrogén (mg/l)	Összes Fosfor (mg/l)
1	27,70	9,43	1,49	2,07	2,98	0,62
10	8,76	2,98	0,47	0,65	0,94	0,20
20	6,19	2,11	0,33	0,46	0,67	0,14
50	3,92	1,33	0,21	0,29	0,42	0,09
100	2,77	0,94	0,15	0,21	0,30	0,06
200	1,96	0,67	0,11	0,15	0,21	0,04
500	1,24	0,42	0,07	0,09	0,13	0,03
1000	0,88	0,30	0,05	0,07	0,09	0,02
1500	0,72	0,24	0,04	0,05	0,08	0,02
2000	0,62	0,21	0,03	0,05	0,07	0,01
2500	0,55	0,19	0,03	0,04	0,06	0,01
3000	0,51	0,17	0,03	0,04	0,05	0,01
3450	0,47	0,16	0,03	0,04	0,05	0,01
5000	0,39	0,13	0,02	0,03	0,04	0,01

12.6.2-1. táblázat: Hosszmenti koncentráció növekmény havária esetén, Duna vízhozam 579 m³/s

Megjegyezzük, hogy a tisztítatlan szennyvízben a nitrát gyakorlatilag zérus koncentrációjú, így annak a haváriás (tisztítatlan) szennyvízterheléskor nincs befolyása a Duna víztest vízminőségi állapotára.

Figyelembe véve a táblázatban szereplő szennyezőanyag paraméterek koncentrációnövekményeit, megállapítható, hogy azok a dunai kibocsátási ponttól számított 10 méteren már a kimutatásukra használt magyar szabványokban szereplő kimutatási határértékek alatt maradnak. Az elkeveredési vizsgálatok alapján a különféle vízkémiai koncentráció értékek 20 m-es szakaszon belül az ötödére is leeshetnek. A tisztítatlan szennyvíz-kibocsátási havária helyzet csak időben rövid ideig rontja a Duna víztest jobb parti sávja környezetében a vízminőségi mutatókat, a szennyvíztisztító telep működési üzemzavarának helyreállításával a negatív hatás megszűnik.

A szennyvízbevezetés hatására a szennyvízbevezetés alatti Duna szakaszon üzemelő sérülékeny- és távlati partiszűrőesű ivóvízbázisok 50 éves elérési idejű védőterületei - a felszín alatti vizekre előírt vízminőségi határértékek sérülése tekintetében még szélsőséges dunai kisvízhozam esetén (579 m³/s) bekövetkező haváriás terhelés (1000 m³/nap tisztítatlan szennyvízkibocsátás) mellett sem veszélyeztetettek a Duna víztest felől.

A kommunális szennyvíztisztító mű meghibásodása az építés során okozhatja a legsúlyosabb problémát, hiszen ebben az időszakban a legnagyobb a kommunális szennyvíz kibocsátás (1000 m³/nap). Szakmai becslésünk szerint a tisztítatlan szennyvíz kibocsátás mind az építés, mind az üzemelés alatt várhatóan hatással lesz a Duna élővilágára. Figyelembe véve a melegvíz-csatorna mintegy kilencezerszeres, valamint a Duna kritikus LKV esetén is további cca. tízszeres hígítását, a tisztítatlan szennyvíz kibocsátás a Duna élővilágára kismértékű, lokális hatással lehet. A fitoplankton biomassa értéke a szennyezett víz csóvájában kis mértékű emelkedést fog mutatni. A csóvában elméletileg a halbiomassa nőhet. A szennyezés hatására a kibocsátás környékén a fitobenton szervezetek között időlegesen nagyobb arányban jelenhetnek meg a szervesanyag terhelésre kevésbé érzékeny fajok. A MZB fajok részben elkerüléssel, részben egyedszám növekedéssel fognak reagálni a szervesanyag terhelésre, illetve az oxigénszintre mutatott toleranciájuktól függően. A hígulás következtében azonban a tisztítatlan szennyvíz kibocsátás nem éri el a letális küszöböt a MZB szervezetek szempontjából sem. A tisztítatlan szennyvíz a kibocsátás területén az érzékenyebb halfajok szempontjából inkább elkerülést okoz, míg a tápanyagokkal szemben toleráns fajok magasabb egyedszámban jelenhetnek meg. Mindezek alapján a hatás rövid távú, közepesen erős és kis jelentőségű.

A havária események elkerülése érdekében fontos a rendszeres monitorozás. Mind az ipari, mind a kommunális szennyvíztisztító kivitelezése során javasolható olyan puffer rendszer kiépítése, ami megakadályozza, vagy legalább csökkenti egy havária jellegű dunai terhelés nagyságát. A havária esemény bekövetkeztekor a kárelhárítás hatékony végrehajtását jól szolgálja a pontos és jól begyakorolt kárelhárítási terv.

12.6.2.3 Az üzemelés időszakában bekövetkező üzemzavarok, haváriák hatásterületei

Egy esetleges havária esetén a tisztítatlan szennyvíz kibocsátása a Duna ökológiai rendszerére csak lokálisan kimutatható hatást tud gyakorolni, aminek legfőbb oka a nagymértékű hígulás és gyors elkeveredés. Ennek megfelelően a Dunában 500 méternél rövidebb hatásterülettel lehet számolni.

Havária esetén tisztítatlan szennyvíz bevezetése várhatóan 500 m-es szakaszon belül, az elkeveredés és biológiai folyamatok eredményeként teljes mértékben képes lebomlani. Ugyanakkor az akvatis élelénközösségek kimutatható struktúrális módosulása ennél feltehetően kisebb szakaszon jelentkezheth csak.

12.6.1 PAKS II. ÜZEMELÉSÉNEK ÖSSZEFOGLALÓ HATÁSMÁTRIXA

Hatótényező	Hatás	Hatásterület	Hatás jellege	Hatásviselő	Javasolt intézkedések, Megjegyzések
Normál működés					
hűtővíz (kondenzátor, technológiai) bevezetése (hidrológiai hatás) a Dunába (132 m³/s)	▪dunai bevezetési ponton áramlási viszonyok módosulása	közvetlen: <250m* közvetett: <250m* országhatáron átnyúló: nincs	▪hosszú távú, közepesen erős, kis jelentőségű	▪fitobenton, MZB, hal	▪halászati, horgászati tilalom bevezetése a kibocsátási pont 250m sugarú körzetében
hűtővíz (kondenzátor, technológiai) kibocsátás (132 m³/s) hőterhelése:	▪hőmérsékletemelkedés ▪invazív fajok terjeszkedése, kompetitív hatása	közvetlen: cca. 1km* ($\Delta t=2,5^{\circ}\text{C}$) közvetett: cca. 1km* országhatáron átnyúló: nincs	▪hosszú távú, közepesen erős, nagy jelentőségű	▪fitobenton, MZB, hal	▪szükség esetén kiegészítő hűtés kiépítése
hűtővíz (132 m³/s) és technológiai hulladékvíz kibocsátás (74 m³/óra – 0,02 m³/s) toxikus anyag terhelése	▪toxikus anyagok tartalmának kismértékű emelkedése	közvetlen: <1500m közvetett: <1500m országhatáron átnyúló: nincs	▪hosszú távú, gyenge, közepes jelentőségű	▪melegvíz-csatorna fitoplankton, fitobenton, makrofita, MZB, hal közösségei	▪üzemszerű működés esetén kimutatható dunai hatással nem lehet számolni ▪nagy hatásfokú tisztítás ▪folyamatos monitorozás
tisztított kommunális szennyvíz kibocsátás (320 m³/nap – 0,004 m³/s):	▪tápanyag tartalom emelkedése	közvetlen: <50m közvetett: <50m országhatáron átnyúló: nincs	▪hosszú távú, gyenge, kis jelentőségű	▪melegvíz-csatorna fitoplankton, fitobenton, MZB, hal közösségei	▪üzemszerű működés esetén kimutatható dunai hatással nem lehet számolni ▪kibocsátott tisztított szennyvíz monitorozása javasolt
csapadékvíz kibocsátás:	▪toxikus anyagok (olaj) tartalmának emelkedése ▪tápanyag tartalom emelkedése	közvetlen: <50m közvetett: <50m országhatáron átnyúló: nincs	▪hosszú távú, gyenge, kis jelentőségű	▪melegvíz-csatorna fitoplankton, fitobenton, MZB, hal közösségei	▪üzemszerű működés esetén kimutatható dunai hatással nem lehet számolni ▪homok és olajfogós tisztítás ▪folyamatos határérték monitorozás ▪határérték túllépés esetén tisztítóműbe vezetés

Megjegyzés:

Narancs színnel kiemelve a várhatóan tényleges dunai hatótényezők

*Ezekben az esetekben részben az értelemszerűség okán, részben a számítások alapján a dunai kibocsátási ponttól számított hatástávolság került rögzítésre

12.6.1-1. táblázat: Paks II. két blokkja önálló üzemelésének (2037-2085) hatása a Duna akvatis élvilágára, összefoglaló táblázat

12.6.1 A PAKSI ATOMERŐMŰ ÉS A PAKS II. ÜZEMELÉSÉNEK ÖSSZEFOGLALÓ HATÁSMÁTRIXA

Hatótényező	Hatás	Hatásterület	Hatás jellege	Hatásviselő	Javasolt intézkedések, Megjegyzések
hűtővíz (kondenzátor, technológiai) bevezetése (hidraulikai hatás) a Dunába (232 m³/s)	▪dunai bevezetési ponton áramlási viszonyok módosulása	közvetlen: <500m* közvetett: <500m* országhatáron átnyúló: nincs	▪hosszú távú, közepesen erős, kis jelentőségű	▪fitobenton, MZB, hal	▪halászati, horgászati tilalom bevezetése a kibocsátási pont 250 m sugarú körzetében
hűtővíz (kondenzátor, technológiai) kibocsátás (232 m³/s) hőterhelése:	▪hőmérsékletemelkedés ▪invazív fajok terjeszkedése, kompetitív hatása	közvetlen: cca. 11km* (Δt=2,5°C) közvetett: cca. 11km* országhatáron átnyúló: nincs	▪hosszú távú (2030-2036 között), erős, nagy jelentőségű	▪ fitobenton, MZB, hal	▪ szükség esetén kiegészítő hűtés kiépítése ▪nyári kisvízes időszakokban szükséges esetben üzemszerű karbantartás, leállás
hűtővíz ((232 m³/s) és technológiai hulladékvíz kibocsátás (cca. 148 m³/óra – 0,041 m³/s) toxikus (vegyszerek, olajok) anyag terhelése:	▪toxikus anyagok tartalmának kismértékű emelkedése	közvetlen: <1500m közvetett: <1500m országhatáron átnyúló: nincs	▪ hosszú távú, gyenge, közepes jelentőségű	▪melegvíz-csatorna fitoplankton, fitobenton, makrofita, MZB, hal közösségei	▪üzemszerű működés esetén kimutatható dunai hatással nem lehet számolni ▪nagy hatásfokú tisztítás ▪folyamatos monitorozás
csapadékvíz kibocsátás:	▪toxikus anyagok (olaj) tartalmának emelkedése ▪tápanyag tartalom emelkedése	közvetlen: <50m közvetett: <50m országhatáron átnyúló: nincs	▪ hosszú távú, gyenge, kis jelentőségű	▪melegvíz-csatorna fitoplankton, fitobenton, MZB, hal közösségei	▪üzemszerű működés esetén kimutatható dunai hatással nem lehet számolni ▪homok és olajfogós tisztítás ▪folyamatos határérték monitorozás ▪határérték túllépés esetén tisztítóműbe vezetés
tisztított kommunális szennyvíz kibocsátás (cca. 300+320 = 620 m³/nap - 0,007 m³/s):	▪tápanyag tartalom emelkedése	közvetlen: <50m közvetett: <50m országhatáron átnyúló: nincs	▪ hosszú távú, gyenge, kis jelentőségű	▪melegvíz-csatorna fitoplankton, fitobenton, MZB, hal közösségei	▪üzemszerű működés esetén kimutatható dunai hatással nem lehet számolni ▪kibocsátott tisztított szennyvíz monitorozása javasolt

Megjegyzés:

Narancs színnel kiemelve a várhatóan tényleges dunai hatótényezők

*Ezekben az esetekben részben az értelemszerűség okán, részben a számítások alapján a dunai kibocsátási ponttól számított hatástávolság került rögzítésre

12.6.1-1. táblázat: A Paksi Atomerőmű és Paks II. együttes üzemelésének hatása a Duna élővilágára, összefoglaló táblázat

12.6.1.1 Az üzemelés időszakában bekövetkező üzemzavarok, haváriák hatásmátrixa

A potenciális hatótényezők hatásainak becslését hatásmátrixban is összefoglaltuk. A várhatóan tényleges dunai hatótényezőket színessel emeltük ki.

Hatótényező	Hatás	Hatásterület	Hatás jellege	Hatásviselő	Javasolt intézkedések, Megjegyzések
vegyszertartályok, lefejtő sérülése	▪felszíni vizet érintő hatással nem lehet számolni	közvetlen: épületen belül közvetett: üzemi terület határon átnyúló: nincs			
dízelgenerátor üzemanyag tároló sérülése	▪felszíni vizet érintő hatással nem lehet számolni	közvetlen: tároló környéke közvetett: üzemi területen belül határon átnyúló: nincs			
fáradt olaj és egyéb folyékony hulladék kikerülése	▪felszíni vizet érintő hatással nem lehet számolni	közvetlen: épületen belül közvetett: üzemi terület határon átnyúló: nincs			
ipari hulladékvíz tisztítatlan kikerülése	▪toxikus anyagok mérgező hatására az akvatikus szervezetek szubletális mérgezése ▪Tisztítatlan ipari hulladékvíz Dunába jutása reálisan nem várható havária esetén sem	Elméletileg, amennyiben tisztítatlan ipari hulladékvíz kerül a Dunába annak hatása az alvíz irányában hosszan elnyúló lehet, figyelembe véve azonban a melegvíz-csatorna és a Duna hígító hatását ez 50 km-nél nem terjed túl	▪Elméletben ez a hatás rövid távú, erős, nagy jelentőségű	▪fitoplankton, fitobenton, makrofita, makrozoobenton, halak	▪toxikus anyagokkal terhelt víz dunai bevezetésének megakadályozása tározó medencékben, hígítás
kommunális szennyvíz tisztítatlan kikerülése:	▪növényi tápanyag emelkedése ▪lebegőanyag tartalom növekedése ▪zavarosság emelkedése	közvetlen: <500m közvetett: <500m határon átnyúló: nincs	▪rövidtávú, közepesen erős, kis jelentőségű	▪fitoplankton, fitobenton, MZB, halak	▪a melegvíz-csatornába történő bevezetés esetén a Duna élővilágára lokális hatással lehet számolni. ▪Puffer kapacitás kialakítása ▪pontos havária terv készítése a gyors és hatékony kármentesítés érdekében

Megjegyzés:

Narancs színnel kiemelve a várhatóan tényleges dunai hatótényezők

12.6.1-2. táblázat: Az üzemelés során fellépő havária lehetséges hatásai a Duna élővilágára, összefoglaló táblázat

12.7 PAKS II. FELHAGYÁSÁNAK VÁRHATÓ HATÁSAI A DUNÁRA

12.7.1 HATÓTÉNYEZŐK PAKS II. FELHAGYÁSAKOR

12.7.1.1 Közvetlen hatások

A felhagyás ideje alatt kibocsátott szennyvíz Duna élővízfolyására gyakorolt hatásával a VITUKI Hungary Kft., jelen hatásvizsgálat „Duna medermorfológiájának és a Duna hőterhelésének modellezése” c. fejezete foglalkozik.

Megállapítja, hogy mind az építés, mind a felhagyás során a megnövekedett szennyvíz mennyiségét a meglévő szennyvíztisztító be tudja fogadni, és a tisztított szennyvíz Melegvíz-csatornán keresztül történő bevezetése semmilyen károsító hatást nem fog gyakorolni a Duna élővízfolyásának vízkémiai és ökológiai állapotára.

Paks II. felhagyásának időszakában a felmelegített hűtővíz bevezetés csökken, illetve megszűnik, ezért ebből eredően a Duna élővízfolyásának vízkémiai és ökológiai állapotára ez a folyamat hatást nem gyakorol.

A tervezett telephelyen, amennyiben a felhagyás során jelentős munkagödör víztelenítésre lesz szükség, a víztelenítés során kitermelt víz tríciumot tartalmazhat, melyet a hidegvíz-csatornába, azt követően a Dunába helyeznek. Ennek dunai hatását a telephellyel kapcsolatos részek részletesen elemzik. Itt csak a megállapítását ismételjük meg, hogy a víztelenítés során kitermelt tríciumot tartalmazó talajvíz semmilyen hatást nem fog gyakorolni a Duna élővízfolyásának vízkémiai és ökológiai állapotára.

A 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz radioaktivitását két kritérium alapján korlátozza. A trícium aktivitáskoncentrációja nem lehet 100 Bq/dm³-nél magasabb, illetve az összes indikatív dózis (trícium, kálium-40, radon és a radon bomlástermékei nélkül) nem lehet magasabb 0,1 mSv/év-nél. „Nem kell vizsgálni az ivóvizet a tríciumra vagy a radioaktivitásra az összes indikatív dózis meghatározása érdekében abban az esetben, ha más vizsgálat szerint a számított indikatív dózis trícium szintje messze a határérték alatt van.” Ehhez teljesülnie kell annak, hogy az összes alfa aktivitásnak 0,1 Bq/dm³, az összes béta aktivitásnak pedig 1 Bq/dm³ aktivitás-koncentráció alatt kell maradnia. Az Isotoptech Zrt. jelen KHT "Földtani közeg és felszín alatti víz a telephelyen és közvetlen környezetében" című alfejezetében részletes számításokkal, illetve modellvizsgálatokkal igazolja, hogy a felhagyás során a Dunára, mint befogadó közegre mind a trícium, mind az összegzett egyéb (alfa-, béta-bomló izotópok) aktivitáskoncentráció értékek több nagyságrenddel a fenti határértékek alatt vannak, tehát nincs számottevő hatása a Dunára.

12.7.1.2 Közvetett hatások

A felhagyási tevékenységből eredő hatások nem fogják megváltoztatni a Duna vízminőségét és hőmérsékletét, tehát hatásterületről sem beszélhetünk.

12.7.1.3 Országhatáron áterjedő környezeti hatások

A felhagyási tevékenységből eredő hatások nem fogják megváltoztatni a Duna vízminőségét és hőmérsékletét, várhatóan az élővilág ökológiai állapotára nem lesz hatással, tehát hatásterületről sem beszélhetünk. Ennek megfelelően a Paks II. felhagyásának időszakában a Dunában, országon áterjedő fiziko-kémiai és ökológiai hatások nem várhatók.

12.8 KÖRNYEZETELLENŐRZŐ MONITOROZÓ RENDSZER

12.8.1 VÍZ FIZIKAI ÉS KÉMIAI TULAJDONSÁGAI

A melegvíz kibocsátástól délre, a telephelyen kívüli Duna völgyben környezetellenőrző monitoring rendszer üzemeltetése szükséges.

A tervezett Paks II. és a működő Paksi Atomerőmű Dunára és a Duna menti felszín alatti vizekre gyakorolt környezeti hatása sem hatásmechanizmusában, sem pedig hatásterületében nem különíthető el. Az MVM Paksi Atomerőmű Zrt. jelenleg "Duna menti felszín alatti vizek környezetellenőrző monitoring rendszere" címmel, a vízjogi üzemeltetési

engedélynek megfelelően működtet egy monitoring rendszert. E rendszer eredményeire jelentős mértékben támaszkodtunk jelen a KHT jelen fejeze elkészítésekor. A monitoring rendszer létesítményeit a Földtani közeg és felszín alatti vizek a Paks alatti Duna-völgyben című fejezet, Monitoring rendszerek a térségben című alfejezetében részletesen bemutattuk.

Ez a monitoring rendszer a mostani üzemrendjével kielégíti a megbízó MVM Paksi Atomerőmű Zrt. és a Dél-Dunántúli Környezetvédelmi és Természetvédelmi Felügyelőség követelményeit. Meglévő létesítményei észlelési sűrűségének növelésével és további műszerek telepítésével alkalmas az együttes üzem alatti monitoring folytatására.

Javasoljuk a Duna menti felszín alatti vizek környezetellenőrző monitoring rendszere további üzemeltetését az alábbi kiegészítésekkel:

- A 4. Gerjen, az 5É Sió Észak, az 5D Sió-dél, a 6. Baja szelvény mederszondáiba és a 4. Gerjen szelvény háttér figyelőkútjába folyamatosan mérő nyomás, hőmérséklet és vezetőképesség mérő műszer telepítése
- A mintavételeket kiterjeszteni ugyanezen szelvényekre és a mintavételekkor minden szelvényből dunai vízintát is venni ugyanarra az elemzési körre, mint a mederszondákból

A Dunába visszavezetett használt hűtővíz felszíni vizekre gyakorolt hatása monitorozására a működő, a kibocsátási helytől 500 m-es távolságra lévő ellenőrző pont további üzemeltetését javasoljuk.

Az ezt kiegészítő hőmérsékleti és vízminőségi paraméterek mérését az említett, jelenleg is üzemelő felszín alatti monitoring rendszer szelvénybeosztásához igazodva célszerű végezni. A jellemző és a kritikus időszakokban, a vízminőségi mintavételekhez igazodva, a szelvények vonalában a vízfelszínről kell szelvénymenti hőmérséklet méréseket végezni. Minden üzemelő szelvényben hat, jellemző és természetesen a technikai lehetőségek adta keretek között közel állandó keresztmetszeti ponton, 3 mélységben kell ponthőmérsékletet mérni, a felszínen, 1 m és 2 m mélységben. Ezeket a méréseket kiegészítik a szelvényekben partmentén mért hőmérsékleti értékek.

A monitoring rendszer előbbieken vázolt üzemrendjét az 5. blokk beindítása előtt legalább 3 évvel kell bevezetni a hatásmentes alapállapot rögzítéséhez.

A felszíni vizek kémiai tulajdonságainak monitorozására a törzshálózati mintavételi szelvények és a felszín alatti monitoring rendszer szelvényeinek mintázását javasoljuk. A mintavételek időpontja azonos a vízfelszíni hőmérséklet mérések időpontjával.

A javasolt mintavételi szelvényekben három pontból - jobb part, közép és bal part - kell mintát venni.

	Dunai szelvény megnevezése	Fkm	Éves vizsgálat gyakorisága	A szelvény helyzete
1	Paks (komp)	1534,0	4	Közel dunai felvízi szelvény.
2	Paks melegvíz-csatorna	1526,0	4	Közvetlen hatások alvízi szelvénye
3	Nagysarkantyú	1525,3	4	Közvetlen hatások alvízi szelvénye
4	Uszód	1524,7	4	Közvetlen hatások alvízi szelvénye
5	Zsidó-zátony	1520	4	Közvetlen hatások alvízi szelvénye
6	Gerjen-Foktó	1516,0	4	Távoli alvízi szelvény
7	Fadd-Dombori felett	1510	4	Távoli alvízi szelvény

12.8.1-1. táblázat: A dunai vízminőségi monitoring tervezett mintavételi szelvényei

A mintavételek javasolt ideje a vízminőség és vízhőmérséklet szempontjából jellemző, ill. kritikus időszakok. A mintavételezések a Dunán, az első a tavaszi, a második a zöldár utáni, a harmadik, a nyári magas hőmérsékletű és negyedik az őszi kisvízhozamú időszakban történne. Ennek megfelelően a mintavételek javasolt ideje: március, június vége-július eleje, augusztus közepe-vége, október hónapok.

A vizsgált paraméterek köre a Víz Keretirányelv szerint kötelezően vizsgálandó paraméterek és az ezt a paraméterkör kiegészítő paraméterek. A tápanyag specifikus jellemzők, az esetleges szerves vízszennyezők kimutatása, a baktérium és trícium mérése is célszerű.

A dunai monitoring rendszer keretében javasolt vizsgálatokat a 12.8.1-2 táblázatban összesítettük.

Vizsgált komponensek
hőmérséklet mérés (6 pontban_ 1.0 m)
oldott oxigén
Telítettség
Kémiai oxigénigény KOI _{ps}
Kémiai oxigénigény KOI _k
Biokémiai oxigénigény
Fajlagos elektromos vezetőképesség
pH
összes lebegőanyag
lúgosság
orto-foszfát ion
összes foszfor
ammónium ion
nitrát ion
nitrit ion
szerves nitrogén
összes nitrogén (nitrit mérés+számítás)
a-klorofill
Klorid
Nátrium
Kálium
Vas
Mangán
TPH-GC
Trícium
Bakteriológiai vizsgálat

12.8.1-2. táblázat: A dunai monitoring rendszer vizsgálati komponensei

12.8.2 BIOLÓGIAI ELEMÉK

A Paks II. létesítése és üzemeltetése időszakában a felszíni vizek biológiai elemeinek rendszeres vizsgálata alapvető információt biztosít a kibocsátások feltárása, hatásuk ellenőrzése szempontjából. A felszíni vizek biológiai elemeinek VKI alapú monitorozását a 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet "a felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól" szóló jogszabály írja elő. Ugyanakkor az alapállapot értékelésekor nyert információk bizonyítják, hogy a hatások meghatározása, erősségük megállapítása csak egyedi monitorozó rendszer kiépítésével és működtetésével valósítható meg.

A jogszabály és a korábbi vizsgálati adatok fényében a felszíni vizek élővilágvédelmi szempontú monitorozó rendszerének irányelvei a következőkben foglalhatók össze.

- A monitorozó rendszernek egyedinek kell lennie annak érdekében, hogy a specifikus hatások is kimutathatók legyenek (csupán a VKI szempontjait figyelembe vevő mintavételi gyakoriság, módszer, értékelési metodika nem teszi lehetővé minden esetben a hatások pontos feltárását).
- A monitorozó rendszernek folyamatosnak, évenként ismétlődőnek kell lennie.
- Az egyes élőlénycsoportok évenkénti mintavételi frekvenciája eltérő, ugyanakkor a mintavételeket össze kell hangolni egymással, valamint a víz fizikai és kémiai paramétereinek vizsgálatával is.
- A háttérváltozóknak ki kell terjednie néhány alapvető hidrológiai paraméter vizsgálatára is (pl. vízsebesség)
- A monitorozó rendszer üzembe helyezését a kivitelezés megkezdése előtt legalább három évvel korábban kell megkezdeni, a szükséges alapállapotú adattömeg összegyűjtése érdekében.

- A mintavételt a Duna HURWAEP444 víztestre kell kiterjeszteni. Az egyéb víztestek vizsgálata a korábbi kutatási eredmények alapján nem látszik szükségesnek.
- A dunai monitorozás során egy felvízi, egy közeli alvízi, és egy középtávolsági alvízi (Sió-torkolatig) szakasz kijelölését tartjuk célszerűnek, figyelembe véve a KHV-ban foglalt szakasz határokat is.
- A monitorozást a főmedren túl az ágrendszerre is célszerűnek látjuk kiterjeszteni.
- A VKI szempontú értékelésen túl nem hagyható ki a finomabb struktúrájú ökológiai elemzés sem.
- A monitorozásra javasolt biológiai elemek: fitoplankton, fitobenton, zooplankton, makrofita, makrozoobenton, halak.

Az egyes élőlénycsoportokra meghatározható specifikus javaslatokat az alábbi táblázatban foglaltuk össze.

Élőlénycsoport	Mintavételi frekvencia (db/év)	Mintavétel időszaka	Mintavételi egységek száma összesen legalább	Megjegyzés
fitoplankton	6 db/év	tavasz, nyár, ősz	36	A VKI módszertana megfelelő, az értékelést ökológiai értékeléssel is ki kell egészíteni Mintavételi egységek száma felvízen jobb és bal parton, valamint közepén 3-3-3 db; közeli alvízen jobb és bal parton, valamint közepén 5-5-5 db, a mellékágban 3 db, a középtávolsági alvízi szakaszon jobb és bal parton, valamint közepén 3-3-3 db
fitobenton	4 db/év	tavasz, nyár, ősz	25	A VKI során alkalmazott, csupán a bentikus kovaalga flóra összetételén alapuló értékelés nem elégséges. A vizsgálatoknak a fitobenton mennyiségének jellemzésére és teljes taxonómiai feltárására kell irányulniuk. A mennyiségi vizsgálatok bento-fluorometriás vizsgálatokkal végezhetők. A minőségi összetétel mikroszkópos vizsgálatokat jelent, melyeknek valamennyi algacsoportra ki kell terjedniük. A bentikus kovaalga flóra fajszintű feltárása továbbra sem mellőzhető. Mintavételi egységek száma felvízen jobb és bal parton 3-3 db; közeli alvízen jobb és bal parton 5-5 db, a mellékágban 3 db, a középtávolsági alvízi szakaszon jobb és bal parton 3-3 db
zooplankton	6 db/év	tavasz, nyár, ősz, tél	36	Merített mintavétel, fajszintű határozás, ökológiai értékelés Mintavételi egységek száma felvízen jobb és bal parton, valamint közepén 3-3-3 db; közeli alvízen jobb és bal parton, valamint közepén 5-5-5 db, a mellékágban 3 db, a középtávolsági alvízi szakaszon jobb és bal parton, valamint közepén 3-3-3 db
makrofita	1 db/3 év	kora nyár	-	A makrofita felmérés a VKI szempontú minősítésen túl a hullámtéri területek élőhely térképezését jelenti a felvízi szakaszon legalább 1 km-es mintaszakaszokon, az alvízen pedig a Sió torkolatáig mindkét oldalon
makrozoobenton	2/év	tavasz, késő nyár	25	a VKI szempontú vizsgálatot ki kell egészíteni a sodorban végezhető mélységi mintavétellel is Mintavételi egységek száma felvízen jobb és bal parton 3-3 db; közeli alvízen jobb és bal parton 5-5 db, a mellékágban 3 db, a középtávolsági alvízi szakaszon jobb és bal parton 3-3 db
halak	1db/év	nyár	22	a VKI szempontú vizsgálatot ki kell egészíteni a sodorban végezhető mélységi mintavétellel is. A mintavételi egységeket több alegységre bontva, az élőhelyi adottságoknak megfelelően kell végezni. Mintavételi egységek (500m) száma a felvízen jobb és bal parton 2-2 db; közeli alvízen jobb és bal parton 4-4 db, a mellékágban 2 db, a középtávolsági alvízi szakaszon jobb és bal parton 4-4 db

12.8.2-1. táblázat: A javasolt monitorozó rendszer élőlény specifikus mutatói

12.9 IRODALOMJEGYZÉK

- [12-1] Ács É., Kiss K. T. (2011) Módszertani útmutató a fitobentosz élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és feldolgozásához. 1-31., MTA Duna-kutató Intézet, Göd.
- [12-2] AQEM CONSORTIUM (2002) Manual for the application of the AQEM method. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0.
- [12-3] Barendregt, A. & Bio, M.F. (2003) Relevant variables to predict macrophyte communities in running waters. *Ecological Modelling* 160: 205-217.
- [12-4] BME VKKT (2002-2009) A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata. Budapest. Kézirat.
- [12-5] Borhidi, A. (1995) Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 97–181
- [12-6] 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.
- [12-7] Csányi B. (1998) A magyarországi folyók biológiai minősítése a makrozoobenton alapján. – Doktori (PhD) értekezés, KLTE, Debrecen 1-89.
- [12-8] den Hartog C. & S. Segal 1964. A new classification of the water-plant communities. *Acta Botanica Neerlandica* 13: 367–393.
- [12-9] ETV-ERŐTERV Rt (2004a) A Paksi Atomerőmű Üzemidő-hosszabbítása Környezeti Hatástanulmány. Budapest. Kézirat.
- [12-10] ETV-ERŐTERV Rt (2004b) Zárójelentés a Paksi Atomerőmű telephely-jellemzési programjának keretében a felszíni vizek állapotáról és változásáról. Budapest. Zárójelentés.
- [12-11] Felföldy L. (1987) A biológiai vízminősítés (4. javított és bővített kiadás). *Vízügyi Hidrobiológia* 16., 1-258. - VGI, Budapest.
- [12-12] Fenner, M. & Thompson K. (2005) The ecology of seeds. Cambridge University Press
- [12-13] 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. Verdonchot (eds), *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods – Hydrobiologia*, 566: 3–29.
- [12-14] 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.
- [12-15] Halasi-Kovács, B. (2011) A ponty (*Cyprinus carpio* Linnaeus) és a harcsa (*Silurus glanis* Linnaeus) állomány fajlagos fogási tilalma feloldásának lehetőségéről a Faddi-Holt-Dunában. Szakértői vélemény. Debrecen.
- [12-16] Halasi-Kovács, B., Dieperink, Ch., Nieuwenhuis, R. (2005) ECOSURV- Biological Quality Elements: Fish. Final Report. EuropeAid/114951/D/SV/2002-000-180-04-01-02-02. KvVM. Arcadis Co.
- [12-17] Halasi-Kovács, B., Erős, T., Harka, Á., Sallai, Z., Nagy, S. A. (2009) „a Vízyűjtő-gazdálkodási tervek készítése” című KEOP-2.5.0. kódszámú projekt megvalósítása a tervezési alegységekre, valamint a részvízyűjtőkre, továbbá ezek alapján az országos vízyűjtő-gazdálkodási terv, valamint a terv környezeti vizsgálatának elkészítése” című projekt keretén belül a „Halak” résztema. Budapest.
- [12-18] Halasi-Kovács, B., Tóthmérész, B. (2011) A hazai vízfolyások Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő halegyüttes alapú ökológiai minősítési rendszere. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.*, 25: 77-100.
- [12-19] Halasi-Kovács, B., Váradi, L. (2012) A természetesvízi halászat szerepe vizeink biodiverzitásának alakulásában. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 191-201.
- [12-20] Holmes, N.T.H., B.A. Whitton (1977) Macrophytes of the River Wear: 1966-1976'. *Naturalist* 102: 53–73.
- [12-21] Kék Csermely Kft (2012) az üzemidő hosszabbítás környezetvédelmi engedélyében előírt, a duna ökológiai állapotának jellemzésére alkalmas monitoring program végre hajtása kutatási jelentés.
- [12-22] Kék Csermely KFT. (2010) Paksi Atomerőmű Zrt. Az üzemidő hosszabbítás környezetvédelmi engedélyében előírt, a Duna ökológiai állapotának jellemzésére alkalmas monitoring program Szerződés szám:6000058380
- [12-23] Kohler, A. (1978) Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft & Stadt* 10/2: 73–85.
- [12-24] Krammer, K., H. Lange-Bertalot (1986) Bacillariophyceae. 1.Teil: Naviculaceae. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 2/1, 1-876. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- [12-25] 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.

- [12-26] Krammer, K., H. Lange-Bertalot (1991a) Bacillariophyceae. 3.Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2/3, 1-576. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, Jena.
- [12-27] Krammer, K., H. Lange-Bertalot (1991b) Bacillariophyceae. 4.Teil: Achnanthesaceae; Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema; Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1-4. Süßwasserflora von Mitteleuropa, 2/4, 1-437. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.
- [12-28] Lukács, B., Balázs, A., Baranyai Nagy, A., Kelemenné Szilágyi, E. (2011) Folyó- és állóvizek makrofita állományainak felmérési segédlete. VM Kézirat.
- [12-29] MVM ERBE (2012) Lévai Projekt. A környezeti hatástanulmány összeállítását megalapozó szakterületi vizsgálati és értékelési programok kidolgozása és végrehajtása. Zárójelentés. Szerződésszám: S 11 122 0.
- [12-30] MVM ERBE (2013) Paks II. - Környezetvédelmi és telephely engedélyeztetését megalapozó kiegészítő szakterületi vizsgálatok. Zárójelentés. Szerződésszám: 13A380122000.
- [12-31] Németh J. (1998) A biológiai vízminősítés módszerei [Methods of water quality classification]. Vízi Természet- és Környezetvédelem 7., 1 - 303., KGI, Budapest.
- [12-32] Németh J. (1997) Longitudinal alterations of phytoplankton-biomass and structural changes of the River Danube between Budapest and Mohács (1659.0-1447.0 river km) and the Soroksári (Ráckevei-Danube) during 1995-1996. (Manuscript)
- [12-33] Németh J., Boyanovski B., Traykov I. (2002) Phytoplankton. In: Literáthy P., Koller-Kreimel V., Liska I. (eds.): Final Report of the Joint Danube Survey, ICPDR, pp. 102-122.
- [12-34] 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.
- [12-35] 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: Macrophytes and Phytobenthos. Bavarian Environment Agency, 69.
- [12-36] Schneider, S. (2007) Macrophyte trophic indicator values from a European perspective. Limnologica 37: 281-289.
- [12-37] 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.
- [12-38] 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.
- [12-39] Stenger-Kovács Cs., Buczkó K., Hajnal É., Padisák J. (2007) Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. Hydrobiologia 589., 141-154.
- [12-40] 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).
- [12-41] 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.
- [12-42] Várbiro, 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.
- [12-43] Várbiro, G., Fekete, O., A. Ortmann-Ajkai, Ficsor, M., Cser, B., Kovács, K., Kiss, G., Czirik, A., Horvai V. & Deák, Cs. (2011) Developing a multimetric macroinvertebrate index on mountainous small and medium sized water bodies. – Acta Biol. Debr. Oecol. Hung., 26: 211–220.
- [12-44] VITUKI (2007) Módszertani útmutató a 2007-től induló biológiai monitoring vizsgálatokhoz. Kézirat, pp. 1-65. Budapest.
- [12-45] VKKI (2010) Vízgyűjtő-gazdálkodási terv; Duna részvízgyűjtő. 2010. április. Pp. 201. www.vizeink.hu
- [12-46] www.natura2000.eea.europa.eu
- [12-47] www.termeszetvedelem.hu/_user/browser/File/Natura2000/SAC_Celkituzesek/DDNPI_SAC_celkituzesek/HUDD20023.pdf
- [12-48] www.termeszetvedelem.hu/_user/downloads/mintavetel/makrozoo_protokoll_uj_080218.pdf
- [12-49] Berinkey, L. (1966) Halak. Fauna Hung., vol.79, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp 136.
- [12-50] Miller, P. J. (1990) Gobiidae. In: Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean. UNESCO. pp. 1019-1085.
- [12-51] Halasi-Kovács, B., Harka, Á. (2012) Hány halfaj él Magyarországon? A magyar halfauna zoogeográfiai és taxonómiai áttekintése, értékelése. Pisces Hungarici, 6: 5-24.