

**A POZSONYI KOMENSKÝ EGYETEM TERMÉSZETTUDOMÁNYI KARA  
A SZLOVÁK KÖZTÁRSASÁG KORMÁNYÁNAK A BŐS-NAGYMAROSI  
VÍZLÉPCSŐRENDSZER ÉPÍTÉSÉVEL ÉS ÜZEMELTETÉSÉVEL ÖSSZEFÜGGŐ  
ÜGYEI VITELÉVEL MEGBÍZOTT KORMÁNYMEGHATALMAZOTTJA**

**Tudományos szerkesztők: RNDr. M. J. Lisický, CSc.**

**Prof. I. Mucha, Csc.**

© A Szlovák Köztársaság Kormányának a Bős-Nagymarosi Vízlépcsőrendszer építésével és üzemeltetésével összefüggő ügyei vitelével megbízott kormány meghatalmazottja

**Kiadta: A Felszín Alatti Vizek Konzultációs Csoport Kft.**

ISBN 80-968211-2-1

**A POZSONYI KOMENSKÝ EGYETEM TERMÉSZETTUDOMÁNYI KARA  
A SZLOVÁK KÖZTÁRSASÁG KORMÁNYÁNAK A BŐS-NAGYMAROSI  
VÍZLÉPCSŐRENDSZER ÉPÍTÉSÉVEL ÉS ÜZEMELTETÉSÉVEL ÖSSZEFÜGGŐ  
ÜGYEI VITELÉVEL MEGBÍZOTT KORMÁNYMEGHATALMAZOTTJA**

**A DUNA DOBORGÁZ ÉS SZAP KÖZÖTTI SZAKASZA MELLÉKÁGAI  
VÍZJÁRÁSÁNAK A TERMÉSZETI KÖRNYEZET SZEMPONTJÁBÓL  
TÖRTÉNŐ OPTIMALIZÁLÁSA**

**Tudományos szerkesztők: RNDr. M. J. Lisický, CSc.**

**Prof. I. Mucha, Csc.**

**Társszerkesztők:**

Bohuš M., Jedlička L., Kozová M., Krno L., Országh I., Šomšák L., Šporka F.,

**Szerzők, illetve akik hozzájárultak a mű összeállításához:**

Banský L., Bohuš M., Bulániková E., Cambel B., Čejka T., Halgoš J., Hlavatý Z., Holčík J., Holecová JH., Illyová M., Izsák G., Jedlička L., Košel V., Kovačovský P., Kozová M., Krno I., Kubalová S., Kočárová K., Lakatošová E., Lisický M. J., Matis D., Mucha I., Neštičky Š., Nevřelová M., Ořachelová H., Országh I., Pachinger K., Rác P., Rodák D., Šomšák L., Šporka F., Štepanovičová O., Šustek Z., Uherčíková E., Vilinovič K., Varga L., Vranovský M.

Pozsony, 2003. szeptember

## **Tartalomjegyzék**

### **ELŐSZÓ**

#### **1. A TANULMÁNY FELADATA ÉS CÉLJA**

#### **2. A TERÜLET JELLEMZŐI**

A TANULMÁNY TÁRGYA  
TÖRTÉNELMI ÁTTEKINTÉS  
TERMÉSZETI VISZONYOK

##### **2.1. AZ ÖKOSZISZTÉMA TERMÉSZETESSÉGE, FUNKCIONALITÁSA ÉS LESZÁRMAZTATÁSA**

A KIINDULÓ ÁLLAPOT

2.1.1. Növényzet és növénytakaró

2.1.2. Szárazföldi fauna

2.1.3. Vízi fauna

#### **3. A TERÜLET FUNKCIÓI**

##### **3.1. A TERÜLET PRIORITÁST ÉLVEZŐ FUNKCIÓI**

3.1.1. Árvízvédelem

3.1.2. A természet- és a tájvédelem

##### **3.2. A TERÜLET EGYÉB, A PRIORITÁST ÉLVEZŐ FUNKCIÓKHOZ KAPCSOLÓDÓ FUNKCIÓI**

3.2.1. Erdőgazdálkodás

3.2.2. Rekreáció

#### **4. A TERMÉSZET- ÉS TÁJVÉDELEM, AZ ÚJ MEGOLDÁSOK KIINDULÓ PONTJAI**

##### **4.1. A TERÜLETJELENLEGI ÁLLAPOTÁNAK ELEMZÉSE AZ ANTROPOGÉN TÉNYEZŐK HATÁSA SZEMPONTJÁBÓL**

HIDROLÓGIAI FELTÉTELEK

4.1.1. A Duna vízhozamai és vízszintjei

4.1.2. Az optimalizáláshoz szükséges vízforrások

4.1.3. A hullámtérben található víztest jellegzetességei

4.1.4. Az árvizek jellemzői a mellékágrendszer szempontjából

4.1.5. A hullámtér meghatározása, figyelembe véve a vízhozamokat és a vízszinteket

4.1.6. A víz hőmérséklete

ÁRVÍZVÉDELEM

4.1.7. Az árvízvédelemmel összefüggő feltétlenül megvalósítandó intézkedések

4.1.8. A régi Duna-meder szaályozásával összefüggő árvízvédelmi követelmények

4.1.9. A Duna mellékágrendszerének szaályozásával összefüggő árvízvédelmi követelmények

A SZLOVÁK-MAGYAR MEGÁLLAPODÁS

#### **5. A TERMÉSZETI KÖRNYEZET ÁLLAPOTA 10 ÉVVEL A DUNA MEGOSZTÁSA UTÁN**

A FELSZÍMI ÉS A FELSZÍN ALATTI VÍZSZINTEK, VALAMINT A  
TALAJNEDVESSÉG ALAKULÁSA

5.1.1. A felszíni vizek

5.1.2. A felszín alatti vizek és a talajnedvesség

A DUNA VIZÉNEK TÁPANYAGTARTALMA

5.1.3. A mesterséges elárasztások alapelvei a tápanyagok szempontjából  
A BIÓTA MONITOROZÁSÁNAK EREDMÉNYEI

5.1.4. A flóra és a vegetáció

5.1.5. A teresztikus fauna

5.1.6. A vizi bióta

## **6. AZ EDDIGI INTÉZKEDÉSEK**

A VÍZKIVÁTELI MŰTÁRGY ÉS A MESTERSÉGES ÁRVIZEK

A DUNAKILITI TÉRSÉGÉBEN LÉTESÍTETT FENÉKKÜSZÖB

A „MEGÁLLAPODÁS 1995” SZERINT MEGVALÓSÍTOTT INTÉZKEDÉSEK HATÁSA  
A TERMÉSZETI KÖRNYEZETRE

A „MEGÁLLAPODÁS 1995” SZERINT MEGVALÓSÍTOTT INTÉZKEDÉSEK  
KIÉRTÉKELÉSE

TOVÁBBI CÉLSZERŰ INTÉZKEDÉSEK

AZ OPTIMALIZÁLÁS CÉLJA

## **7. A JÖVŐBENI MEGOLDÁSOK FORGATÓKÖNYVEI**

AZ ÁRTERÜLETEN ELVÉGZENDŐ MŰSZAKI MEGOLDÁSOK KIINDULÓ PONTJAI  
A FAUNA SZEMPONTJÁBÓL

7.1.1. Alternatívák, lehetőségek és megoldási javaslatok

7.1.2. Az ártérben végrehajtandó intézkedések összessége

A RÉGI MEDERBEN ÉS A MELLÉKÁGRENDszerben ESZÖZELNDŐ  
INTÉZKEDÉSEKKEL KAPCSOLATOS ELKÉPZELÉSEK

7.1.3. Fenékküszöbök segítségével történő sűrű duzzasztás

7.1.4. A régi meder duzzasztása ritka duzzasztással

7.1.5. Az új eupotamál

7.1.6. A meder aljának megemelése, mederszűkítés szigetek segítségével

7.1.7. A gázlok megerősítése és kőből készült fenékküszöbök

A VÍZJÁRÁS OPTIMÁLIS MEGOLDÁSÁRA VONATKOZÓ FORGATÓKÖNYVEKKEL  
SZEMBENI ELVÁRÁSOK, FIGYELEME VÉVE AZ ÖKOLÓGIAI KÖVETELMÉNYEK  
BIZTOSÍTÁSÁT

7.1.8. A mellékágrendszer

7.1.9. A hullámtér

7.2. A MAGYAR FORGATÓKÖNYVEK ÖSSZEFOGLALÁSA ÉS KIÉRTÉKELÉSE

7.3. JAVASLAT A FELTÉTELEZETT FORGATÓKÖNYVEKNEK A TERMÉSZETI  
KÖRNYEZETRE, VALAMIT A HELYI LAKOSSÁGRA GYAKOROLT HATÁSAI  
KIÉRTÉKELÉSÉVEL ÖSSZEFÜGGÉSBEN KÖVETENDŐ ELJÁRÁSRA

## **8. TELJES ÖSSZEGZÉS, AJÁNLÁSOK ÉS JAVASLATOK**

A VÍZJÁRÁS OPTIMALIZÁLÁSÁRA ÉS A MENEDZSMENTRE VONATKOZÓ  
FORGATÓKÖNYVEK ÉRTÉKELÉSE

AZ ALAPUL SZOLGÁLÓ FORGATÓKÖNYV KIVÁLASZTÁSA ÉS AZ ALAPVETŐ  
AJÁNLÁSOK

JAVASLAT A MUNKÁK EGYMÁST KÖVETŐ LÉPSEINEK ELVEIRE

8.1.1. A rendelkezésre álló vízforrások

8.1.2. A mellékágakba történő vízbeeresztés módozatai

8.1.3. A mellékágakban végzett szabályozások

8.1.4. A munkák sorrendje

## **9. UTÓSZÓ**

## **10. FELHASZNÁLT IRODALOM**

## ANGOL ÖSSZEGRZÉS

### ÁBRÁK

### FÉNYKÉPEK

#### **A jelen művet, mint egészet a következésképpen kell idézni (esetleg angol nyelven):**

Lisický M., J., Mucha I., 2003: Optimalizácia vodného režimu ramennej sústavy v úseku Dunaja Dobrohošť-Sap z hľadiska prírodného prostredia, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského v Bratislave, Monografia.

#### **A jelen mű szerzőit a következésképpen kell idézni:**

Bohuš, M.: 2001: Expert&zne vyjadrenie k optimalizácii vodného režimu v inundácii. In Lisický M., J., Mucha I., (eds) 2003: Optimalizácia vodného režimu ramennej sústavy v úseku Dunaja Dobrohošť-Sap z hľadiska prírodného prostredia, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského v Bratislave, Monografia.

## ELŐSZÓ

A Gabčíkovo (Bős)-Nagymarosi Vízlépcsőrendszernek a természeti környezetre gyakorolt hatásairól szóló vita már jóval a 1977-es Szerződés aláírása előtt elkezdődött. Erre a „A dunai vízierőművekről rendezett kerekasztal-beszélgetés” lehet a példa, amely a Környezet („*Životné prostredie*”) című folyóirat szerkesztőségében zajlott, és amelyet a fenti folyóirat 1968. évi 4. számában tettek közzé (Maňák, 1968). Már ebben az anyagban is szó van az ún. „bioprojektokról”. Dr. Ružička (A Szlovák Tudományos Akadémia Környezet-biológiai Intézete) például azt követeli, hogy a vízierőművek tervezésével párhuzamosan kezdjék el a bioprojektok kidolgozását is. Ing. Obložinský (Folyóvizek Igazgatósága) a beruházó szervezet

nevében megerősíti, hogy a vízerőműrendszernek része lesz a „Bioprojekt” is (lásd URBION 1976). Prof. Matula (Komenský Egyetem, Természettudományi Kar) azt hangsúlyozza, hogy a hidrobiológiai problémák előtérbe fognak kerülni, ezért a lehetséges változatoknak egy olyan adaptációját kell elfogadni, hogy a vízerőmű működésével összefüggésben a felszín alatti vizek mozgása a legkedvezőbb legyen. Szó volt a leendő tározóban lévő víz minőségéről is, amely majd a bécsi, morvaországi és pozsonyi (beleértve a Slovnaft-ot is) szennyvíz tisztításának hatékonyságától is függ.

A „Biológiai projekt” tervezete (URBION 1976) az alábbi részeket tartalmazza: Erdőgazdálkodás, Mezőgazdaság, Halgazdálkodás, Vadászat, Higiénés viszonyok, Természetvédelem, Javaslat a terület rekreációs és turisztikai célokra történő hasznosítására, Tájstruktúra és tájlesztés, Ipar. A bioprojektet 1986-ban egészítették ki és fejezték be.

Az 1989. év végén V. Ondruš a Szlovák Köztársaság Nemzeti Egyetértés Kormányának miniszterelnök-helyettese, valamint I. Veselý erdő- és vízgazdálkodási miniszter a vízgazdálkodási és környezetvédelmi szakértői csoportok szintjén széleskörű vitát kezdeményezett a természeti környezettel összefüggő problémákról. Ebben az időben konstruktív megbeszélések kezdődtek és sor került számos a természetvédelemmel kapcsolatos javaslat megvalósítására is. 1992-ben elkezdődött a „Dunamenti Alföld – a felszín alatti vizek modellje” című PHARE projekt (PHARE 1995), amelynek eredményei szintén több kérdés megoldását segítették elő. 1995-ben aláírásra került a Szlovák Köztársaság Kormánya és a Magyar Köztársaság Kormánya között „A Dunában és a Mosoni-Dunában fogantatott egyes ideiglenes műszaki intézkedésekről, valamint vízhozamokról szóló Megállapodás” (AGREEMENT 1995), amelynek alapján megvalósul a Bösi Vízerőmű üzemelésének – a Duna régi medrében, az 1843. fkm-nél Dunakiliti térségében létesített fenékküszöb megépítése után – a természeti környezetre gyakorolt hatásait vizsgáló közös szlovák-magyar monitoring is.

A Duna és az árterületén található mellékágrendszer, valamint a dunai hullámtér a felszíni és felszín alatti vizek dinamikus áramlásán, a víznek a mellékágrendszeren való átfolyásán, a valamennyi típusú mellékág (az átfolyó mellékágtól kezdve az át nem folyó mellékágig, az időnként kiszáradó terepi depressziók, a feltöltődött régi mellékágak, a lápok és a lápmaradványok) létezésén alapszik. A Dunára, valamint árterére (hullámterére) természetes feltételek mellett a nyári hónapokban többé-kevésbé törvényszerűen előforduló magasabb vízhozam a jellemző, amely néha együtt jár a terület elárasztásával és az árvíz során a tápanyag és hordalékok lerakódásával is. Az árteret árvízvédelmi töltések fogják közre, amelyek egyben az árteret a mezőgazdasági és lakóterülettől is elválasztják. A vegetációra nézve kedvezőek a jó klimatikus körülmények, a napfényes napok magas száma, a magas hőmérséklet, s mindennek előtt a Duna, valamint a felszín alatti vizek tavaszi és nyári magas vízállása. Ennek a területnek a biotóp-rendszere fokozatosan, az ember és a természeti környezet szimbiózisa eredményeként, a lakó és a mezőgazdasági területeket az áradások elől védő hullámtérnek árvízvédelmi töltésekkel történő leválasztásával, valamint a vízhozamoknak egy kiegyenesített – manapság Dunaként ismert – folyóágba történő összpontosításának következményeként alakult ki. Így egy olyan terület alakult ki az árvízvédelmi töltések és a Duna között, amelynek hidrológiai rezsimje fokozatosan egy jóval gyorsabb vízáramlással, jóval nagyobb vízszintingadozásokkal, jóval magasabb és gyakoribb áradásokkal járó, valamint a töltések között található folyóágokban a kisebb vízhozamok idején is állandó vízfolyásokkal jellemzett rezsimre módosult. Ezt a területet főleg erdőgazdálkodási célra használták. A múltban, a folyó a pozsonyi gránitküszöb feletti szakasról a jelenlegi mennyiségnél sokkal több kavicsot szállított ebbe a térségbe. A folyó a

hordalék kavicsot és a homokot Pozsony alatt egy hordalék kúpban rakta le, miközben a mederfenék emelkedésével együtt emelkedett a felszíni, valamint a felszín alatti vizek szintje is. Fokozatosan emelték az árvízvédelmi töltések magasságát is. Ez az állapot a XIX. századtól a XX. század 60-as éveig volt jellemző, amikor is elkezdődött a mellékágak fokozatos lezárása és a folyóágrendszer leválasztása a Duna fő medrétől. A valóságban főleg a hajózás miatt a folyó vizét egy mederbe összpontosították, a medret kiegyenesítették és a partokat megerősítették. Ezeknek a beavatkozásoknak a következtében megnőtt a mederfenék eróziója és a keletkezett gázlókat még Pozsony felett is rendszeresen kotorták. A hajóút kotrásának és a Pozsony felett megépített vízlépcsőknek a hatására fokozatosan csökkent a Dévényi-kapu gránit küszöbén keresztül a folyó által szállított kavicsmennyiség. A Duna medre a gránit-küszöb alatt mélyülni kezdett. A Duna egyre inkább elveszítette kapcsolatát a mellékágrendszerrel és a felszín alatti vizek szintje rohamosan csökkent. Ebben, az emberi tevékenység által előidézett, valamint az 1954. és 1965. évi két katasztrofális árvíz által okozott helyzetben készítették el a Bős-Nagymarosi Vízlépcsőrendszer terveit. A rendszer bösi részét a dunacsúnyi (Čučovo) duzzasztómű segítségével helyezték üzembe 1992. októberében.

Napjainkban a Bösi Vízlépcső tízéves üzemelése során szerzett tapasztalatok és ismeretek, valamint a nyolc éve végzett közös magyar-szlovák környezeti hatásvizsgálatok tapasztalatainak a birtokában alkalmassá vált az idő arra, hogy a Bioprojekt, valamint kormány meghatalmazottak és a Közös Szerződéses Terv megvalósítatlan elképzeléseit új, a természeti környezet védelmét célzó és a jelenlegi tényleges helyzetet alapul vevő nézőponttal, valamint javaslatokkal váltsuk fel. A cél az volt, hogy indulatoktól mentesen, konstruktív szellemben, a hozzáférhető ismeretek és tapasztalatok birtokában, a különböző álláspontok és eltérő tulajdoni, nemzeti, nemzetek feletti érdekek tiszteletben tartásával, felvázoljuk a megőrzött értékes dunai ártér ökoszisztémájának – a Duna hullámterének - vízgazdálkodási, environmentális és üzleti célú rendezésének optimalizálását. Meggyőződésem – és ezt a „Felszíni és felszín alatti vizek alakulásának a Bösi Vízlépcső felépítése nélküli körülmények közötti előrejelzése” (MUCHA I., BANSKÝ L., et al., 2001) című tanulmány is alátámasztja – „hogy a működő Bösi Vízlépcső nélkül nem tudnánk optimális megoldást találni a hullámter vízjárásának optimalizálására, s ehelyett a Csallóköz árvízvédelmével, a Pozsony és Szap közötti Duna-szakasz hajózhatóságának biztosításával lennénk elfoglalva, valamint tehetetlenül figyelni a kiszáradt dunai mellékágakat, a ártéri és gazdasági célú erdők átváltozását, a Csallóköz és a Szigetköz felső részén lévő felszín alatti vizek vízszintjének nagyarányú csökkenését, beleértve ezeknek a hatásoknak a mezőgazdasági termelésre kiható valamennyi következményét. Ezt az Oroszvár és Dunacsún (Rusovce-Čučovo) térsége felszín alatti vizei vízszintjeinek alakulásával is dokumentálni lehet. Ezt a területet 2002. november 8-án „Dunai szigetek Természetvédelmi Terület” néven természetvédelmi területté nyilvánították (A Pozsonyi Kerületi Hivatal 7/2002 sz., 2002. november 8-án közzétett általánosan érvényes rendelet.) A rendelet indoklásában ez áll: „az árterekre tipikus jellemző ártéri erdei élőhely és a lápi élőhely védelme”. A **0.1.** és a **0.2. sz. ábrákon** látható, hogy amennyiben 2000. novemberétől megismétlődtek volna a 1978. novemberét követően a valóságban megjelenő vízhozamok, akkor 2012-ben (20 évvel a gátépítés után) a Dunának a Pozsonynál mért átlagos vízszintje 2.82 m alacsonyabb lenne, mint a duzzasztást követően. Oroszvárnál (Rusovce) ez a vízszint 6.07 m-rel lenne alacsonyabb. A **0.3 ábrából** megállapítható, hogy a vízlépcső nélkül 2012-ben Oroszvár (Rusovce) térségében a felszín alatti vizek vízszintjének csökkenése 4,41 és a 3,83 méter között mozogna, tehát körülbelül 4 méterrel csökkent volna. Ezekre az eredményekre azoknak a változásoknak az alapján következtettek, amelyek a Bösi Vízlépcső üzembe helyezését megelőző 20 évben történtek, feltételezve, hogy amennyiben vízlépcsőt nem helyezik

üzembe, akkor ezek a változások változatlan intenzitás mellett folytatódtak volna. A fenti tények alapján ki merem jelenteni, hogy a vízlépcső üzembe helyezése nélkül nem alakult volna ki „az árterekre tipikus jellemző artéri erdei élőhely és a lápi élőhely védelmét” szolgáló Dunai szigetek Természetvédelmi Terület.

A jelen publikációt előkészítő munkák részeként 2001-ben egy két részből álló, „A folyóágak vízjárásának optimalizálása a természeti környezet szempontjából” címet viselő háttéranyag került kidolgozásra. Az első rész a felszíni és felszín alatti vizekről – elsősorban természetudományi és ökológiai szakemberek számára – készített háttérkutatók eredményeit tartalmazza. Ezt a részt I. Mucha, L. Banský, Z. Hlavatý, D. Rodák állította össze.

A második rész az alábbi ökológiai szakemberek nézeteit és álláspontjait tartalmazza:

- **Bohuš M.:** A hullámtér vízjárásának optimalizálásával kapcsolatos szakértői vélemény
- **Bulánková E.:** A Bösi Vízlépcső környezetében található epifauna. Szitakötők (Insecta: Odonata)
- **Cambel B.:** A hullámtér vízjárásának optimalizálásával kapcsolatos szakértői vélemény. Téma: A Duna hullámterében lévő talajnedvességi viszonyok optimalizálása
- **Čejka T.:** Gabčíkovo waterwork and changes in the land snail fauna on the Middle Danube, Slovakia
- **Halgoš J.:** A mesterséges elárasztások hatása a szúnyogok (Culcidae) és a muslincák (Simuliidea) struktúrájára a Bösi Vízlépcső térségében
- **Holčík J.:** A Duna szlovák szakaszának halai
- **Holecová M.:** A Bösi Vízlépcsőrendszerrel érintett területeken lévő Duna-ágak vegetációs övezetének fitofág bogarai (Coleoptera, Curculionoidea)
- **Illyová M.:** A hullámtér vízjárásának optimalizálásával kapcsolatos szakértői vélemény. A Dunában és mellékágaiban található litorális zooplankton
- **Izsák G.:** A Dunacsúntól/Čuňo Szapig/Sap terjedő Duna szakasz hullámtere környezetének optimalizálásával kapcsolatos szakértői vélemény
- **Košel V.:** A Duna ágak vízhozam viszonyainak optimalizálása, tekintettel az állandó zoobentoszra
- **Kovačovský P.:** Szakértői vélemény (vízi és ragadózó madarak)
- **Krno I.:** A hullámtér vízjárásának optimalizálásával kapcsolatos szakértői vélemény – Temporális epifauna (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)
- **Kubalová S.:** Az álló és a folyó vizek mocsári vegetációja (A hullámtér vízjárásának optimalizálásával kapcsolatos szakértői vélemény)
- **Lisický M., J.:** A folyóágrendszer vízjárásának a természeti környezet szempontjából történő optimalizálásával kapcsolatos szakértői vélemény
- **Matis D.:** A Dunai Vízlépcső megépítésének ökológiai következményei
- **Neštický Š., Varga L.:** A folyóágrendszer vízjárásának erdőgazdálkodási szempontjából történő optimalizálása. A hullámtér vízjárásának optimalizálásával kapcsolatos szakértői vélemény
- **Ot'alechová H.:** A hullámtér vízjárásának optimalizálásával kapcsolatos szakértői vélemény. Az álló és folyóvizek makrofita vegetációja.
- **Pachinger K.:** A Bösi Vízlépcső megépítésével érintett területeken élő mikromamáliák közösségében bekövetkezett változások – bizonyítékok, gondolatok, perspektívák



- **Rác P.:** Az ornitocönózisokban a Bösi Vízlépcső megépítése során és üzembe helyezését követően bekövetkezett változások
- **Šomšák L.:** A folyóágrendszer vízjárásának optimalizálása a természeti környezet szempontjából – szakértői vélemény
- **Šporka F.:** A hullámtér vízjárásának optimalizálásával kapcsolatos szakértői vélemény. Az hullámtérben élő Polychaeta, Oligochaeta, Amphipoda és Isopoda fajok
- **Štepanovičová O.:** A Bösi Vízlépcső megépítésének hatása az ártéri erdők epigeonjában élő poloska-félék (Heteroptera) taxocönózisára
- **Šustek Z.:** A Bösi Vízlépcső által érintett területeken élő futrinka félék közösségének potenciális állapota, valamint a jelenlegi állapot javításának lehetőségei
- **Uherčíková E.:** A Duna hullámtere vízjárásának optimalizálásával kapcsolatos szakértői vélemény. A hullámtérben található erdei fytocönózisok.
- **Vilinovič K.:** A Duna hullámtere vízjárásának optimalizálása a fenntartható fejlődés szempontjából
- **Vranovský M.:** A Duna Doborgaz (Dobrohošť) és Szap (Sap) közötti mellékágrendszere vízjárásának optimalizálása a mediális zooplantonokra való tekintettel - szakértői vélemény

A fenti szakemberek, valamint az általuk készített tanulmányok ebben a tanulmányban az alábbi módon kerültek összefoglalásra: (Szerző, év, valamint az irodalomjegyzékben szereplő megjegyzés: in Optimalizácia 2001).

A szerkesztők, valamint a társszerkesztők: **M. J. Lisický, M. Kozová, I. Krno, I. Országh, L. Šomšák, F. Šporka** a fenti háttéranyagok, valamint más hozzászólások alapján állították össze ezt a kiadványt. A természettudósok és az ökológusok a hullámtér vízjárásának optimalizálásáról alkotott véleményüket saját tapasztalataik, tudományos munkásságuk és a természeti környezet – gyakran hosszú ideig tartó – megfigyelése alapján fogalmazták meg. Nézeteiket gyakran befolyásolja kutatásuk és megfigyelésük speciális tárgya. A vélemények ezért különbözőek és eltérő álláspontokat tükröznek vissza. Ugyanakkor valamennyi szakember véleménye igyekszik kifejezni a közös prioritást, így ezek a vélemények konvergálnak egymással és ezzel hozzájárulnak annak a közös álláspontnak a kialakításához, hogy: **a hullámtér környezetében – a hidrológiailag működőképes hullámtér általános funkcióival összhangban – a lehető legtermészetesebb körülményeket kell kialakítani.**

Ezen a helyen szeretném megköszönni minden szerzőnek, hozzászólónak és szerkesztőnek, valamint a tanulmány összeállításában résztvevő valamennyi személynek azt az óriási erőfeszítést, amelynek eredményeképpen megszülethetett ez a tanulmány. A jelen tanulmány azt a célt tűzte ki maga elé, hogy magyarázatot nyújtson az árterület – elsősorban vízjárás szempontjából történő – optimalizálásának alapelveire, valamint hogy háttéranyagként szolgáljon a magyar féllel a Duna eme szakaszának végső rendezésére és a természeti környezetének védelmére, s mindennek előtt az árterület vízgazdálkodása és az árterület tipikus biotópjainak megóvása szempontjából fontos kérdésekre vonatkozó javaslatokról folytatott további tárgyalásokhoz.

Ez a tanulmány teret biztosít az alternatív megoldási javaslatok kidolgozásához, valamint segíti az önkormányzatokat abban, hogy megfelelően irányítsák a Bösi Vízlépcső üzemeltetőinek vízkezeléssel kapcsolatos tevékenységét, valamint a töltések közötti ártereken

folytatott vízgazdálkodási, gazdasági, turisztikai és egyéb más emberi tevékenység engedélyezését. A tanulmány továbbá magyarázatot és indokolást ad arra, hogy miként lehet ökológikus módon gondolkodni és továbblépni a vízgazdálkodási célok végrehajtása során. Ez a közös tanulmány nem utolsó sorban elő szeretné segíteni a működő hullámterületek lehető legjobb, integrált menedzsmentjének, majd ezt követően a Duna menti területek integrált menedzsmentjének a kialakítását.

Ing. Dominik Kocinger  
a Szlovák Köztársaság Kormányának kormány meghatalmazottja

1) Bk. all. meplot.  
2) hogy lehet ezt elérni?

## 1. A TANULMÁNY FELADATA ÉS CÉLJA

A jelen tanulmány feladata, hogy – elfogadva az elsősorban az árvízvédelem és a Bősi Vízlépcső létehez kapcsolódó határértékeket – meghatározza a folyó és ártere (hullámtér) szempontjából ökológiailag és ökoszozológiaiilag legoptimálisabb állapotot és ajánlásokat tegyen arra, milyen módon lehet elérni ezt az optimális állapotot. A tanulmány feladata továbbá, hogy felvázolja a fenti állapotok – elsősorban vízgazdálkodási eszközökkel (vízjárás, szabályozó berendezések) történő – szabályozására vonatkozó alapelveket. Ennek a feladatnak a végső célja, hogy elsősorban a vízjárás optimalizációja és a természetes állapothoz való közelítés segítségével a szóban forgó hullámtér ökoszisztémái számára elkészüljenek az ökológiai szempontból lehető legjobb javaslatok. Azoknak a feltételek a meghatározásáról is szó van, amelyek alapján a természetes környezet megfigyelése során kiderül, hogy a végrehajtott intézkedések eredményei mennyire közelítenek az optimálisnak tekintett állapotokhoz. A tanulmány elkészítése során felhasználásra kerültek az érintett felekkel, valamint a magyar féllel folytatott tárgyalások anyagai is.

mit jelent  
stb. mentől  
legjobb?  
Milyen állapot?

A feladat meghatározása alapvetően két szinten történt. Az első feladat az volt, hogy – a védelem módjára és az optimalizáció megvalósítására (hosszú távú cél) való tekintet nélkül – meghatározásra kerüljön az árter számára az ökológiai, és a biotópok természetessége szempontjából optimálisnak tekinthető állapot. A feladat második szintjét, az ökológiai szempontból kívánatos és reálisan - elsősorban a természeti környezet vízjárásának szabályozásával - elérhető ökotóp és a biotóp minőségének a meghatározása jelentette. Erről a második szintről - a Nemzetközi Bíróság ítéletének szellemében - nemzetközi tárgyalások folytak és további nemzetközi tárgyalásokra fog sor kerülni, amelyek során figyelembe kell venni mindkét fél sajátos nemzeti érdekeit is.

1.  
mit jelent a cél?  
stb. természetessége?  
2. ez a feladat?

A munka menetének meghatározása során nemcsak azt kell ismerni, hogy melyik az ökológiai szempontból optimálisnak tekintett állapot, hanem ismerni kell azokat a kritériumokat is, amelyek ezt az állapotot jellemzik, továbbá ismerni kell az elérni kívánt állapothoz vezető szakaszos eljutás lehetőségeit is. A második szint, feladatának tekinti azt is, hogy meghatározza a tudatos szabályozással és szükség szerint a vízjárás irányításával elérhető természeti környezeti állapotot (a feladat teljesítésének kritériumaival együtt) meghatározásának feladatát is. Ezzel egy időben meg kell határozni azoknak a megfigyelhető kritériumokat is, amelyek segítségével megállapítható a normatív módon meghatározott állapot teljesülése. Ezzel együtt tudomásunk van arról a tényről, hogy a vízjárás fontossága ellenére a hullámtérben egy sor olyan antropogén hatás létezik, amelyek nem hagyhatók figyelmen kívül, és amelyek ellentétesek lehetnek a természetvédelem érdekeivel. Ilyenek tarthatjuk az erdőgazdálkodást, a halgazdálkodást, a mezőgazdaságot, a rekreációt, a tulajdoni viszonyokat, a települések, valamint az egyéni tulajdonosok gazdasági érdekeit és így tovább. A tanulmány nem kerüli meg az érdek konfliktusokkal összefüggő vitákat. Ebből fakadóan fontosnak tartjuk prioritások meghatározását az érdek-konfliktusok feloldására. Ezen felül fontos, hogy keressük a nem kívánatos negatív jelenségek, mint pl. a vadorzás, az illegális szemétkerakók létrehozása, a vadkempingezés és -turisztika, valamint a természet más formában történő megzavarása és szennyezése kiküszöbölésére szolgáló intézkedéseket, ami viszont nem képezi a jelen tanulmány tárgyát.

biológiai szempontból  
stb.  
stc!  
stc!  
stc!

A természetes dunai hullámtérre egy nagyon specifikus, dinamikusan változó akvatikus, szemiakvatikus és terestrikus ökotóp szisztéma a jellemző, amely a változatos, specializált fajok biotópját, valamint megfelelő biocönózisának palettáját testesíti meg, amelynek gerincét a fő mederben és az átfolyó rendszerű mellékágakra jellemző eupotamál képviseli, s amely a

*medni kellene, egyébként volt...*

A flóra és a vegetáció előfordulásával, valamint a fatermeléssel kapcsolatos adatok kiértékelését követően az optimalizációnak célja lehet az 50-es évek végére és a 60-as évek elejére jellemző hidropedológiai vízjárásának megfelelő vízi-, mocsári-, parti- (litorális), bokros- és erdőtársulások természetes fejlődésének biztosítása. Ezekből az évekből kielégítő dokumentáció létezik az ártéri erdők struktúrájáról és szinekológia tulajdonságairól – beleértve azok egykori hidropedológiai működéséről. Az „optimalizálás” céljait ehhez kellene közelíteni. A flóra fennmaradó része az ártéri erdők ökoszisztémája számára megfelelő hidropedológiai állapotokkal összhangban fog fejlődni.

Erdőgazdálkodási szempontokból az árterület egyes kiválasztott részeinek vízjárását – az erdő többi funkciójának megőrzése mellett – az uralkodó erdei fák és növényzet jó egészségi állapotának, valamint a növényzet-képző faanyag maximális növekedésének igényeihez kell majd igazítani. Az erdei talaj egy részét a természetes erdőmegújulás céljaira kell fenntartani, és ezt a fenntartott részt fokozatosan növelni kell. Amennyiben az ártéri ökoszisztéma fokozatosan egy működő, önszabályozó állapotba megy át, akkor valószínűleg szükséges lesz a jelenleg intenzív erdőgazdálkodás keretében hasznosított erdők területének és elhelyezkedésének a figyelembevételére is.

A mostani területi struktúrát az **1.1. ábra** szemlélteti.

## 2. A TERÜLET JELLEMZŐI

### 2.1. A TANULMÁNY TÁRGYA

A vízjárás optimalizációja során elbíralt terület a Duna régi medré, valamint annak baloldali - a Doborgaz (Dobrohošť) (1.842 fkm) és Szap (Sap) (1.811 fkm) közötti mellékágrendszer magába foglaló – árterülete (**2.1. ábra**). Az árterület a Dunától az eredeti árvízvédelmi töltésig tart.

### 2.2. TÖRTÉNELMI ÁTTEKINTÉS

A dunai természeti környezetben bekövetkező történelmi változások a geológiai fejlődés és az éghajlat negyedkorban végbement gyakori változásának az eredményei. Ebbe a körbe tartozik a kavics és a homok intenzív mozgása a Dunában, a folyómeder mélyülése és emelkedése, a meanderek kialakulása és vándorlása (a folyó kanyargása), az üledékek lerakódása, az erózió és a partvonal változása, valamint a területet jellemző gyakori áradások.

Az árvízvédelmi és szabályozási intézkedések első komplex szakasza az 1759-1914 közötti években valósult meg. A gyakorlatilag azóta is használt fő hajózási útvonal a 1831-ben elkezdett és a XIX. század utolsó éveiben befejezett folyamszabályozás eredményeként jött létre (lásd a **2.2. ábrát**). Az árvízvédelmi töltések mostani vonala, valamint a mesterséges, a hajózás miatt kiegyenesített meder, az 1853. évi árvíz után készült el. Így alakult ki a jelen tanulmány tárgyát képező árterület. Az 1954. évi árvíz, miután átszakította a folyó jobb oldalán lévő töltéseket, elpusztította a magyarországi Szigetköz jelentős részét (DUB 1954). A katasztrófa méreteiről tanúskodik az a tény is, hogy a Szigetköz felét elárasztotta a víz, és Bács községben (Győr megye) a víz a házak első emeletéig ért. Az 1965. évi árvíz Szlovákiában a Csallóköz alsó részét árasztotta el. 1965-ben 71.700 ha mezőgazdasági

parapotamálón és plesiopotamálón keresztül a elárasztott és el nem elárasztott teresztrikus ökoszisztémáig (a lópoktól, a réteken, puhafa ártéri erdőkön át a keményfa ártéri erdőkön át helyenként a ártéri sztyeppéig folytatódik) terjed. **Ezeknek az ökoszisztémáknak térben és időben elsősorban a vízjárás a meghatározó és irányító mechanizmusa**, amelyet a mai legjobb tudásunk szerint szándékosan szeretnénk térben és időben rendbe tenni, miközben az általános cél a természeteshez minél közelebbi állapot elérése.

Az egész rendszer vízjárásának és a Duna régi medrének szabályozásának a célja, valamint a mellékágak rendszerében végrehajtott szimulált áradások és a hullámtérben történt egyéb szabályozásoknak - a mai, a monitoring és az ökológiai szintézis alapján szerzett ismereteket is figyelembe vevő célja - elsősorban:

- Az árvízvédelmi funkciók – azaz a Dunacsúni Vízlépcső és Sap község közötti szakaszon a biztonságos árvíz és jégzajlás levonulásának biztosításának lehetővé tétele mellett - azoknak a természetes árterületekre jellemző természeti folyamatoknak az elősegítése, amelyek a valóságban a hullámtérre formálják;
- A vízjárás segítségével elősegíteni a természeteshez közeli, azaz az átfolyó rendszerű mellékágakkal és valamennyi víztesttel rendelkező, nagy közép-curópai folyó árterére jellemző állapotnak megfelelő biodiverzitás fennmaradását;
- A természeti jelenségek közötti kapcsolatok valószínűségének megfelelően térben és időben elősegíteni az átfolyó rendszerű mellékágakat tartalmazó ártérre jellemző ökoszisztémák változatos sokszínűségét;
- Elősegíteni az időszakosan elárasztott területekre jellemző társulások szukcesszióját, és ezzel - nemcsak térben, de időben is - támogatást nyújtani a megfelelő biodiverzitás számára, azaz elősegíteni az ökoszisztémáknak a felületi dinamikából kiinduló, a lehető legmagasabb, térbeni és időbeni dinamikus egyensúlyát;
- Elősegíteni hullámtér természetes jellegének a megőrzését és természetes megújulását, amely a vízjáráson és a nedvességi viszonyokon, valamint ezek időbeli és térbeli sorrendiségén alapul;
- A folyónak a folyóágaktól történt leválasztása előtti konektív állapotnak megfelelő helyzet kialakulásának az elősegítése;
- Annak biztosítása, hogy a főágakban ne pangjon a víz, valamint azt, hogy a főágakban lévő víz minősége jó, illetve jobb legyen, mint amilyen a Duna elterelése előtt volt; biztosítani kell, hogy a mellékágakban található állóvíz ne veszélyeztesse a felszín alatti vizek minőségét az ezek hasznosítására alkalmas területeken;
- A mesterséges áradásokat akkor kell előidézni, amikor a vízben megfelelő mennyiségű hordalék van, és amikor a tavaszi áradások természetes módon alakulnak ki; az üzemeltetési renddel elő kell segíteni a víz a lehető legmagasabb tápanyagtartalmának elérését (a természetes állapot fokozatos elérését követően a szimulált áradások száma fokozatosan csökken, a szimulált áradások egyre inkább a rendkívüli helyzetek kivételes eseményeivé, esetlegesen a természetes áradások segítő tényezőivé válnak),
- Biztosítani kell, hogy a vízjárás az ártérben – a nedvességi viszonyokat, valamint a vízállapotok egymás utánosságát, valamint az áradásokat tekintve – a lehető legjobban hasonlítson a dunai vízhozamok jellemzőire, ugyanakkor a kiválasztott területeken ne ütközzön a hosszútávon fenntartható erdőgazdálkodással.

földterület került víz alá, 114.000 hektárnyi terület lett belvizes, 3.910 ház megsemmisült és 53.693 lakost kellett kitelepíteni (HRONEC, 1969), (2.3. ábra). A Pozsony alatti területek árvízvédelme bekerült a Bős-Nagymaros Projektbe.

A Duna jelentős mértékben hozzájárult a Duna-menti országok fejlődéséhez. A Duna olyan folyó, amelyet intenzíven kihasználtak a hajóforgalom céljára, amely az ott élőket a vízkészletével látta el, amelyet halászatra használtak, vizet biztosított a mezőgazdaság számára és az erdők telepítéséhez. A folyónak ősidők óta katonai határként jelentős a stratégiai szerepe is. A Dunát a múlt század első felétől villamos energia előállítására és egyéb célokra is hasznosítják. Tagadhatatlan, hogy a Duna ilyen sokrétű felhasználása, valamint a Dunán bekövetkezett valamennyi természetes változás befolyást gyakorol a természetes környezetre is. Az is tagadhatatlan, hogy abban az esetben, ha a folyóba oly módon avatkoznak be, mint ahogyan azt a Bős-Nagymarosi Vízlépcsőrendszer esetében történt, akkor ennek a beavatkozásnak bizonyos szempontból pozitív, más szempontból viszont negatív hatása van a természeti környezetre. Ez minden projektre és valamennyi emberi tevékenységre érvényes. A komplex vízgazdálkodási projektek megvalósítását lehetővé tevő modern technológia magában foglalja a természeti környezetre gyakorolt hatások megfigyelésének, az eredmények adatbázis-szerű feldolgozásának, értelmezésének és kiértékelésének a módszertanát is, azzal a céllal, hogy elkerüljék, kompenzálják, csökkentsék vagy kiküszöböljék az ilyen kedvezőtlen hatásokat. A szlovák ökológusok a természetvédőkkel közösen, valamint később az EU (Európai Unió) szakértői jelentésükben (CEC 1992) a megismert tények alapján megállapították, hogy a „dunai vízhozamok csökkentése - amennyiben nem foganatosítanak megfelelő intézkedéseket - kedvezőtlen hatással van a természeti környezetre,” (3.4. fénykép).

A Nemzetközi Bíróság (INTERNATIONAL COURT OF JUSTICE, 1997) ítélete megállapítja, hogy a Bős-Nagymarosi Vízlépcsőrendszer projektje „nem csak az energia-előállításra szolgáló közös beruházási terv volt, hanem egyéb (pl. a Duna hajózhatóságának javítását, árvízvédelmi, jégvezetés és környezetvédelmi) célokat is szolgált”. Az üzemvíz csatornát (a Dunán felépített többi duzzasztógáttal ellentétben) az árterületen kívül építették fel 2.1. ábra. Az Európai Közösségek Bizottsága munkacsoportjának független szakértői az 1992. november 23. kiadott jelentésükben (CEC 1992) ezzel kapcsolatosan megállapították: „A múltbeli beavatkozások a hajózhatóság érdekében szűkítették a Duna és árterületének fejlődési lehetőségeit. Feltételezve, hogy a fő folyómedret nem használják többé hajózási célokra, egyedi helyzet alakul ki. Műszaki intézkedések segítségével a folyó és árterülete természetesebb módon lesz képes tovább fejlődni.” Ezen kívül a Duna mindkét oldalán olyan műtárgyakat építettek, amelyek tartósan vízzel látják el a Kis-Dunát, a Mosoni-Dunát és a mellékágrendszereket. Feltételezték, hogy a régi Duna-mederben – a műszaki intézkedéseknek köszönhetően – a vízszintmagasság az elterelés előtti, kb. 1400-1500 m<sup>3</sup>/s vízhozamnak megfelelő szinten marad. A Duna régi medrének ma a Szap 1.811,0 fkm és a Dunacsún (Čunovo) 1.851,75 fkm közötti 41,75 km hosszúságú szakaszát nevezik, amelyből a meder Dunacsúnnál (Čunovo) történő elrekesztését követően hiányzik az üzemvíz-csatorna által a Bösi Vízerőműhöz elvezetett vízhozam döntő többsége (2.1. ábra). Az 1995. évi Egyezmény alapján napjainkban a régi meder vízhozama 250-600 m<sup>3</sup>/s. A árvizek idején a vízhozam ennél jóval nagyobb.

Az Európai Közösség részéről kiküldött Háromoldalú Tényfeltáró Bizottsága által 1992. október 31-én kiadott jelentésben a következő megfogalmazás található: „a (vízlépcső) rendszer üzembe helyezésének elmaradása jelentős anyagi károkhoz, valamint súlyos környezetvédelmi problémák kialakulásához vezetne” (FFM, 1992). Ezek a környezetvédelmi

problémák abból a megállapításból fakadtak, hogy a Duna előző – elsősorban az alacsony vízhozamok melletti hajózás, valamint az árvízvédelmi intézkedések biztosításával kapcsolatos – szabályozásai során a Duna medre fokozatosan süllyedt, és ezzel együtt süllyedt a felszín alatti vizek vízszintje is (01., 02., 03. ábrák). Ezek a következtetések, valamint a felszín alatti vizek vízszintjének – a Bósi Vízlépcső megépítése nélkül bekövetkező – további csökkenésének és a mellékágak kiszáradásának a természeti környezetre gyakorolt minden negatív hatása megerősítést nyert a „Felszíni és felszín alatti vizek vízszintjének előrejelzése a Bósi Vízlépcső felépítése nélkül” című tanulmányban is (MUCHA, BANSKÝ, et al., 2001). Az Európai Közösségek Bizottságának szakértői szerint (CEC 1992) a duzzasztást megelőzően valamennyi mellékágban évente átlagosan csak 17 napon át volt víz.

### 2.3. TERMÉSZETI VISZONYOK

A Bős-Nagymarosi Vízlépcsőrendszer bősi része egy a Dunamenti-síkságnak (Danubian Lowland) nevezett dunai medencében található hegyközi depresszió központi részében fekszik. A dunai medencét harmadidőszaki (tengeri és tavi homok, lágy homok, agyag, homok- és palakő), valamint negyedidőszaki (Mindel), a Duna alluviális körülményei között leülepedett dunai folyóvízi homokig és kavicsokig), folyóvízi, illetve tavi körülmények között leülepedett üledékek töltik fel. A harmad- és negyedidőszaki üledékek mélysége eléri a 8.000 m-t, ugyanakkor a dunai felső folyóvízi üledék (Mindel) képi a fő, magas áteresztő képességű kavicsokból és homokból álló vízzel telített réteget. A dunai folyóvízi üledék vastagsága a Pozsony környéki néhány métertől a Bős környéki több mint 450 méterig terjed. Az üledék vastagsága a folyásirányt - Komárom irányában – követve Szap település alatt újra néhány méteres vastagságúra csökken. Ez alatt a réteg alatt található egy csekély áteresztőképességgel rendelkező, illetve teljes mértékben vízálló idősebb negyedidőszaki (Mindel előtti), valamint elsősorban harmadidőszaki üledék-rétegsoport.

A dunai üledékek szállításánál fontos tényező a Pozsonynál található, az Alpok és a Kárpátok közötti – a folyófenékebe benyúló gránitnyúlványokkal rendelkező – gránit fenékküszöb létezése. Ehhez hasonló köves, elsősorban andezites, fenékküszöbök találhatóak a Pozsonytól körülbelül 160 km-re lévő, Párkány- és Esztergomtól Visegrád-Nagymarosig terjedő folyószakaszon. Mindkét sziklás küszöb geológiai akadályt – lépcsőfokot vagy fenékküszöböt – jelent a vízfolyam számára. Közvetlenül Pozsony alatt, a gránit fenékküszöböt elhagyva a Dunából kiválik annak két ága: a Kis-Duna a szlovák, illetve a Mosoni-Duna a magyar oldalon. Ez a két ág a Dunával közösen két hasonló adottságú szigetet határol el: a Csallóközt Szlovákiában, illetve a Szigetközt Magyarországon. Ebben a térségben, ahol a Bős-Nagymarosi Vízlépcsőrendszer Pozsony és Medve közötti bősi része található, a múltban a Duna (a geológiai szakirodalomban hordalékkúpként leírt) „belföldi deltát” alakított ki. Valaha a Duna ebben – a körülbelül a Kis-Dunától a Mosoni-Dunáig terjedő térségben kanyargott és ágazott szét, valamint rakta le a hordalékkúpját. Ennek a belföldi deltának sajátos morfológiája van: folyóvízi kanyarulatok, durvaszemcsés kavicsok és homok akkumulációja és ezek eróziója, a folyófenék lejtésének változása, stb. Ez a nagy hordalékkúp a felszín alatti vizeket nagy mennyiségben felfogni és szállítani képes rendkívüli vízáteresztőképességű és kiterjedt vízzel telített rétegekből áll. A Duna ennek a kúpnak a felszínén folyik (2.4. ábra). A víz a Dunából a hordalékkúpba bejutva felszín alatti vízként áramlik a Duna mentén a Kis- és a Mosoni-Duna irányába. Az alsó szakaszon, ahol a folyó lejtése hirtelen a pozsonyi lejtéshez képest a negyedére csökken (2.5. ábra), a felszín alatti víz a mederfenéken, a Duna mellékágain, a mellékfolyókon, valamint vízmentesítő csatornákon keresztül ismét a Dunába áramlik (2.6. ábra). Mindez a Bősnél lévő vízzel telített réteg vastagsága és vízáteresztő-képessége csökkenésének az eredménye, amelyet viszont az idéz

elő, hogy az andezit küszöb Nagymarosnál lassította az áramlást, és maga felet megváltoztatta a Duna szedimentációs feltételeit, amihez még csatlakozott a Vág folyó kiülepedése is (Gútai/Kolárovo formáció).

A Duna ezen, Pozsonytól Szapig terjedő szakaszán a múltban megerősítették a partokat és mindkét oldalon árvízvédelmi töltéseket építettek ki, amelyek között a kiegyenesített Duna, és néhány dunai mellékfolyó is folyik (2.1. ábra). A víz a Duna magas vízállása során napjainkban is elér ezekig a töltésekig. Természeti és ökológiai szempontból ezt a területet rendkívül értékesnek, egyedinek és a terület eredeti funkcióit megőrzésre érdemesnek tartják. Ezen felül ennek az ártérnek olyan pótolhatatlan funkciói is vannak, mint az árvízi vízhozamok levezetése, a természetes polder-funkció, amely az árvizek idején csökkenti a maximális vízhozamokat, ami jelentős mértékben a Duna folyás irányában jelentkező alacsonyabb maximális vízhozamaiban nyilvánul meg. A terület megfelelő feltételekkel rendelkezik az ártéri erdők növekedéséhez és a kereskedelmi célú faanyag-termeléséhez. Esztétikai és turisztikai szempontból vonzó és abban az esetben, ha a mellékágakban áramló víz van, biztosítja a folyóvíz „öntisztuló folyamatait” is.

Az árterületen lévő mellékágak vízutánpótlását biztosító, Doborgaznál (Dobrohošť) található műtárgy üzembe helyezésével a vízjárás megközelítette a 60-as évek végét jellemző állapotot. Ez a felszín alatti vizek vízszintjének 1953. évi (JURKO 1958) és 1992-2000. években megfigyelt (MUCHA et al., 2001) dinamikájának összehasonlítása alapján állapították meg. Ez nem érvényes régi meder mentén húzódó drénezett parti sávra, valamint a bösi kikötő alatt található teljes erdő komplexumra. Összegzésként meg lehet állapítani, hogy az állapotok javítására szolgáló hidropedológiai intézkedések ellenére a vízjárás részben nem az eredeti. A ártéri erdőknek körülbelül csak a 30 %-a esetében lehet ezt az állapotot fenékgátakkal, a vízhozamok változtatásával és Isztraga/Istragov sziget tágabb térségének egyedi eljárás szerinti vízutánpótlásával javítani.

A szóban forgó területen domináns eredeti fűz-nyárfa ártéri erdők körülbelül 80%-nak a faállománya a nemesített nyárfák (kisebb mértékben fűzfák) javára változott meg. Csak az erdők - elsősorban a nehezen hozzáférhető területeken (szigetecskék, mélyedések) található – 15-20 %-nak van természetes faállománya. Az aljnövényzet a legtöbb felnőtt (25-30 éves) nyárfa monokultúráknál nem mutat nagyobb eltéréseket az eredeti florisztikus szerkezettől. Ezt erősítette meg az eredeti erdő és a monokultúrák fitocönózisának a bösi erdővidéken 2001-ben elvégzett összehasonlítása (KRAJŇÁKOVÁ 2001). Az aljnövényzetre jellemző a nem őshonos, *Aster*, *Solidago* és *Impatiens* törzsből származó fajok inváziója, miközben ezt az inváziót segíti az áradások elmaradása, illetve azok nem elégséges volta.

Bár a nem erdős vegetációval kapcsolatosan kevés a régi háttéradat, az egynyári folyami parti litorális társulásokat eredetinek (természetesnek) vehetjük, míg a kaszált réteket és legelőket érthetően antropogének.

Az aprólékos kiértékelés érdekében összeállításra került egy részletes (1:25.000 és 1:10.000) fitocönológiai térkép (ŠOMŠÁK et al., 2001, 2002, 2003), amely alapját képezi a bióta összes rendje, valamint a fennálló és az optimális vízjárás hatásai elbírálásának. Ez a térkép (ŠOMŠÁK et al., 2003) képezi ugyanakkor a Nemzetközi Bíróság (INTERNATIONAL COURT OF JUSTICE, 1997) ítéletének végrehajtásával összefüggő tárgyalások háttéranyagát is.



## 2.4. AZ ÖKOSZISZTÉMA TERMÉSZETESSÉGE, FUNKCIONALITÁSA ÉS LESZÁRMAZTATÁSA

Bármilyen ökoszisztéma jelenlegi állapotának és az ökoszisztéma jelenlegi állapothoz vezető fejlődési szakasz minőségének megítélése során el kell különítenünk a **természetességet**, a **természetszerűséget** és az antropológiailag feltételezett, vagy egyenesen **antropogén hatások következtében létrejött mesterséges állapotot**. A folyó-árterület ökoszisztémájának elbírálása során ezen kívül tudni kell, hogy egy azonális ökológiai rendszerről van szó, amelyben a vízjárás a döntő tényező.

Bár a szakemberek véleménye különbözik abban, hogy mit lehet természetesnek, tehát eredetinek, az ember által nem befolyásoltnak tekinteni, és az antropikus beavatkozások következtében milyen mértékben kerül visszaszorításra a természetszerűség, valamint hogy hol a határ a természetes és a mesterséges, tehát az antropogén állapot között, hiszen **végző soron az ember is csak egy a bioszféra természetes fajai közül**, léteznek pragmatikus, hagyományosan kialakult határok. Teljes egyetértés van abban, hogy amennyiben az eredetiség kritériumát az emberi befolyás teljes kizárására építjük, akkor manapság gyakorlatilag nem léteznek eredeti ökoszisztémák, mivel minimum az atmoszférában antropogén hatásra bekövetkező változások közvetve, vagy közvetlenül kihatással vannak az egész bioszféra. Ráadásul a víz körforgása is antropogén befolyás alatt áll. Ha viszont eltekintünk az antropogén hatások ennyire fundamentalista megközelítésétől, akkor az eredeti ökoszisztémák maradványairól beszélhetünk olyan régiókban, amelyek soha nem voltak az egyetemes emberiség történetének részei, tehát amelyeket az ember közvetlenül soha, még extenzív használattal sem befolyásolt. Ebben az esetben beszélhetünk például eredeti dél-amerikai vagy szibériai erdős ökoszisztéma maradványokról (őserdők), míg Európában még a legjobb esetben is csak az emberi tevékenység után spontánul, természetes módon kialakult őserdős növényzetről lehet szó. Az ilyen **természetesség kritériumának** éppen az **ökoszisztéma alapvető működő kötődéseinek megőrzését használhatjuk fel, amelyek biztosítják az antropikus nyomás megszűnése utáni spontán megújulást**. Az ilyen a természetes ökoszisztémák természetes fejlődésüknek köszönhetően megközelítik azoknak a természetes ökoszisztémák a minőséget, amelyből származnak, ezért azokat „**természet közeleink**” lehet nevezni, de semmiféleképpen sem eredetinek.

A folyó és annak töltésekkel elkerített ártere esetében a további gazdálkodástól, vagy hasznosítástól függetlenül alapvető változások jönnek létre a folyó hidrológiai rezsimjében. Az eredeti terület nagy része mentesült az áradások hatásától, ugyanakkor a vízmennyiség változatlan marad, ezért a vízjárás dinamikája nagyságrendileg intenzívebb lett. Az elkerített árternek ezek után mind hidrológiai, mind pedológiai (főleg pedogenetikai) paraméterekben más az ökológiai alkalmazkodó képessége (valenciája). Ez a megváltozott természetesség egy olyan származékos, az eredeti ökoszisztémától különböző ökoszisztéma kialakulásához vezet, amely magára hagyva nem az eredeti, hanem adaptív minőséget újítja meg. Fejlődését ugyanis a közelében található területek árvízvédelmével összefüggő korlátozások szabályozzák.

Az ökoszisztémákba való antropogén beavatkozások általában a természetes ökoszisztémák szigetszerű kialakulásához vezetnek, amelyek további fejlődése és túlélése az eredeti területek nagyarányú korlátozása után erős exogén befolyásnak van kitéve. A folyó és az ártér esetében inverzió alakul ki, ahol az elsődleges exogén (antropikus) hatás az endogén faktor tartós támasza lesz, amely az eredeti felület jelentős csökkenése („korlátozása”) után az ökoszisztéma létezése szempontjából domináns lesz! A töltéssel körbevett terület

ökoszisztémájában megerősödik az organizmusok – ehhez a hidrológiai rezsimhez és talaj kialakuláshoz kötődő - sztenotópia felé történő szelekciója. Amennyiben elméletileg elfogadjuk az árvízvédelmi töltések létesítése előtti állapothoz történő visszatérést, akkor nem következne be annak az ökoszisztémának az önálló megújulása, amely az ártereken a töltések néhány száz éves létezése után természet közelinek, vagy eredetinek tekinthető. Éppen ellenkezőleg, amennyiben elméletileg ismételten elfogadjuk azt az állapotot, amikor is ezen a területen kizárjuk ezt a domináns tényezőt, eltűnik az ökoszisztémának ez a bármilyen jóindulatúan értelmezett természetessége, és az ökoszisztéma túlélése a tenyésztett erdőgazdálkodási tevékenységétől válik függővé. A természetes erdőből megújulásra képtelen mesterséges erdő lesz.

Ezek a mérlegelések nem csak a teresztikus, de nagyrészt a szemiakvasztikus közösségeket is érintik. Ennek ellenére a vízi közösségeket regionális megközelítés alapján eredetinek, több nem őshonos fajta benyomulásával, betelepítésével csak részlegesen megbontottnak lehet tekinteni. Mind a négy potamon típusban végbement változások a vízi biótában elfoglalt részesedésük, történelmi, de elsősorban a jelenlegi antropogén hidrogeomorfológiai változásokból következő arányainak változását érintik.

A szóban forgó terület mostani leszármazásának és nem eredetiségének a szintje elsősorban az erdészeti, a hajózási, a vízgazdálkodási, valamint a mezőgazdasági és az egyéb antropogén beavatkozásoknak az eredménye. Minél jobban megyünk vissza a történelemben, az ökoszisztéma természetessége annál nagyobb és az árterületre vonatkozóan annál jellegzetesebb. **A mai árterület funkcionalitása szempontjából nem mehetünk vissza az árvízvédelmi gátak kiépítése előtti időszakba. A további revitalizációval kapcsolatos összehasonlítások és értekezések szempontjából ezért a XX. század ötvenes éveit tartjuk a legmegfelelőbbnek.**

## 2.5. KIINDULÓ ÁLLAPOT

A Duna mellékágrendszerével együtt nagy változásokon ment keresztül az elmúlt századok alatt. A folyó eredetileg hajózható ágait ismételten durva szemcsés hordalék töltötte fel, ami megnehezítette a vízi közlekedést. Ezért a dunai hajóutak egykor használói a XIX. század elején elhatározták az eredeti hajózható meder jobb oldalra, azaz nagyjából a fő folyómeder mai helyzetének irányába történő elterelését. Ezzel segítették a hajózást, ugyanakkor az enyészetté vált a Kis-Duna mostani medervonala mentén fekvő kiterjedt mellékágrendszer. Ezen kívül az új átfolyó ág – a folyó új medre – nagy tömegben szállította a vizet egy olyan területre, amely már ez előtt is fejlett mezőgazdasági vidéknek számított. Az új mederben hömpölygő nagy víztömeg megsemmisítette az ideiglenes árvízvédelmi gátakat, szétrombolta a településeket, tönkretette a termést, elsodorta az utakat és vizenyőssé tette a földet. Az új folyó két partján a XIX. század végén befejezett, koncentráltan kiépített árvízvédelmi töltéseknek tompítania kellett azoknak a vizeknek a pusztító erejét, amely a Csallóköz déli felében és a Szigetközben áradt szét.

### 2.5.1. Növényzet és növénytakaró

Az ártéri ökoszisztéma növénytakarója törvényszerűen kötődik azokhoz a hidropedológiai feltételekhez, amelyeket a folyó, ebben az esetben a Duna befolyásol. Ez a növények minden típusára, azaz a kifejezetten vízi fitocönózisokra, a mocsári és parti típusokon keresztül egészen a bokros, erdős vegetációig bezárólag érvényes. Ez a vegetáció ugyanakkor rendkívül dinamikus, amely a klíma-azonális típusú növényekkel összehasonlítva viszonylag rövid idő

alatt képes alkalmazkodni a vízjárás változásaihoz és szukcesszív módon képes stabil ökoszisztémákat létrehozni.

A folyó eltérítése és medrének kiegyenesítése, valamint az árvízvédelmi töltések kiépítése jelentős beleavatkozásokat jelentettek a Duna eredeti vízjárásába, amelyek ugyanakkor beláthatatlan következményekkel jártak a növényzet átalakítására nézve. A Kis-Duna körül folyó vizek elzárása sok holtág esetében azt eredményezte, hogy ezeket benőtték a növények, amely érdekes hidro-higrofit társulások kialakulásához vezetett. A holtágak növényzetének gazdagságára, azzal együtt, hogy ezek antropikus hatások következményei, mutatott rá HEJNÝ (1960). Sajnos ezek közül sok a XX. század 50-es éveiben a Csallóközben végrehajtott lecsapolási munkák következtében elpusztult.

További jelentős változások a Duna új ágának és ennek a töltések közötti mellékágain, tehát a mostani hullámtér területen következtek be. Az áradások megsokszorozódtak és megnőtt az árvizek hevessége. Ez a több évtizede tartó állapot szelektív hatást kezdett gyakorolni a növényzetre, kimutathatóan pedig az ártéri fafélékre. Az olyan kemény lombos fafélék, mint amilyen a kocsányos tölgy (*Quercus robur*), kevésbé a keskenylevelű kőris (*Fraxinus angustifolia*) nem viselte el a vizek gyakori jelenlétét, s ezért fokozatosan eltűntek a töltések közötti hullámtér területről. Helyüket a fűzfák, elsősorban a fehérfűz (*Salix alba*), kevésbé a csöröge fűz (*Salix fragilis*), valamint a nyárfák (*Populus nigra*, *Populus alba*, *Populus x canescens*) foglalták el. Nyárfa és fűzfa erdők már ezt megelőzően, jóval kisebb kiterjedésben, már léteztek ezen a területen.

A növényzet változása a nem erdei és a vízi vegetációt is érintette. Az hullámtér egykori holtág szakaszai a gyakori és nagyobb áradások miatt átfolyóvá (eupotamon) váltak, és meggátolták az állóvízi növényzet kialakulását és fennmaradását. A vízi vegetáció életfeltételei csak azokban a mellékágban voltak biztosítottak, amelyeken csak időnként folyt át a víz (plesipotamal) OŤAHELOVÁ (2001). Ez a növényzet azonban rohamosan fejlődött a szárazföld belsejében, valamint az árvízvédelmi töltések által leválasztott mellékágokban (paleopotamon). Sokkal jellegzetesebb volt ezen a területen az állóvizekhez kapcsolódó parti (litorális) vegetáció fejlődése, amely ugyanakkor a mellékágak vízszintjének ingadozásaiból következően számos szezonális elemet tartalmaz (KUBALOVÁ 2001).

Az ártéri ökoszisztémák az ötvenes és hetvenes évek között tökéletesen alkalmazkodtak az ilyen hullámtéri viszonyokhoz. Ezért a Duna-menti alföld talajökológiai viszonyairól és az ártéri erdeiről szól első komplex információt (JURKO 1958) olyannak tekinthetjük, mint amely a huszadik század ötvenes éveit jellemző állapotokat írja le, amikor is még nem volt annyira intenzív a „természetes” környezet állapotának a változtatása. Egyéb változások elbírálásánál ezt az állapotot a legtöbb esetben kiindulási – de nem az eredeti a szó szoros értelmében – természet-közeli állapotot bemutató helyzetnek tekintjük. Sajnos ebből az időszakból csak kevés ismeretünk van a hullámtér vízi és a mocsári társulásairól (JURKO 1958).

A vízjárás újabb változására a főmedernek a hetvenes években, hajózási és árvízvédelemmel kapcsolatos átfogó rendezésével összefüggésben került sor. A Duna medrében szlovák és magyar oldalon végzett kavicskotrásnak azzal a következménnyel járt, hogy lesüllyedt a folyó és a felszín alatti vizek vízszintje. A folyó medrének folytatódó eróziója, valamint a Duna osztrák és német szakaszán található vízi műtárgyak és a mederfenék Pozsony feletti szakaszának kotrása miatt folyamatos volt a vízszint-csökkenésének tendenciája.

*Fraxino-Populetum*, *Fraxno-Ulmetum*) azoknak az erdei mezohigrofil fajoknak a dominanciája jellemző, amelyek nem viselik el az árvizek romboló erejét, valamint a hosszú időn keresztül átázott talajt (*Aegopinella nitens*, *Cochlodina laminata*, *Semilimax semilimax*, *Alinda biplicata*, *Monachoides incarnatus*, *Petisina unidentata*, *Clausila pumila*, valamint részben a *Carychium tridentatum* is). A taxocönózisban a kifejezetten nem erdős, vagy ritkán összekapcsolt fás és bokros élőhelyekhez kötődő fajok csoportja is képviselteti magát (*Vallonia pulchella*, *V. costata*, *Euomphalia strigella*, *Cepaea vindobonensis* és *Xerolenta obvia*).

Analóg módon (abban az esetben, ha az egyes ökoelemeknek a jelenlétét elsősorban a nedvesség, a víz, az árnyékolás, stb. viszonyában vizsgáljuk), hasonló viszonyokat lehet feltételezni a teresztrikus élőlények más taxocönózisai esetében is.

A szárazföldi ászkafélék (Oniscidea) Duna-menti, a Bösi Vízlépcső által befolyásolt övezeten belüli faunájából az 1986 és 1990 közötti időszakban 16 fajt ismertek (FLASAROVÁ 1999), amelyek közül a leggyakrabban az eurytop *Trachelipus rathkei* fordult elő.

A Duna-menti százlábúakra (Chilopoda) a Bösi Vízlépcső építésének megkezdése előtt csak kevés figyelmet fordítottak, és hasonlóan, mint az előző csoport esetében, a figyelem nem közvetlenül a jelen tanulmány által vizsgált területet, hanem annak környékét érinti (GULIČKA 1957, ČARNOGURSKÝ et al., 1994).

A százlábú taxocönózisa kiinduló állapotának bizonyos szinten az 1993-ban végrehajtott folyóelterelés által érintett szakaszon megismert fajösszetételt tekinthetjük. A megfigyelt területeken 9 – 14 faj előfordulását jegyezték fel. A szárazföldi ászkafélék (Oniscidea) és százlábúak (Chilopoda) társulásokról szerzett adatok nagyon hasonlóak, már-már azonosak a morva és az osztrák oldalon lévő Morva és Dyje folyók allúviumainak erdőségeire jellemző adatokhoz (TAJOVSKÝ 1999, TUF 2000, ZULKA 1999), ezért azokat az eredeti állapotot megfelelően jellemzőeknek tekinthetjük.

Doborgaz (Dobrohošť) – Görberétek/Dunajské kriviny területén a 13 megismert faj közül az eurytop *Lithobius forficatus* volt az eudomináns (D = 21%-23%). A környékről a *Lithobius mutabilis* nyomult be. A talajnedvesség magasabb fokától (20-30 %-tól) indikáló, szabályszerűen előforduló fajok közül a mezohigrofil *Lithobius curtipes*, *L. crassipes*, *Geophilus flavus* fordul elő. A *Lithobius microps*-ot ezen a területen 1991-ben már nem lelték fel.

A Bodajki kapu (Bodická brána) százlábú társulását 13 faj alkotta, amelyek közé magasabb dominancia értékekkel (17-18 %) a mezohigrofil *L. crassipes* és a *L. curtipes*, valamint a viszonylag magas talajnedvességet igényelő higrofil *L. agilis* tartozott. A fajok harmadát azonban az eurytop *L. forficatus*, *L. erythrocephalus* és *L. mutabilis* alkotta, amelyek a teljes megfigyelt Duna-menti területen jelen voltak és jelen vannak.

A Király-rét (Kráľovská lúka) százlábúinak taxocönózisát az elterelés előtt 14 faj alkotta, amelyekhez a tipikus ripikol és higrofil *Lamyctes emarginatus*, valamint a higrofil *L. agilis* és *L. microps* fajok tartoztak. A *Lamyctes emarginatus* eudomináns, a *Lithobius aeruginosus* és a *L. curtipes* domináns fajok. A Király-rét Duna elterelése előtti százlábú társulását a leggazdagabbak között tartjuk számon. Az 1991 – 1997. évek között 17 fajt jegyeztek fel. Az elterelés első évében (1993) a feljegyzett fajok száma az előző évekhez képest látványosan lecsökkent. A hiányzó fajok csak 1997-ben jelentek meg ismét, ráadásul ebben az évben

A vízlépcsőrendszer felépítése előtt a felszín alatti vizek szintjének csökkenése főleg a Csallóköz felső részén, közvetlenül Pozsony alatt, elsősorban a pozsonypüspöki (Podunajské Biskupice) régióban Dunacsún (Čunovo) irányában, valamint a mostani hullámtér területen is érezhető volt. Tekintettel arra, hogy az árterületen már a Duna mederrendezésének évei alatt is elterjedtek a nemesített nyárfák euro-amerikai, valamint hazai telepített monokultúrái, a felszín alatti vizek szintjének csökkenése a területre jellemző erdőkre és társulásaikra kevésbé volt szignifikáns hatással. Már ekkor (jóval a vízlépcső felépítése előtt) a Duna szűk parti övezetébe - főleg a kavicsos partokon - visszaesett az erdei fás területek bővülése (drénező effektus – ŠOMŠÁK et al. 1995). A mederrendezésnek érezhetőbb hatott a hullámtér mellékágainak vizes mocsaras vegetációjára. A mellékágak többsége csak a magasabb vízállások során vált átfolyóvá. A mellékágakban a vízhozamok rendszertelenségének következtében átfogó változások mentek végbe a plesiopotamon, parapotamon és eopotamon típusú társulások között. Az ebből az időszakból származó személyes tapasztalataim alapján itt a plesiopotamon típusú társulások voltak túlsúlyban. Ezt a feltételezést megerősítik az újabb kutatások is (OŤAHELOVÁ 2001, KUBALOVÁ 2001, SVOBODOVÁ 1994, MATIS 2001).

A Bős-Nagymarosi Vízlépcsőrendszer építésének előkészítésével összefüggésben el kellett végezni az egész Duna-menti terület részletes florisztikai kutatását. Ennek a felmérésnek a során 959 eres növény taxon előfordulását állapították meg. Az itt honos növénytársulásokon (fitocönotikus csoportok) belüli kötődések elemzése során megállapítást nyert (ŠOMŠÁK 1999), hogy ezek közül csak az egy harmada (311 taxon) olyan, amelynek életére korlátozóan hatnak a felszín alatti vizek és az árvizek. Ezek vízi és mocsári növények (97 faj), a parti populációk (litorális, limózus és teresztrikus ökofázis) 70 faja, illetve az olyan növények, amelyeknek életciklusa az ártéri erdőkhöz és bokrokhoz kötődik (194 taxon). A többi növényzet között azonban óriási azoknak a fajoknak a részaránya, amelyek képesek megélni és valójában meg is élnek az alluviális folyóvölgyi árterületen kívül található fitocönózisokban (*Urtica*, *Glechoma*, *Alliaria*, *Symphytum*, *Rubus*, *Poa*, *Viola*, *Gagea*, *Sambucus*, *Lythrum*, *Lysimachia* és még sok más faj).

Az említett felmérésből ismert többi faj olyan élőhelyekhez kötődik, amelyekre nem volt és ma sincs hatással a Duna vize. Ilyenek például a xerotermikus kavicsokon megtelepedett fajok (180 taxon), a ruderalis telephelyek populációja (190 faj), gabonák és kapásnövények (89 taxon), az áttelepített fajok (72 taxon) és a neofita populációk (43 faj). Tömören megfogalmazva, a területen élő fajok 68,7 % a Duna vizétől függetlenül létezik (ŠOMŠÁK 1999). Ökoszozológiai szempontból azonban éppen a fajok fennmaradó 31 %-a a legjelentősebb.

A növényi gén-alap elemzésén túlmenően megfogalmazásra kerültek bizonyos intézkedések is annak érdekében, hogy a vízlépcsőrendszer felépítésével összefüggésben a veszteségek csak minimálisak legyenek (BERTOVÁ et al., 1986). Az intézkedések közül első helyen a kisterületű védett területek számának kibővítése állt, amelyek a már létező természetvédelmi területekkel a teljes, az adott telephelyre jellemző feltételeket védik, beleértve azt a vegetációt is, amelynek részei az adott populáció fajai. A Pozsony – Körtvélyes (Hrušov) szakaszon 9 kisterületű védett terület kialakítására született javaslat (BERTOVÁ et al., 1986), a mostani ártérben 7-et (Dunai sziget/Dunajská sihoť, Sülyi mellékágak/Šulianské ramená, Királyrét/Kráľovská lúka, Bodajki mellékágak/Bodické ramená, a Baka melletti Bácsi mellékágak/Bačianské ramená pri Bake, Isztraga/Istragov a Riečina/Ercséd). A vízlépcsőrendszer felépítését követően a növényzet sorsának megfigyelésére két fajt választottak ki, a nyári tözikeket (*Leucojum aestivum*) és kúptermésű sulyom (*Trapa*

*conocarpa*). Ez utóbbi Szlovákia flórájának egy új fajtát képviseli, amelyet a Bodajk/Bodiky mellett található Királyréti/Král'ovská lúka holt-ágban jegyezték fel (55. fénykép).

A fenti elméleti intézkedések ellenére a vízlépcsőrendszer építésével összefüggő előkészítő munkák érzékenyen érintették a növények génalapját, mindenek előtt a Körtvélyesi (Hrušov) tározó, a felvív- és az alvív-csatorna, a szivárgó csatorna, stb. építéséhez igénybe vett (erdei és nem erdei) területekkel csökkent számos populáció élőhelye (47. fénykép).

A vizsgált terület növényzetének adatait a Bösi Vízlépcső tervezett üzembe helyezése előtt, a megfigyelés alá vont területek kialakításával együtt, részletes számbavétellel pontosították. UHERČÍKOVÁ (2001) a terület flóraállományát 760 taxonban határozza meg. Ahogyan azt a szerző megemlíti, a területről már a Bösi Vízlépcső üzembe helyezése előtt hiányzott több, a XX. század ötvenes éveiben feljegyezett, ritka és veszélyeztetett növény (*Hottonia palustris*, *Gratiola officinalis*, *Senecio paludosus*, *Veronica catenata*, *Sagittaria sagittifolia*) taxonja hiányzott. Ugyanakkor számos, a szigorúan védett *Leucojum aestivum* fajt tartalmazó terület is fennmaradt.

Az hullámtérben mintegy 3.100 hektárnyi területen folyik erdőgazdálkodás. Az erdőgazdasági terület a hatvanas évek óta alig változott (gyakorlatilag csak növekedett). A hatvanas évektől nagyfelületű monokultúrák telepítésére került sor az előre elkészített talajba. Sok esetben az egykori holtágakat is erdősítették, ahová a kiemelt fatuskókat és más, a fakitermelés során keletkezett hulladékokat helyezték el, majd ezekre fedő talajréteget szórtak. A legfontosabb fás növényeket, mint a fehér fűz, a csöröge fűz, a fekete nyár, a fehér nyár, a szürke nyár, már a hatvanas években külföldi nyárfa kultúrákkal bővítették. Az ezek által elfoglalt terület már 1956 táján az összes erdőterület körülbelül 27 %-át tette ki (JURKO 1958). 1956-tól az ezek által elfoglalt terület aránya rohamosan nőtt, és 1981 körül a dunai ártéri erdőkben arányuk már mintegy 80 %-ot tett ki (VOJTUŠ 1986). Kezdetben ezek a *Populus deltoides* – „monifera” és a *Populus x euroamericana* – „robusta” kultivarok voltak. Később az Olaszországban kitenyésztett „I-214” rajonizált klón töltötte be ezt a szerepet (NEŠTICKÝ, VARGA 2001).

A Zólyomi Erdőgazdálkodási Kutatóintézet Bösi Kutató Állomása már 1956-ban kísérleti területeket hozott létre ezen a területen. Ezek azt a célt szolgálták, hogy ellenőrizzék a tenyésztett fák monokultúrájába történő erdőgazdálkodási célú beavatkozásokat (az erdősítés kezdetének koronazáródása, az erdőgazdasági beavatkozások intenzitása), s céljuk nem a természetvédelmi monitoring volt. A tenyésztés kezdetétől a Duna eltereléséig terjedő időszakban a nyár- és fűzfák különböző klónjaival kapcsolatban szerzett ismeretek alapján beigazolódott az a feltételezés, hogy a kisebb vízhozam-ingadozásokkal szemben toleráns fákról és növényekről van szó (VARGA 1993, NEŠTICKÝ, VARGA 2001). Az euro-amerikai nyárfa és ezek kultivarjainak tenyésztése mellett szólt az a körülmény, hogy a szokványosnál jóval nagyobb mennyiségű faanyagot produkáltak. Az első mérések évi 25 m<sup>3</sup>/ha növekedést jeleztek előre. Csak a Duna bal partján, a Dunacsún és Szap közötti szakaszon található erdőkben jelentkezett a faanyag hozamnövekedésének csökkenését. Az itt végzett dendro-ökológiai kutatások azonban megerősítették, hogy a hozamnövekedés már jóval a Duna elterelése előtt csökkenni kezdett (a folyó medrének kotrása – ŠOMŠÁK et al., 1995).

A rendelkezésre álló irodalmi források, valamint Šomšáknak az ezekre az évekre vonatkozó autentikus ismeretei alapján a Doborgaz és Szap közötti hullámtér állapotát a Duna elterelése előtt az alábbiak szerint lehet jellemezni:

- Kiterjedt – a felszín alatti vizek különböző vízszintállásaihoz alkalmazkodott valamennyi altípust tartalmazó, de jelentősen megváltozott fa-összetételű – fűzfa-nyárfa erdőkomplexumok (*Salici-Populetum*), ahol az eredeti faállományt nagy területen euro-amerikai nyárfákkal és más nemesített fajokkal cserélték fel.
- Az eredeti (természetes) fűzfa-nyárfa erdőtársulások maradványai a depressziós terepen és a nehezen hozzáférhető szigeteken maradtak fenn (a növényzettel borított területeknek kb. 10%-a, **25. és 35. fénykép**).
- Az átmeneti ártéri erdőtársulások (*Fraxino angustifoliace – Populetum albae*) jelentéktelen (mozaikszerű) kiterjedése a növényzettel borított területeknek kb. a 11,4%-át teszi ki.
- A szűk, partmenti övezetben a drénszerűen működő, a Duna kavicsának kibányászását követően a meder süllyedése következtében kialakult kavicspadokon degradálódó erdei növényzet (a növényzettel borított területeknek a 3 %-a).
- Magas szárú mocsári vegetáció a részben feltöltött, csak időnként átfolyó vízzel rendelkező mellékágakban (**37. fénykép**).
- Jelentéktelen kiterjedésű vizes-mocsaras paleopotamon típusú vegetáció a leválasztott mellékágakban (Isztraga, Ercséd, Királyrét, **48-61. fénykép**).
- A mellékágak szárazra került partjain idényjellegű, attól függő, hogy a part hogyan kerül víz alá, egynyári vegetáció (**14., 16. fénykép**).

### 2.5.2. Szárazföldi fauna

Az hullámtér (de a Duna-mellék többi részének, kivéve talán a xerotermikus területeket) szárazföldi élőlénytársulásait a múltban csak szórványosan tanulmányozták, és a területek többsége esetében hiányoznak azok az adatok, amelyek lehetővé tennék az érintet terület eredeti zoocönózisának felvázolását. A megfigyelések előtti időszakban a legtöbb munka a faunára, esetleg az alapvető ökológiai kérdésekre, például az eredeti, nem egyszer megváltozott, vagy megszűnt biotópokhoz való kötődéssel foglalkozik (ŠTEPANOVIČOVÁ 1995). A tárgyalt terület – a Duna-mente – eredeti szárazföldi élőlénytársulásainak meghatározása során csak részben lehet közvetlenül kiindulni az ezen a területen szerzett, a Bősi Vízlépcső üzembe helyezése előtti adatokból Ezeknek az adatoknak az információs értéke azonban korlátozott, mivel az akkori állapot is egy több mint száz éve tartó, az alluviális ökoszisztémák hidrológiai rezsimjébe történő radikális beavatkozás eredménye. Konzisztens adatok csak a Bősi Vízlépcső építésével és üzembe helyezésével összefüggő, a bióta 1990-ben elkezdett megfigyelésétől kezdve léteznek (JEDLČKA et al., 1999). Viszonylag eredeti állapotnak tekinthetjük a Szap és Csicsó szakaszon az árvízvédelmi töltések között található ártéri erdők zoocönózisának maradványait (**62., 63. fénykép**), amelyeket a szivárgó víz napjainkban is eláraszt, illetve vízutánpótlást biztosít a részükre, s amelyek a ciklikus klimax állapotához igazodó polihigrofil fajok túlsúlyából ítélve szerkezetükben a legjobban hasonlítanak a legnedvesebb lágyfafélékből álló ártéri erdőtípusok közösségeihez. A kiinduló állapot, vagy a taxocönózis összetételének a Duna 1992-ben végrehajtott elterelése, és a vízhozamnak az üzemvíz csatornában történő elvezetése előtti állapota rekonstrukciójánál részben támaszkodhatunk a közeli Morva, a Kis-Duna és a Vág folyók allúvium területeinek zoocönózisára vonatkozó adatokra is. Az említett anyagok felhasználhatók a természetes állapotok, valamint az egyes társulásoknak a többé-kevésbé a természet közeli állapotának a meghatározására.

Az hullámtérben a szárazföldi fauna és zoocönózis tipikus a Duna gazdag mellékág- és állóvízrendszerrel rendelkező szárazföldi deltájára jellemző, ahol lerakódnak a szállított anyagok, a folyó meanderezik gyakoriak az árvizek. Ez a dinamikus rendszer a vízi-, a talaj- és a szárazföldi környezet ökoszisztémájának a komplex ökoszisztémája az ennek megfelelő ekotonokkal, a szárazföldi részen Phragmition, Magnocaricion elatae, Caricion gracilis, Oenanthion aquaticae, Elatino-Eleocharition ovotae, Chelidino-Robinion, Lolio-Potentillion, Salicion albae, Ulmenion, Asparago-Crataegetum. Az egyes társulások a nedvességi gradienstől, a felszínalatti vizek magasságától és a felszíni vizek ingadozásától, valamint a szezonális áradásoktól függő katénát képeznek. Az egész rendszer a folyó és az egész terület ciklikus hidrológiai rezsimje által fenntartott ciklikus klimaxok típusához tartozik. A felszínalatti vizek és az áradások vízszintjének változása, az ezt követő nedvességi gradiens módosulásával együtt a katénák változását okozhatja, a xerikus társulások irányába történő egyszerű eltolódástól kezdve egészen a higrofil társulások eltűnéséig. Tehát a felszín alatti vizeknek a fő mederből történő elszivárgásával összefüggő vízszintváltozás jelenti a természetes társulásokat befolyásoló domináns tényezőt. Az ökoszisztémák specifikus feltételeitől függ a ciklikus klimax feltételeihez morfológiailag, az életciklusukkal, valamint túlélési stratégiájukkal alkalmazkodó specializált fajok létezése. A zoocönózisokban döntő mértékben az ökológiailag specializált fajok jelennek meg, amelyek az ilyen feltételeken kívül általában nem képesek fennmaradni. Létezésük ugyanígy veszélybe kerül akkor is, ha a feltételek módosulása ugyan az ökológiai tűrőképességük határain belül van, de a módosulások lehetővé teszik az olyan nagymértékben toleráns fajok behatolását, amelyekkel ezek a specializált fajok nem képesek felvenni a versenyt. A magasan specializált fajok létezése a ciklikus katasztrófák által sújtott szárazföldi delta körülményei között fenntartott és ezektől függő specifikus zoocönózisok kialakulásában mutatkozik meg.

A lapos síksági allúviumokban jellegzetes, magas nedvesség igényű társulások alakultak ki, amelyekre a viszonylag széles ártéri rétegeknek köszönhetően egy viszonylag széles övezetben nem hatoltak be a mezohigrofil fajok. A fajok kölcsönös áthatolása a folyótól távolabb, esetleg az ártéri rétek szélein következett be. Ennek az átmeneti övezetnek a szélességét a terep térbeli szerkezete, illetve a két ökológiai faj egymással szembeni kompetitív nyomása határozta meg. Ennek az övezetnek az elhelyezkedése nem volt állandó, hanem a folyó vízhozamainak ingadozásának függvényében dinamikusan változott. Ez az állapot a meder helyzetének, az árvizek nagyságától és a felszín alatti vizek vízszintjének magasságától függően lehetővé tette, hogy egy helyen gyorsan helyet cseréljenek a különböző, de mindig természetes társulások. Olyan helyzetről van szó, amely a régmúltban tipikus volt a kiterjedt síksági területeken, azaz a Bösi Vízlépcső tágabb körzetére is.

Az általunk vizsgált területen az árvízvédelmi töltések – amelyek a töltésen kívül eső térségben lévő erdőségek egy részét elvágták a természetes vízjárástól – korlátozzák a természetes társulások eme gradiensének az alakulását. Ennek következtében a töltéseken kívüli térségi társulások szukcessziója olyan előfeltételekkel rendelkezik, hogy az erdős geobiocönózis normális rendjének mezohigrofil társulásai, esetleg a növényzet integrációjának megzavarása esetén a nem erdős ökoszisztémák irányába fejlődjön. Ezzel szemben töltések közötti szűkebb területen elő társulások egy része valószínűleg ki van téve a jóval intenzívebb, a viszonylag szűk korridorba összpontosított és az allúvium félreeső részeire történő kilépés lehetőségétől megfosztott árvizek mechanikai hatásainak. Tehát a megfigyelt terület legalább egy részén mind az első, mind a második állapot különbözik a területre jellemző természetes, vagy az ember által kismértékben megváltoztatott állapottól.



A zoocönózisok - mint a konzumensek és reducensek társulásai - az egész megfigyelt területen az alábbi élőhelyekhez kötődnek (JEDLIČKA 1999):

- a) az ambifikus és átmeneti életközösségek társulásai *Rorippo – Agrostetium stoloniferae*, *Rorippo amphibiae – Oenaethum aquaticae*, *Eleocharitetum palustris*, *Glycerietum maximae*, *Phalaridetum arundinaceae*, *Phragmitetum communis* és *Potametum perfoliati*, *Caricetum gracilis*;
- b) különböző altípusú és eredetiségi fokú *Salici populetum* puhafa ártéri erdők;
- c) *Fraxino angustifoliae – Populetum albae* átmeneti ártéri erdők;
- d) *Fraxino angustifoliae – Ulmetum* keményfa ártéri erdők (csak a Dunát elterelő létesítmény felett található erdők egy részére érvényes);
- e) *Asparago – Crataegum* dunai erdősztyepp;

A malakocönózisok azok a taxocönózisok, amelyek nem csak a zoocönózisok állapotát, de a fejlődését is jól dokumentálják. Köztudott, hogy a puhatestűek (Mollusca) taxocönózisa a kvarter időszakban összetett szekuláris fejlődésen ment át (LOŽEK 1955). A jelenlegi társulások a későbbi holocén időszak során fokozatosan - azonban valószínűleg jóval kiterjedtebb területen - alakultak ki, ezért a mostani árvízvédelmi töltések közötti sáv csak az eredeti terület maradáka (cf. CHEBEN és kol. 2001). A holocén malakofauna eddigi leletei alapján valószínűsíthető, hogy megközelítőleg a mai Várkony (Vrakůň) község területén húzódott az a határ, amely az elárasztott ártéri rétek széles övezetét a Csallóköz magasabb, szárazabb és részben sztyepp jellegű belső területeitől elválasztotta. A múltban (későbbi holocén korban) a hullámtér mai szlovák oldalon megközelítőleg 10 km széles terület volt. Ma a hullámtér Baka községnél a legszélesebb és ez 3 km (LOŽEK 1955). A Duna árterületének sztyepp-jellegű enklávéival főleg LOŽEK (1955, 1964) foglalkozik. Eddig még hiányoznak az egyes eseményeknek, valamint az egyes geobiocönózisok topográfiai elhelyezkedésének időbeli meghatározására vonatkozó ismeretek, amit ezen a területen csak a recens és fosszilis malakofauna, valamint az őskori települések további és szélesebb körű kutatása, továbbá az ismeretek archív adatokból történő kiegészítése tud pontosítani. A Dunából a Pozsony melletti Farkas toroknál (Vlčie hrdlo) található üledékekből vett minták tanatocönózisának elemzése, kiegészítve az üledékek abszolút időbeli behatárolásával (PIŠŮT 2000, ČEJKA 2000), lehetővé tette az ártéri erdők teljes szukcesszív vonalának (az ártéri erdők kezdeti állapotától egészen a mai átmeneti ártéri erdő-állapotig) való rekonstrukcióját (az 1791 és 1999. évek közötti időszak, azaz 208 év). Ezek a kutatások megerősítették, hogy ebben a térségben a Duna mentén napjainkban előforduló ártéri erdőkhez hasonló típusú erdők, valamint a szerkezetileg a Dobrogaz (Dobrohošť) és Szap (Sap) községek közötti térségben található, legjobb állapotban fennmaradt erdei malakocönózisok maradékához hasonlító tanatocönózisok fordultak elő. A leginkább nedvességkedvelő puhafa ártéri erdők teljes területe a hozzátartozó malakocönózisokkal együtt a múltban jóval meghaladta az erdőterület mai kiterjedését. A növényzet struktúrája a mai struktúránál jóval természetesebb volt, amit egyébként már a jelenlegi és a negyvenes-ötvenes évek fitocönológiai feljegyzéseinek összehasonlításával is egyértelműen meg lehet állapítani (UHERČÍKOVÁ 1995, 1998).

A puhafafélékből álló ártéri erdők és más magas talajnedvesség igényű tenyészhelyek kezdeti stádiumaira elsősorban a kifejezetten nedvességkedvelő csigák *Succinea putris*, *Oxyloma elegans*, *Zonitoides nitidus* és *Pseudotrichia rubinigosa* a jellemzőek. A nedvességkedvelő puhafa ártéri erdők (asoc. *Salici-Populetum myosotidetum*-tól *Salici-Populetum typicum*-ig JURKO 1958) differenciációs fajait a fentebb említett fajokon kívül a polihigrofil *Carychium minimum*, a fás higrofil fajok *Arianta arbustorum*, *Vitrea crystallina*, valamint részben az *Urticicola umbrosus* alkotják. Az ún. átmeneti és keményfás ártéri erdők tenyészhelyein (as.

először jegyezték fel kelet-európai elterjedési centrumú, az erdős területeket előnyben részesítő *Lithobius pelidnus* fajt.

Isztraga (Istragov) százlábú társulásaiban 9 faj képviseltette magát, amelyek közül az eudominánsok közé az eurytop *Lithobius forficatus* és *L. mutabilis* tartozott. A tipikus mezohigrofil fajok közül magas százalékban volt képviselve az *L. aeruginosus*, *L. crassipes*, *L. curtipes*, valamint a hypogeikusan élő *Pachymerium ferrugineum* faj. A Duna elterelése előtt nem hiányzott az 1991-ben és 1992-ben feljegyzett higrofil *L. agilis* faj sem.

Azon a területen, ahol jelenleg a Bösi Vízlépcső áll, valamint ennek közvetlen környékén több szerző (BRTEK, ROTSHEIN 1964, ŠIŠKA 1983, ŠTEPANOVIČOVÁ, LAPKOVÁ 1984, BULÁNKOVÁ 1995, ŠTEPANOVIČOVÁ 1989, 1991) 177 poloska-félét (Heteroptera) jegyzett fel az építkezés megkezdése előtt.

Azon Duna menti ártéri erdők futrinka féléinek (Coleoptera: Caribidae) epigeikus taxocönózisát, ahol az áradások szabályszerű ismétlődnek, magasan domináltak a nedvesség szerető fajok. A Duna partjainál ezek az *Agonum moestum* (13,35 %), az *Oxypselaphus obscurus* (22,39 %), a *Patrobus atrorufus* (11,87 %) és a *Platynus assimilis* (3,56 %) voltak. Egyenként újabb nedvességszerető vagy ripikol fajok is megjelentek (pl. *Bembidion dentellum*, *Bembidion biguttatum*, *Oodes helipoides*). Hasonlóan a Bodajki kapunál (Bodická brána) is a nedvességszerető fajok voltak túlsúlyban *P. assimilis* (12,96 %), *P. atrorufus* (12,41 %), *O. obscurus* (3,31 %), a nagy számú, a nedvességtől kevésbé függő, illetve toleránsabb fajok kíséretében *Asaphidion flavipes* (30,42 %), *Carabus granulatus* (8,09 %), *Pterostichus strenuus* (9,65 %), *Clivina fossor* (4,32 %). Jelentős volt a nedvességkedvelő fajok jelenléte is: *B. dentellum* és *Badister sodalis*.

A Király réten (Kráľovská lúka), ahol 1987 óta megfigyelték a társulást már, a paludikus *A. moestum* (15,95 %), a nedvességkedvelő *P. atrorufus* (13,79 %), *P. assimile* (3,56 %) és a relatíve toleráns *P. strenuus* (29,31 %), *C. granulatus* (7,76 %) és *O. obscurus* (4,31 %) voltak túlsúlyban. A magas nedvességnek, illetve a talajvízes talajnak megfelelő volt az *Europhilus fuliginosus*, *Europhilus micans*, *Oodes helioides* jelenléte. 1989-ben, az *A. moestum* kivételével megnőtt valamennyi nedvességkedvelő faj abundanciája. Nagyon meredeken ugrott meg az *A. flavipes* képviselője (az egyedszám 2-ről 248-re nőtt). 1990 és 1991-ben a területet elöntő árvíz miatt a teljes fogás kisebb volt (az 1989-es évben elfogott 1348 egyedről 727, illetve 372 egyedre csökkent), de a társulások struktúrája látványosan megközelítette az eredeti, 1987-es állapotot (aránybeli hasonlóság 56,7-57,6 %, abundációs hasonlóság 39,6-40,5 %). Az áradás kihatással volt két nedvességkedvelő, de nem kifejezetten paludikus fajra, a *P. atrorufus*-ra és *P. assimile*-re is. 1989-ben Isztragán (Istragov) jelentős túlsúlyban volt két, apró nedvességkedvelő futrinka faj az *A. flavipes* (47,7 %) és a *Bembidion femoratum* (15,36 %). Jelentős volt további nedvességkedvelő fajoknak is a jelenléte: *P. assimilie*, (15,5 %), *P. strenuus* (5,7 %), *C. granulatus* (3,6 %), *P. atrorufus* (2,4 %). Ökológiai szempontból jelentős volt az *Europhilus fuliginosus*, valamint a *E. micans* jelenléte. A nedvességre kevésbé érzékeny fajok magas jelenléte a vízjárás alapvető megváltozása előtt a megfigyelt terület nagy részére jellemző, az erősen homokos talaj túlsúlyát tükrözi.

A felvázolt állapot azt jelzi, hogy a futrinkák taxocönózisa olyan jellegzetes, magas nedvességigényű fajtársulásokat képez (2.1., 2.2. táblázat), amelyek közé nem hatoltak be jelentős mértékben a normális hydrikus rendbe tartozó geobiocönózisban élő mezohigrofil fajok. Nem gyakorolt rájuk különösebb hatást az előző évtizedekben – az eredeti erdei növényzetet felváltó nyárfa kultúra – erősen megzavart fajta-összetételű növényzet sem.

Ennek az az oka, hogy a ártéri erdők higrofil fajai számára gyakorlatilag az a fontos, hogy létezzen valamilyen, az avarnak a napfény általi kiszáradását és felmelegedését megakadályozó sűrű vegetációs takaró. A futrinkák számára ezeket a feltételeket a 10 évnél idősebb (azaz az életük legnagyobb részében) nyárfa kultúrák ugyanúgy képesek voltak kialakítani, mint azok a magas törzsű fűfélék, amelyek (az ilyen növényzet florisztikailag nem megfelelő fajösszetétele ellenére) az elégséges talajnedvesség-tartalékkal rendelkező irtványokon fejlődtek ki.

A szemiakvatikus, az amfibikus és az átmeneti állati taxocönózisok esetében a nem csak a vegetációhoz, mint élelmiszerforráshoz, hanem a vízjáráshoz való kötődés is jellegzetes jelenség. A vízjárás szabálytalan változásai és az azt követő szukcesszió a taxocönózisok instabilitásán és azok jelentős évközi változásain mutatkozik meg. Ezt a parti vegetációs formációkban, valamint a dunai főmederben és annak mellékág-rendszerében a Curculionidae (Coleoptera) fitofág taxocönózisok helyzete is dokumentálja. Az ezekre vonatkozó régebbi megfigyelések adatai a kérdést tágabb keretekben tárgyaló tanulmányokban található (MAJZLAN, RYCHLÍK 1982, MAJZLAN 1988, 1990, KODADA, MAJZLAN 1991). A felsorolt munkákból kitűnik, hogy néhány vizsgált mellékág partmenti területe már a Duna elterelése előtt jelentős mértékben kiszáradt. Ez tükröződött az eurytop és a sztenotóp fajok képviselői arányaiban is: a higrofil és paludikol fajok az egyik, valamint a xerofil és a biotópra nem érzékeny fajok a másik oldalon. Jogosan feltételezhetjük, hogy az ormányos bogarak (Curculionidea) társulása, amelyet a Duna elterelése (1992) után jegyeztek fel, az elterelés előtt is a belföldi delta vegetációs mellékágaiban élhetett. A mellékágak kiszáradása után ez a taxocönózis kisebb enklávékba húzódott vissza, ahol tovább élt. Az elterelés idejével esik egybe a higrofil és ripikol ormányos bogár, a *Bagous bagdatensis* északi irányba történő elterjedése. A Szlovákiában található területek jelentik ezeknek a bogaraknak az eddig ismert legészakibb elterjedési határát. A Szlovákiában, de egész Európában kritikusan veszélyeztetett, a mellékágrendszerben magasabb vízállást igénylő ripikol és akvikol *Dicranthus majzlani* a természetes állapotban megmaradt álló és félig folyó síksági vizek indikátora. Mindkét faj 1992-ig ismeretlen volt ezen a területen.

## 2.1. táblázat

**A futóbogarak természetes társulásának struktúrája, a folyóvíz által gyakran elárasztott ártéri erdőkben; a fajok az egyre csökkenő nedvességigény és egyedszám alapján vannak besorolva.**

**Carabidae natural structure in the floodplain forest often flooded by flowing water; species are arranged according to their moisture demand and number of individuals.**

Faj – Specie	H	V	Egyed - Individuals	
			Átlag - Average	Szórás - St. Deviation
<i>Agonum moestum</i> (Duftschmidt, 1812)	8	s	30.67	37.65
<i>Europhilus fuliginosus</i> (Panzer, 1809)	8	s	14.00	12.77
<i>Bembidion biguttatum</i> (Fabricius, 1779)	8	s	9.33	16.17
<i>Pterostichus anthracinus</i> (Illiger, 1798)	8	s	3.67	3.51
<i>Platynus livens</i> (Gyllenhal, 1810)	8	s	2.33	3.21
<i>Oodes helopiodes</i> (Fabricius, 1792)	8	i	2.00	1.00
<i>Pterostichus vernalis</i> (Panzer, 1796)	8	r	2.00	2.65
<i>Bembidion mannerheimi</i> (C. R. Sahlberg, 1827)	8	s	1.67	2.89
<i>Badister peltatus</i> (Panzer, 1797)	8	i	1.33	1.53
<i>Dyschirius globosus</i> (Herbst, 1783)	8	r	1.00	1.00

<i>Chlaenius nitidulus</i> (Schrank, 1781)	8	r	0.67	0.58
<i>Bembidion dentellum</i> (Thunberg, 1787)	8	r	0.33	0.58
<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790)	8	i	0.33	0.58
<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1797)	7	i	187.33	44.46
<i>Platynus assimilis</i> (Paykull, 1790)	7	s	127.67	148.00
<i>Carabus granulatus</i> (Linnaeus, 1758)	7	i	87.67	51.05
<i>Patrobus atrorufus</i> (Stroem, 1768)	7	s	77.00	32.51
<i>Oxypselaphus obscurus</i> (Herbst, 1784)	7	s	72.00	53.03
<i>Europhilus micans</i> (Nicolai, 1822)	7	s	18.67	15.57
<i>Badister sodalis</i> (Duftschmidt, 1812)	7	s	2.67	1.53
<i>Pterostichus diligens</i> (Sturm, 1824)	7	i	0.67	0.58
<i>Asaphidon flavipes</i> (Linnaeus, 1761)	6	s	100.67	130.02
<i>Clivina fossor</i> (Linnaeus, 1758)	6	s	40.00	7.94
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	6	s	26.00	26.85
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)	6	i	7.67	6.03
<i>Badister lacertosus</i> (Sturm, 1815)	6	i	5.00	5.20
<i>Badister meridionalis</i> (Puel, 1925)	6	i	2.33	3.21
<i>Acupalpus meridianus</i> (Linnaeus, 1761)	6	p	2.00	2.65
<i>Clivina collaris</i> (Herbst, 1784)	6	i	1.33	2.31
<i>Epaphius secalis</i> (Paykull, 1790)	6	s	0.33	0.58
<i>Lasiotrechus discus</i> (Fabricius, 1792)	6	t	0.33	0.58
<i>Panageus cruxmajor</i> (Linnaeus, 1758)	6	i	0.33	0.58
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	5	i	9.00	6.24
<i>Syntomus obscuroides</i> (Duftschmidt, 1812)	5	i	0.33	0.58
<i>Lorocera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)	4	i	2.33	2.31
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1781)	4	p	1.67	2.08
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	4	p	0.67	1.15
<i>Synuchus vivalis</i> (Illiger, 1798)	4	i	0.33	0.58
<i>Amara ovata</i> (Fabricius, 1792)	3	p	0.67	1.15
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)	3	p	0.67	1.15
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)	3	p	0.33	0.58
<i>Amara apricaria</i> (Paykull, 1790)	3	p	0.33	0.58
<i>Brachynus explodes</i> (Duftschmidt, 1812)	3	p	0.33	0.58
<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)	2	p	0.67	1.15
<b>Egyedek száma – Number of individuals</b>			<b>788.67</b>	<b>459.45</b>
<b>Fajok száma – Number species</b>			<b>29.00</b>	<b>3.61</b>

Jelmagyarázat:

H – higropreferendum: 1 – szárazságkedvelő, 8 – extrém nedvességkedvelő

V – a vegetációs takaró preferenduma: s – silvikol (erdei), i – az árnyékolást illetően indifferens, p – patetikol (nem erdős területen élő), r – ripikol, t – terikol (a földalatti emlősök járataiban élő, stb.).

## 2.2. táblázat

A futóbogarak társulása a Kis-Duna holt mellékágának közelében található, erősen megbontott maradék ártéri erdőben

*Carabidea taxocoenoses* in heavy disturbed rest of floodplain forest to the rest of Maly Dunaj dead arm.

Faj – Specie	H	V	Egyed - Individuals
<i>Bembidion mannerheimi</i> (C. R. Sahlberg, 1827)	8	s	15
<i>Agonum moestum</i> (Duftschmidt, 1812)	8	s	2
<i>Chlaenius nigricornis</i> (Fabricius, 1787)	8	r	2
<i>Demetrias monostigma</i> (Samouelle, 1819)	8	p	1
<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1797)	7	i	6
<i>Badister lacertosus</i> (Sturm, 1815)	6	i	33
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)	6	i	9
<i>Asaphidon flavipes</i> (Linnaeus, 1761)	6	s	2
<i>Acupalpus meridianus</i> (Linnaeus, 1761)	6	p	1
<i>Anisodactylus binotatus</i> (Fabricius, 1787)	6	p	1
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	6	s	1
<i>Syntomus palipes</i> (Dejean, 1825)	5	p	31
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	5	i	12
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1781)	4	p	123
<i>Pseudophonus rufipes</i> (De Geer, 1774)	4	p	63
<i>Panageus bipustulatus</i> (Fabricius, 1775)	4	p	10
<i>Laemostenus terricola</i> (Herbst, 1784)	4	i	5
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	4	p	2
<i>Harpalus atratus</i> (Latreille, 1804)	4	s	1
<i>Harpalus honestus</i> (Duftschmidt, 1812)	4	p	1
<i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758)	4	p	1
<i>Pterostichus ovoideus</i> (Sturm, 1824)	4	i	1
<i>Abax ater</i> (Villers, 1789)	3	s	76
<i>Brachynus explodes</i> (Duftschmidt, 1812)	3	p	54
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	3	p	45
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)	3	p	28
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)	3	p	16
<i>Amara aulica</i> (Panzer 1797)	3	p	8
<i>Brachynus crepitans</i> (Linnaeus, 1758)	3	p	3
<i>Calathus erratus</i> (C. R. Sahlberg, 1827)	3	p	2
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	3	p	2
<i>Amara apricaria</i> (Paykull, 1790)	3	p	1
<i>Amara consularis</i> (Duftschmidt, 1812)	3	p	1
<i>Amara convexiuscula</i> (Marsham, 1802)	3	p	1
<i>Harpalus tardus</i> (Panzer 1797)	2	p	8
<i>Licinus depressus</i> (Paykull, 1790)	2	p	2
<i>Microlestes plagiatus</i> (Duftschmidt, 1812)	2	p	1
<i>Ophonus azureus</i> (Fabricius, 1775)	2	p	1
<i>Poecilus punctatulus</i> (Schaller, 1783)	2	p	1
<b>Egyedek száma</b>			<b>573</b>
<b>Fajok száma</b>			<b>38</b>

Rövidítések lásd a 2. 1. táblázatot.

A monitoring során megállapítást nyert, hogy míg a parti növényi társulások komplexumában (*Rorippo-Agrostietum stoloniferae*, *Phalaridetum arundinaceae*, *Rorippo amphibiae-Oenanthetum aquaticae*, *Glyceritum maximae*, *Phragmitetum communis*, *Caricetum gracilis*) a Curculionidae taxocönózis 49 fajt jegyezték fel, ebből 13-at, 29 %-ot (*Sitona macularis*, *Sitona suturalis*, *Bagous collignenis*, *B. glabrirostris*, *Tansyphyrus lemnae*, *Rhinoncus albicinctus*, *R. perpendicularis*, *R. inconspicuosus*, *Poophagus sisymbrii*, *Tapinotus sellatus*, *Nanophyes brevis*, *N. globiformis*, *N. marmoratus*) minden évben, amin belül kiegyenlítődnek a partmenti vegetációhoz kötődő higrofil, valamint - a Duna kiszáradó holtágának, ahol csak a tavaszi (áprilisi és májusi) időszakban nagyobb a vízmennyiség, *Phragmitetum communis* közösségű ártéri erdejében (*Salici populetum*) a karrakteres, sztenotóp és higrofil fajok szignifikáns túlsúlyával – a vízfelszíni növényeihez kötődő fajok, addig a Curculionidae taxocönózisban 39 fajt jegyeztek fel, s a megfigyelések során egyetlen faj sem jelent meg minden évben, miközben a *Nedyus quadrimaculatus* kísérő faj volt eudomináns.

A vizsgált területen régebb óta viszonylag jól ismertek a szárazföldi illetve amfibikus gerincesek taxocönózisai.

A megfigyelt területen 12 taxon (11 faj + 1 klepton) kételtű előfordulása volt ismert, ebből a *Triturus dobrogicus* és a *Rana ridibunda* a veszélyeztetett (EN), a *Triturus vulgaris* és *Rana lessonae* a sérülékeny (VU), az összes többi a kockázatos (LR) fajok kategóriájába tartozik. A Szlovákiában ismert 12 hullófaj közül itt 9 található meg, ebből 7 a védett, 3 a sérülékeny (VU: *Coronella austriaca*, *Natrix tessellata*, *Lacerta viridis*), a többi a kockázatos (LR) fajok kategóriájába tartozik.

Ornitológiai szempontból a közelmúltban a Duna-melléki ártéri erdők, a Duna mellékágrendszerével együtt még magas diverzitású és sűrűségű területnek számítottak, ahol értékes és veszélyeztetett fajok fészkeltek (BALÁT, 1963). A Duna-melléki ártéri erdők fészkelő ornitocönózisát a Bósi Vízlépcső megépítése előtt – azaz a hetvenes és a nyolcvanas években – 103 madár faj képezte (2.3. táblázat). A jelentős fészkelő madarak közül elsősorban a barna kánya (*Milvus migrans* - VU) és a fehérszemű réce (*Aythya nyroca* – EN), amelyek a vizsgált területen szlovákiai viszonylatban is jelentős fészkelő populációt alkottak. Ezekon kívül a törpegém (*Ixobrychus minutus* – VU), a fekete gólya (*Ciconia nigra*), a darázsölyv (*Pernis apivorus*), a jégmadár (*Alcedo atthis*), valamint a közép fakopács (*Dendrocopos medius*) jelentettek ezen a területen regionális jelentőségű fészkelő populációt. A 103 fészkelőből 3 faj volt veszélyeztetett (EN: *Ardea purpurea*, *Aythya nyroca*, *Coracias garrulus*) és 4 volt sérülékeny (VU: *Ixobrychus minutus*, *Milvus migrans*, *Nycticorax nycticorax*, *Upupa epops*).

### 2.3. táblázat

A Bósi Vízlépcső megépítése előtt az ártéri erdőkben és a Duna szlovák-oldali mellékágrendszerében fészkelő madarak áttekintése (1970-1990)

	Faj - Specie	Fészekrakás – Nesting
1	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	h
2	<i>Podiceps cristatus</i>	h
3	<i>Phalacrocorax carbo</i>	h H
4	<i>Ixobrychus minutus</i>	h
5	<i>Ardea cinerea</i>	h H
6	<i>Ardea purpurea</i>	h H
7	<i>Nycticorax nycticorax</i>	h H

8	<i>Ciconia nigra</i>	h
9	<i>Ciconia ciconia</i>	sh
10	<i>Cygnus olor</i>	h
11	<i>Anas strepera</i>	h
12	<i>Anas platyrhynchos</i>	h
13	<i>Aythya ferina</i>	h
14	<i>Aythya nyroca</i>	X
15	<i>Pernis apivorus</i>	h
16	<i>Milvus migrans</i>	h
17	<i>Circus aeruginosus</i>	h
18	<i>Accipiter gentilis</i>	h
19	<i>Accipiter nisus</i>	nzh
20	<i>Buteo buteo</i>	h
21	<i>Falco tinnunculus</i>	nzh
22	<i>Falco subbuteo</i>	h
23	<i>Phasianus colchicus</i>	h
24	<i>Rallus aquaticus</i>	h
25	<i>Porzana parva</i>	h
26	<i>Gallinula chloropus</i>	h
27	<i>Fulica atra</i>	h
28	<i>Charadrius dubius</i>	h
29	<i>Actitis hypoleucos</i>	X
30	<i>Columba palumbus</i>	h
31	<i>Streptopelia turtur</i>	h
32	<i>Cuculus canorus</i>	h
33	<i>Strix aluco</i>	h
34	<i>Asio otus</i>	h
35	<i>Alcedo atthis</i>	h
36	<i>Coracias garrulus</i>	nzh
37	<i>Upupa epops</i>	h
38	<i>Jynx torquilla</i>	h
39	<i>Picus canus</i>	nzh
40	<i>Picus viridis</i>	h
41	<i>Dryocopus martius</i>	h
42	<i>Dendrocopos major</i>	h
43	<i>Dendrocopos syriacus</i>	sh
44	<i>Dendrocopos medius</i>	h
45	<i>Dendrocopos minor</i>	h
46	<i>Riparia riparia</i>	X
47	<i>Hirundo rustica</i>	sh
48	<i>Delichon urbica</i>	sh
49	<i>Anthus trivialis</i>	h
50	<i>Motacilla alba</i>	h
51	<i>Troglodytes troglodytes</i>	h
52	<i>Prunella modularis</i>	h
53	<i>Erithacus rubecula</i>	h
54	<i>Luscinia megarhynchos</i>	h
55	<i>Phoenicurus ochruros</i>	sh

56	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	h
57	<i>Saxicola torquata</i>	h
58	<i>Turdus merula</i>	h
59	<i>Turdus philomelos</i>	h
60	<i>Locustella naevia</i>	h
61	<i>Locustella fluviatilis</i>	h
62	<i>Locustella luscinioides</i>	h
63	<i>Aerocephalus schoenobaenus</i>	h
64	<i>Aerocephalus palustris</i>	h
65	<i>Aerocephalus scirpaceus</i>	h
66	<i>Aerocephalus arundinaceus</i>	h
67	<i>Hippolais icterina</i>	h
68	<i>Sylvia nisoria</i>	h
69	<i>Sylvia curruca</i>	h
70	<i>Sylvia communis</i>	h
71	<i>Sylvia borin</i>	h
72	<i>Sylvia atricapilla</i>	h
73	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	nzh
74	<i>Phylloscopus collybita</i>	h
75	<i>Phylloscopus trochilus</i>	h
76	<i>Muscicapa striata</i>	h
77	<i>Ficedula albicollis</i>	h
78	<i>Aegithalos caudatus</i>	h
79	<i>Parus palustris</i>	h
80	<i>Parus montanus</i>	h
81	<i>Parus caeruleus</i>	h
82	<i>Parus major</i>	h
83	<i>Sitta europaea</i>	h
84	<i>Certhia familiaris</i>	h
85	<i>Certhia Brachydactyla</i>	h
86	<i>Remiz pendulinus</i>	h
87	<i>Oriolus oriolus</i>	h
88	<i>Lanius collurio</i>	h
89	<i>Garrulus glandarius</i>	h
90	<i>Corvus monedula</i>	nzh
91	<i>Corvus corone cornix</i>	h
92	<i>Sturnus vulgaris</i>	h
93	<i>Passer domesticus</i>	sh
94	<i>Passer montanus</i>	h
95	<i>Fringilla coelebs</i>	h
96	<i>Serinus serinus</i>	h
97	<i>Carduelis chloris</i>	h
98	<i>Carduelis carduelis</i>	h
99	<i>Carduelis cannabina</i>	h
100	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	h
101	<i>Emberiza citrinella</i>	h
102	<i>Emberiza schoenicus</i>	h
103	<i>Militaria calandra</i>	h



### **Jelmagyarázat:**

**H** – a faj a túlsó, magyar oldalon fészkel, de élelemszerző területe átnyúlik a szlovák oldalra is

**h** – szorosan a vízlépcső felépítése előtt és a vízlépcső üzembe helyezése után is fészkel

**nzh** – rendszertelenül, ritkán fészkelő faj

**sh** – az emberi lakóhelyek környékén fészkelő, az erdészházak és az üdülőtelepek mentén terjeszkedő faj

**X** – az építkezés megkezdése előtt fészkel, az üzembe helyezést követően nem jegyezték fel fészkelést

A fészkelő madarak számára fontos ártéri erdőkön kívül a Duna a vízi madarak migrációs útvonalaként is fontos szerepet játszik. Az egyes években 25 – 30 madárfaj is telelt a Duna fő medre mentén (KALIVODOVÁ, DAROLOVÁ 1998, ÁČ et al., 1996). A domináns téli madárfajok közé tartozott az *Anas platyrhynchos* és a *Bucephala clangula*.

Az emlősök (Mammalia) faunájából 49 fajt jegyezték fel. A hód (*Castor fiber*), amely a területen kihalt, az Ausztriában történt visszahelyezését követően spontán terjeszkedik, azonban a vizsgált területen nem találja meg a számára optimális életfeltételeket. A *Sorex araneus*, az *Apodemus flavicollis*, a *Clethrionomis glareolus*, a *Sorex minutus*, a *Crocidura suaveolens*, a *Microtus arvalis*, a *Microtus oeconomus*, a *Pitymys subterraneus*, az *Apodemus sylvaticus* és a *Micromys minutus* fajok által alkotott kis földi emlősök taxocönózisban, a nedvességi gradiens változásával együtt változik a dominancia-szerkezet is. A puhafafélékből összetevődő ártéri erdőben a *Sorex minutus*, az *Apodemus flavicollis* és a *Clethrionomis glareolus* az eudomináns, a nedvességi gradiensnek a xerikus feltételek irányába történő elmozdulásával együtt azonban csökken ezeknek a dominanciája és a társulásban nagyobb arányban érvényesülnek más fajok, beleértve a területen nem honos *Microtus arvalis*-t és *Mus musculus*-t is.

### **2.5.3. A vízi fauna**

A folyók eredetét, valamint a víz minőségét hűen tükrözi a plankton, a benton, a nekton és a neuston struktúrája, dinamikája, valamint produkciója. Ezeknek a organizmusoknak a társulásai a folyót és annak mellékág-rendszerét jellemző fontos elemet jelentnek és olyan fontos indikátorai a változásoknak is, amelyek képesek választ adni a különböző idősíkokban végbement változásokra, valamint jellegükből következtetni lehet a végbement, valamint a folyamatban lévő változásokra, s egyben lehetővé teszik a további fejlődés alapvonalainak előre becslését is.

Az árvizek kockázatait csökkentő és a hajózási feltételeket javító műszaki beavatkozások elsősorban a mederfenék mélyítésére és rendezésére, a partok szabályozására, az ártéri őserdők felszámolására és a mellékágak lezárására összpontosítottak (DUB, SZOLGAY, 1966). Ennek eredményeképpen jelentősen felgyorsult a folyó vizének áramlási sebessége és felerősödött a mederfenék eróziója, valamint az átfolyó eupotamál és parapotamál típusú mellékágaiban az áramlás jelentős csökkent vagy esetekben meg is szűnt. Visszaszorították a mezohabitatok eredeti heterogenitását. Jelentősen megnehezedtek a lárvák migrációjának, a vízi rovarok és az egyéb vízi organizmusok reprodukciójának a feltételei (KRNO, 1995). A mellékágaknak a hajózás biztosítása érdekében történt lezárása és a Duna árterének csökkenése következtében elterjedtek a plesiopatomál típusú mellékágak, amelyek a makrofíták fejlődésével, eutrofizációval, és a periodikus kiszáradó mocsarakká történő átalakulással jellemezhetőek. Az árvízvédelmi töltések felépítése következtében a mellékágak

a töltésen kívüli területeken elvesztették a kapcsolatot az aktív főmederrel, és paleopotamál típusú mellékágakká alakultak át. Ezek a feltételek a reofil, a potamofil és a sztenok makrozoobentosz formák visszaszorulását, valamint azok eurytóp formákkal történő pótlását eredményezték. Az árvízvédelmi töltéseken belüli területen lévő mellékág-hálózat szétszabdálása is negatív hatással járt. STÖSSEL (1988) és FRUGET (1991, 1992) rámutatott folyószabályozás makrozoobentosz struktúrára gyakorolt hatására a nagy európai folyók esetében (Rajna, Rhone), amelyekben sérül a longitudiális zonáció és a társulások teljes homogenitása következik be.

A múltban a Duna és hullámtere esetében tipikus volt több-kevesebb rendszerességgel a tavasz elején, márciusban, valamint a nyár elején – júniusban és júliusban ismétlődő nagyobb vízhozam (MUCHA et al., 2001). A folyó vízjárásnak ez a sajátosságára utal, ezért azt nem jellemezhetjük tipikus alpesi folyóként (HOLČÍK et al., 1981). A kiemelkedő tavaszi maximumok az Alpok és a Hercinik előterében található hó olvadásának a következményei, ezért ebben az esetben a magashegységi és hegyaljai típusok kevert vízjárásról van szó. Ilyen vízjárásnak voltak alárendelve a Duna és hullámtere területének temporáris epifaunájának a fejlődési ciklusai. A szabályszerű, vagy szabálytalan árvizek voltak a dunai ökoszisztéma genezisének fő természetes tényezői (ROVNÝ et al., 1996). Az áradások átöblítették a mellékágak középvezetékét, megakadályozták a fenék kolmatációját. Tavasszal a mellékágakat gazdagon ellátták tápanyagokkal, kedvezően befolyásolták az oxigén- és hőháztartást, ezzel lehetőséget teremtettek a hidrobionták sikeres ontogenetikus fejlődésére, s nem utolsósorban lehetővé tették ezek passzív és aktív migrációját. Az árvízvédelmi töltések és a vízkormányzó műtárgyak létesítésével ez a vízjárás megváltozott, gyorsabb és nagyobb vízszintingadozás állt be, főleg a folyó kiegyenesített, kimélyített fő medrében felgyorsult az áramlás sebessége és bekövetkezett a felszíni és felszín alatti vizek vízszintjének csökkenése. A XX. század hatvanas éveitől ezt a folyamatot a mellékágak fokozatos kiszáradása, a Duna szárazföldi deltájának fragmentációja, valamint a mellékágak átöblítésének csökkenő frekvenciája és kiszáradása kísérte.

Ennek a térségnek a mikro-mezobentosz faunájára vonatkozó adatokat több munkában is publikálták (ERTL, 1966, 1970). A legtöbb adat a perifitonról állt rendelkezésre, amely elsősorban kis gyökérlábúak (*Ameobina*), csillósok és a sestonok *Rotifera* alkottak (MATIS, TIRJAKOVÁ (1992, 1995a, 1995b), TIRJAKOVÁ (1992, 1999), BALÁŽI, TIRJAKOVÁ (1999), BALÁŽI, MATIS (2002)).

A Duna és mellékágainak, valamint időszakos vizeinek makrozoobentosza több szerző tanulmányának a tárgya képezte: BALTHASAR (1936, 1938), HRABĚ (1941), TRPIŠ (1957, 1962), RAUŠER (1957), LICHARDOVÁ (1958), ERTLOVÁ (1963, 1968, 1970, 1973, 1987), BRTEK és ROTHSCHHEIN (1964), RUSSEV (1979), POMICHAL (1984), LANDA (1969), NAGY és ŠPORKA (1990), KRNO (1990), MAJZLAN (1992), DAVID (1994), BULÁNKOVÁ (1995, 1999, 2001), BULÁNKOVÁ és HALGOŠ (1995, 1997), HALGOŠ (1995), ŠÍBEL et al. (2001), ŠPORKA, KRNO (1995), KOŠELA (1995a) és ŠPORKA (1980a, 1980b, 1982, 1983, 1984, 1994, 1998), ŠPORKA, NAGY (1998). A fenti munkákból kitűnik, hogy a Duna és hullámtere évszázadok óta erős antropikus nyomás alatt áll, amelynek eredményeképpen az állkérészek dunai fajának több mint 90 %-a, a kérészek több mint 50 %-a és a tegzesek több mint 30 %-a kipusztult (KRNO és kol., 1999).

A Csallóköz területe régóta a szúnyogok (neuszton) kvantitatív és kvalitatív gazdagságáról, valamint azokról az évenként ismétlődő, valamely faj túlszaporodása következtében bekövetkezett zavarokról volt ismert. A zavarokat a Duna vizének a hullámtér területre

történő kiáradása okozta. TRPIŠ (1962) a Csallóköz területén 28 szúnyogfajt határozott meg. Az azóta bekövetkezett jelentős antropikus hatások következtében a terület nagy változásokon ment keresztül (HALGOŠ, 1981; HALGOŠ, 1984).

### A zooplankton társulások a vízlépcső felépítését megelőzően

#### A Duna fő folyómedre

A Duna elterelése előtt (1971-1972) (VRANOVSKÝ 1974) és az 1991-1992. években (ILLYOVÁ 1995; VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999) a planktonikus fonálférgek közül az euplanktonikus fajok, főleg a *Keratella* (*K. cochlearis*), a *Polyartha* (*P. vulgaris*, *P. remata*), a *Synchaeta* (*S. oblonga*, *S. tremula*, *S. stylata*), a *Brachionus* (*B. calycilforus*, *B. angularis*) és a téli időszakban a *Rotaria rotaria* domináltak. Hasonlóan a krustáceoplanktonban is az igazi planktonok voltak túlsúlyban, de a megfigyelt szakasz felső részében (a Görberétek/Dunajské kriviny – profiljában) a teljes abundáció jelentős részét képezték a tichoplankton (litorális és bentikus) fajok, azaz a nem igazi planktonok. Az ágascsapúak (Cladocera) közül a *Bosmina longirostris* esetlegesen a *Daphnia longispina* vagy/és a *D. cucullata* fajjal együtt dominált. Az evezőlábúak (Copepoda) között a leggyakoribb az *Acanthocyclops robustus*, mégpedig az *Eudiaptomus gracilis*, vagy a *Cyclops vicinus* és *Thermocyclops oithonoides* fajok kíséretében, esetlegesen az – emigráns, a mi Duna szakaszunkon 1991-ben először feljegyzett – *Eurytemora velox* fajjal együtt. A tichoplankton ágascsapúak közül az *Alona quadrangularis* és az *a. affinis*, az evezőlábúak közül az *Eucyclops serrulatus* voltak a legelterjedtebbek.

#### Parapotamál típusú mellékágak

A Duna elterelése előtt az év meleg időszakában, a folyóvíz stagnálása idején általában egy számszerűleg gazdag, kizárólag euplankton-fajok alkotta zooplankton alakult ki az ilyen típusú vizekben (VRANOVSKÝ 1974, 1985; VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999). A fonálférgek közül a *Brachionus*, *Keratella*, *Polyartha* a *Synchaeta* több törzse dominált. Az ágascsapúak közül a *Bosmina longirostris*, a *Daphnia longispina* és (a Bős feletti mellékágakban) a *D. cucullata*-val, valamint a *D. cucullata*, a *Diaphanosoma brachyrium* és a *Moina brachiata* (az Isztragai mellékágban, Bős alatt) közösen domináltak. A középső zónában ehhez hasonlóan, a krustáceoplankton második jelentős komponenséből, az evezőlábúakból, csak a valódi planktonok, elsősorban – néhány más fajjal együtt – a *Thermocyclops oithonoides* és (az Isztragai ágbán) a *Th. crassus* voltak képviselve.

#### Pleisopotamál típusú mellékágak

A megfigyelt mellékágak közül, nemcsak a Nádszeg (Trstená) melletti Király-rét/Kráľovská lúka mélyebb mellékágában, de a mellékág a Kulcsod (Ključovec) melletti Pörös rétnél (Sporná sihot') található sekélyebb maradékában is a krustáceoplanktonban a tipikus planktonok domináltak, sőt, az első évben ők képezték a krustáceoplankton az egyetlen részét (VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999). A Király-rét melletti mellékágban az ágascsapúak közül a *Diaphanosoma brachyrium* vagy a *Bosmina longirostris*, az evezőlábúak közül a *Thermocyclops oithonoides* voltak a dominánsak, Pörös rétnél (Sporná sihot') lévő mellékágban az ágascsapú *Bosmina longirostris* és az evezőlábú *Cyclops vicinus*, *Thermocyclops oithonoides*, *Th. crassus*, *Eudiaptomus gracilis*, *Eurytemora velox* és *Acanthocyclops robustus* tartoztak a leggyakoribb, valamint éves átlagban is domináns fajok közé.

Az hullámtér területének elárasztását követően ebben a mellékág-típusban euplanktonikus fajok – főleg a *Cyclops vicinus* és a *Thermocyclops crassus* – tekintetében domináns társulások jöttek létre. Más időszakokban ezen a területen a litorálra, illetve az átmenetileg (ideiglenesen) sekély állóvizekre jellemző fajok (az ágascsapúak közül főleg a *Chydorus sphaericus* és *Ceriodaphnia reticulata*, az evezőslábúak közül a *Megacyclops viridis*, *Metacyclops gracilis*, *Eudiaptomus transylvanicus* és *Cryptocyclops bicolor*) számszerű túlsúlya alakult ki.

### **Az eredeti zoobentosz társulások**

#### A Duna fő folyómedre

A csillósok társulásai (MATIS, TIRJAKOVÁ, 1995 a, b) fajösszetétel és abundancia szempontjából aránylag szegényeknek mutatkoztak. Elsősorban az eurikus fajok (bakteriovor – *Cyclidium glaucoma*, *Aspidisca cicada*, *A. lynceus*, *Glaucoma scintillans* a i.) voltak képviselve. A planktonikus fajok aránylag kis számban voltak képviselve. A mikrozoobentosz és meiozoobentosz többi megfigyelt összetevői csak szórványosan fordultak elő. Ez a megfelelő szubsztrátumok elégtelen mennyiségének, a víz nagy áramlási sebességének, az eliszaposodásnak, a turbulenciák által okozott elöntéseknek és a vízszint instabilitásának a következménye. A Duna áradásai után visszatérően az egyedek inaktivizációja volt megfigyelhető (valószínűleg a folyóvízbe bekerülő mérgező anyagok hatására). Ebben az időszakban a különböző helyeken megjelentek a ritkábban előforduló fajok is, pl. *Ophryoglena flava*, *Tintinnopsis cylindrata*, *Stregochilum fusiforme*, *Frontonia anbigua*, *Strombidium turbo*.

A makrozoobentosz permanens faunája a megfigyelt folyószakasz litorális zónájában minőségileg egységes jelleggel bírt (KRNO et al., 1999). A domináns fajokat az *Eunapius fragilis* (Porifera), *Dendrocoelum lacteum* (Turbellaria), *Dina punctata* (Hirudinea), *Ancylus fluvialilis*, *Lymnatea ovata*, *Bithynia tentaculata* (Gastropoda), *Dreissena polymorpha*, *Sphaerium corneum* (Bivalvia) (KOŠEL, 1995a) alkotta. A kissörtéjúek közül a Naidiák és *Stylodrilus heringianus* család (Lumbriculiade) és ritkán a Tubificidaek családja is megjelent. Jelentős volt a *Hypinia invalida* (Polychaeta), a *Dikerogammarus haemobaphes* és a *Corophium curvispinum* (Ampiphoda) fajok előfordulása. A faunán belül bizonyos eltérések voltak a Duna lejtése törésvonala alatt fekvő kulcsodi (Klůčovec) szelvényben (ŠPORKA, KRNO 1995).

A Duna litorális temporális faunája taxocönózisában a *Baetis fuscatus*, *Heptagenia sulphurea*, *Caenis pseudorivulorum* (Ephemeroptera), *Hydropsyche contubernalis*, *H. bulgaroromanum*, *Psychomyia pusilla*, *Brachycentrus subnubilus*, *Ceraclea dissimilis* (Trichoptera) domináltak. A nyolcvanas években végzett kutatásokkal ellentétben (KRNO, 1990) már nem jegyeztük fel a kérészek több fajtát – a *Heptagenia coeruleans* és az *Edyonurus* törzset – és más fajok is – *Baetis vardarensis*, *Heptagenia flava*, *Ephemerella ignita* és a *Potamanthus lutens* – nagyon ritkán tűntek fel. Mennyiségileg a fauna a Bős melletti mellékágak torkolatánál volt a benépesülve (Krnó, 1995). A sziklás szubsztrátumban leggazdagabb, miközben a sziklás szubsztrátum benépesítettsége sokkal gazdagabb volt. A sziklás szubsztrátumon a *H. bulgaroromanum*, a kavicsos részen a *H. contubernalis* faj dominált. Egészében a filtrátorok (Hydropsychiade, *Brachycentrus*) voltak túlsúlyban.

A Duna fő folyómedrének középső része (1816 fkm), amelyet ERTLOVÁ (1968) figyelt meg, elsősorban kissörtéjúekkel (*Nais elinguis*, *Chaetogaster crystallinus*, *Propappus volki*,

*Rhynchelmis limosella* és *Stylodrilus heringianus*), piócákkal (*Erpobdella octoculata*), és árvaszúnyog-félékkel (*Polypedilum* sk. *Laetum*, *P. sk. scaleanum*, *Ablabesmyia* sk. *lentiginosa* és *Euorthoclaudius rivicola*) volt benépesítve.

#### A parapotamál típusú mellékágak

Területünkön a mikrozoobentosz tanulmányozása során a figyelem elsősorban a mellékágak irányába fordult (MATIS, TIRJÁKOVÁ, 1992; TIRJÁKOVÁ, 1992; SZENTIVÁNY, TIRJÁKOVÁ, 1994). A megfigyelt csoportok szerkezete alapján a mellékágakat nem lehet egy egységként értelmezni. Valamennyi megfigyelt mellékágban a társulások az adott környezet jellegzetességétől és változó állapotától függően specifikusan fejlődtek. A vízlépcső üzembe helyezése előtt valamennyi mellékág közös jellemzője volt a régóta tartó fokozatos vízszint-csökkenés, valamint az, hogy a mellékágakban csak a Duna magasabb vízszintje esetén áramlott át a víz. A fő folyótól történt leválásuk utáni időszakban a mellékágakban gazdag állóvízi társulások jelentek meg. Az állóvízes, és az áradások idején átmosott mellékágak széles fajta csoport spektrummal és a mikrozoobentosz valamennyi csoportjának abundanciával tűntek ki (*Ciliophora*, *Mastigophora*, *Heliozoa*, *Amoebina*).

A holt mellékágak permanens faunájában eredetileg ugyanazok a fajok – *Corophium curvispinum*, *Dikerogammarus haemobaphes* (Amphiphoda), *Hypania invalida* (Polychatea), *Stylodrilus heringianus* és a *Psammoryctides* és *Potamothrix* (Oligochaeta) törzsek – voltak jelen, mint a fő folyóban (KOŠEL, 1995a; KRNO et al., 1999). Az Isztraga (Istragov) melletti átfolyó-jellegű mellékágban ERTLOVÁ (1970) 1966-ból származó megállapítása szerint az Oligochaeta (*Potamothrix moldaviensis*, *Tubifex tubifex*, *Tubifex ignotus* és a *Limnodrilus* törzs) és Chironomidae (*Prodiamesa olivacea*, *Chironomus* sk. *thummi*, *Cryptochironomus* sk. *defectus*) domináltak. A bácsi mellékágrendszer (Bačianská ramenná sústava) fő ágaiban, amelynek az aggregációi finom üledékekkel volt kitöltve, és egyedi bentikus társulással voltak benépesítve, magas volt a bentikus fauna fajösszetétele és számszerűsége. A kavicsos-homokos mediál-fenéken az 1976 és 1978 közötti időszakban az a *Dreissena polymorpha* (Bivalvia) ért el magas abundancia fokot. (ŠPORKA, NAGY 1998). A magas vízállások ugyan a fauna ideiglenes elszegényedéséhez vezettek, de rövid idő – kb. 35 nap – után megújultak az eredeti társulások.

Az átfolyó mellékágak ideiglenes faunájában LICHARDOVÁ (1958), 1960 előtt több kérész taxocönóvizist állapított meg, amelyben rendszeresen előfordultak a *Potamathus luteus*, *Heptagenia sulphurea*, *Ecodyonurus aurantiacus*, *Baetis rhodani*, *B. fuscatus*, *Serratella ignita* fajok, ami a mellékágak jelentős reofilitásáról tanúskodik. A dunai mellékágakban hasonló volt a helyzet a tegzesek taxocönózisban (MAYER, 1935) – *Rhyacophila pascoei*, *Agapetus* sp., *Hydroptila* sp., *Plectrocnemia* sp., *Neureclepsis bimaculata*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Hydropsyche* spp., *Cheumatopsyche lepida*, *Setodes interruptus*, *Potamophylax latipennis*, *Halesus* spp., *Goera pilosa*, *Silo pallipes* és *Brachycentrus subnubilus*. A bácsi mellékág-rendszerben 1976 és 1978 között a kérészek közül hat taxont, a tegzesek két családjának képviselőit, az árvaszúnyogok közül 22 taxont jegyeztek fel (ŠPORKA, NAGY 1998). Az átfolyó mellékágak ideiglenes faunája 1991-ben, valamint 1992-ben viszonylag szegényes volt és azt a *Cloeon dipterum*, a *Caenis horaria*, a *C. luctuosa* (Ephemeroptera) fajok és a *Ecnomus*, *Cyrmus*, az *Anabolia*, *Athripsodes* (Trichoptera) törzsek képviselték. A szitakötők közül (MAJZLAN, 1992) a parapotamálban a *Calopteryx splendens* és a *Lestes viridis* dominált. Az árvaszúnyog-társulásban a folyóvizet kedvelő (*Cricotopus bicinctus*, *Tanytus kraatzii*), valamint a lassan folyó és állóvizet előnyben részesítő fajok (*Dictrotentipes* spp., *Polypedilum* spp.) voltak jelen (KRNO és kol., 1999).

### Plesiopatómál típusú mellékágak

A Duna holt mellékágaiban (elsősorban a Király-rét/Kráľovská lúka és a Pörös sziget/Sporná sihot' területén) viszonylag stabil mikrozoobentosz társulások voltak találhatóak. A Király-rétnél a vízszint csökkenésének hatására a nyári hónapokban a vizek átmelegedtek, ami elsősorban a csillósok társulásának szerkezetében okozott változásokat (néhány faj jelentős mértékben túlszorodott, pl. *Coleps nolandi*) (MATIS, TIRJAKOVÁ, 1995a,b).

A plesiopatómál típusú mellékágakban egyrészt kavicsos-homokos, másrészt iszapos mederfenék fordul elő. A permanens fauna összetétele a kavicsos-homokos mederfenéken sokszínűbb volt, a Tubificidae család fajain kívül a Naididae család fajai – tehát vízi növényekkel táplálkozó fajok – is előfordultak, ezzel szemben az iszapos mederfenéken a Tubificidae család fajai voltak túlsúlyban, amelyeket esetlegesen az Enchytraeidae család amfibiotikus fajai, a *Criodrilus lacum*, valamint az *Eisenella tetraedra* nagy fajai egészítették ki (NAGY, ŠPORKA, 1990). A fajokat tekintve a többi csoport is szegényes volt, miközben 14 fajjal a csigák voltak túlsúlyban. A fajok többségének abundanciája azonban nagyon alacsony volt. Nagyobb mennyiségben csak 1992-ben az *Asellus aquaticus* ászkafélet jegyezték fel (ŠPORKA, KRNO, 1995). Az temporális faunából főleg a szitakötők stagnikol fajai, a *Sympetrum flaveolum*, a *Lestes barbarus*, a *Cordulia aenea* voltak jelen, de feljegyezték a *Platycnemis pennipes* semireofil fajt is (MAJZLAN, 1992). Az árvaszúnyogok társulása a fajokat tekintve szegényes volt, miközben a pelofit fajok *Cryptochironomus defectus* és *Polypedium nubeculosum* voltak domináns helyzetben (KRNO et al., 1999).

1971-ben a Zsófia-ágban (Žofín) a az Oligochatea és a Chironomidae tartoztak dominánsok csoportjába (ERTLOVÁ, 1973). Hasonló megállapításra jutott NAGY és ŠPOR temporális faunán belüli legmagasabb taxon számot a (növényekkel és növények nélküli) litorális övezetben jegyezték fel. A mediális zóna csak szegényesen volt benépesedve. Az iszapos üledékekkel teli mediális zónát elsősorban - a litorális övezetben is számos fajjal képviselt – árvaszúnyogok lárvái telepítették be.

### Eredeti ichtyocönózisok a fő folyómederben és a mellékág-rendszerekben

A fő folyónak a Morva folyó torkolatától az Ipoly folyó torkolatáig terjedő szakasza, valamint a mellékágrendszerének eredeti ichtyocönózisait a Halászat laboratóriuma c. 1953-1961 évek között megjelent tanulmányok alapján BALON (1966) írja le. Az előfordulásukkal kapcsolatos megjegyzésekkel együtt összesen 56 halfajt ír le. A következő három évtized kutatásai azonban bebizonyították, hogy a Duna említett szakaszán élő fajok száma ennél jóval nagyobb, tehát a Dunának ez a szakasza - Szlovákia többi folyójával összehasonlítva – a fajok előfordulását tekintve a leggazdagabb. A Duna szlovák szakaszának halfajairól készült legújabb kimutatásban 76 fajt található. Ebből 61 az eredeti, 10 (11) introdukált exotikus, és 3 (4) faj a Duna alsó szakaszairól kerültek ide (HOLČÍK 2003). Valamennyi szlovák folyóval egybevetve, a Duna fenti szakaszának ichtyocönózisa a leggazdagabb. A szerző ezt két tényezővel magyarázza:

- 1) Azzal a ténnyel, hogy a hegyaljai övezet kezdetéről, pontosabban a hegyaljai és a síksági zóna átmenetéről van szó; ILLIES és BOTOSANEANU (1963) klasszifikációja alapján a hyporitrál-epipatomál és metapotomál közötti átmenet;
- 2) A Duna-meder lejtésének változásával, amely egy kiterjedt szárazföldi delta és egy bonyolult folyóágrendszer kialakulását okozta.

Ez azt eredményezi, hogy a Duna viszonylag rövid szakaszán rendkívül különböző környezeti típusok vannak jelen, ami fajban gazdag haltársulások létrejöttét eredményezi.

A Duna ichtycönózisát befolyásoló antropikus hatások. A „Vaskapu” vízlépcső felépítése az alsó Duna szakaszán korlátozza a vándorló fajok előfordulását. Ráadásul a Dunában introdukált – allochton fajok jelentek meg. Az 1970 – 1980 közötti években az organikus és toxikus szennyezők kulminációja következtében majdnem kihaltak a vízszennyezésre érzékeny *Cottus gobio*, *Phoxinus phoxinus*, *Alburnoides bipunctatus* és *Barbus barbus* lazac fajok. A vízminőség 1980 – 1990-es évek közötti javulását követte a fenti lazac fajok újbóli megjelenése. 1994 óta új – a Gobiiade családba tartozó – halfajok is megjelentek, amelyek ez előtt csak a Duna alsó szakaszán voltak ismertek.

A Duna fő ágának a mellékág-rendszerrel való kapcsolata kedvezően hatott a halfajok diverzitására. Miként azt HOLČÍK (2001) is megállapítja, a fajok száma, a faji diverzitás, valamint a kiegyenlítődési értékek a fő folyóágban magasabbak, és ezek a fő folyóágtól laterálisan, a szárazföldi delta széle felé haladva csökkenést mutatnak. Ezt a belföldi delta eltérő víztípusai által a különböző ökoszisztémák számára jellemzően biztosított környezeti feltételek okozzák. A szárazföldi delta nélkül a fő folyóág faji diverzitása alacsonyabb lenne. A fajgazdagságot elsősorban a mellékágak által biztosított megfelelő ivó helyek, az elsősorban az áradások idején biztosított jó refugiumok, valamint a mellékágak jó táplálék kínálata okozza.

A megfigyelt térségnek, közvetlenül a Duna 1992-es elterelése előtti, eredeti ichtycönózisa állapotát ČERNÝ (1999) írja le.

### 3. A TERÜLET FUNKCIÓI

#### 3.1. A TERÜLET PRIORITÁST ÉLVEZŐ FUNKCIÓI

##### 3.1.1. Árvízvédelem (az árvízi vízhozamok, valamint a jégzajlás levezetése)

Az **árteret** a folyó eróziós és hordalékképző tevékenysége, valamint a folyónak és mellékágainak a völgy teljes területén zajló meanderezése alakítja. Az árvizek ideje alatt a folyó kilép a medréből, és üledékeit saját partja mögött, valamint mellékágaiban helyezi el. A természetes körülmények között működő folyó új mellékágakat hoz létre, változtatja a mellékágait, valamint régi mellékágakat tölt fel. Az árterület rendszeresen elárasztásra kerül. Az árterület napjainkban csak az, eredeti árterületen belül található árvízvédelmi töltésekig terjed.

A jelen tanulmányban részletezett **hullámtér hidrológiai funkcióját** elsősorban az árvízi vízhozamok oly módon történő elvezetése jelenti, hogy az árvíz sem a szlovák, sem a magyar oldalon ne kerüljön ki az árvízvédelmi töltések mögé. A hullámtér másik funkciója a természetes polder funkció, ami azt jelenti, hogy az árvizek tetőzésekor egy időre vissza kell tartania az árvízi vízhozamot annak érdekében, hogy a Duna lejjebb fekvő szakaszainak hullámtérében csökkenjen a maximális vízhozam. Ezt a hidrológiai funkciót segítik a „kaszkádok” is. A hullámtér fent említett két árvízvédelmi funkciója abszolút elsőbbséget

élvez. Ez volt az alapvető oka annak, hogy a Duna fenti szakaszán meghagyták a hullámteret és az üzemvíz-csatornát ezen a hullámtéren kívül építették meg.

A megépült vízlépcső eme specifikus hidrológiai prioritásával összhangban egyértelmű az **ökológiai szempont: meg kell őrizni a hullámtér specifikus tulajdonságait**, valamint a számos jellegzetes biotóppal és ökotóppal rendelkező, a **hullámtérre jellemző az akvatikustól a teresztrikus formáig terjedő ökoszisztémát**. Ebben az értelemben az árterület egy olyan rendszernek tekinthető, amelynek **élő összetevői képezik az érdeklődés központi tárgyát**, s a hullámtér területén a vízjárás további rendezésével kapcsolatos döntések meghozatala során ezt tekintik (mind szezonálisan, mind hosszú távon) döntő fontosságú tényezőnek. Az ökoszisztéma szempontjából tipikus, hogy a Dunában lévő vízhozamoktól függően a hullámtér többé-kevésbé szabályszerűen elárasztásra kerül. Az is egyértelmű, hogy a korábbi időszakokban bekövetkezett medersüllyedés alakulását figyelembe vételével az árvizek kevésbé gyakoriak, mint amilyen gyakoriság a Duna vízhozamai alapján feltételezhető lenne. Az is egyértelmű, hogy a Duna régi medrében ezért alacsonyabbak a vízszintek - és ezek még tovább csökkennek az árvizek idején - mert a vízhozamok egy részét az üzemvíz-csatornán keresztül vezetik le. Egyértelmű, hogy abban az esetben, ha az akarjuk, hogy az árvizek és ezek vízszint-magassága a hullámtérre jellemző legyen, akkor ezeknek az áradásoknak gyakoriabbnak, a vízszinteknek pedig olyan magasnak kellene lenniük, ami megfelel az árvizek idején Pozsonynál áthaladó vízmennyiségnek. A jelenlegi helyzetben tehát a hullámtér elárasztásának segítésére van szükség. Ezt a segítséget alapvetően úgy lehet megvalósítani, hogy a Duna régi medrében megemeljük vízszintet, az árterület részére az üzemvíz-csatornából biztosítunk vízutánpótlást, valamint a mellékágrendszerben különböző módosításokat hajtunk végre (pl. a vízhozamoknak a kaszkádok és a mellékágak közötti szabályozásával). Tehát amikor arról beszélünk, hogy mellékágak vízhozama a Duna vízhozamaitól függ, akkor az lenne az optimális megoldás, ha ezt az állapotot önszabályozással – az emberi beavatkozást csak kritikus vagy különleges helyzetekben történő megengedésével – érnék el.

A dunai mellékágrendszer – a korábbi időszakban lezajlott hidromorfológiai fejlődés eredményeképpen – az árvízvédelmi gátak és a régi fő meder között fekszik (**2.1. ábra**). Ezt a területet közvetlenül nem érintette az üzemvíz-csatorna, a vízerőmű, valamint az egyéb más műtárgyak megépítése. A Duna mentén ez valóban egyedülálló állapotnak tekinthető. A vízlépcső megépítésekor alapvetően két elképzelés merült fel. Az első elképzelés szerint, a folyó mindkét oldalán biztosították volna a hullámtér, valamint a folyóágak vízutánpótlását. Szlovák oldalon ezt az árterület felső részén, Dobrogaznál (Dobrohošť) létesített vízkivételi műtárgy segítségével, a magyar oldalon pedig a magyar hullámtér területének felső részén, közvetlenül a Dunakiliti mellett felépített duzzasztógáton felépített vízkivételi műtárggyal oldották volna meg. A másik elgondolás szerint régi Duna-meder vízszintjének megemelése volt a cél, mivel ez a vízszint az már a múltban csökkent és a Duna elterelése, valamint a víz nagyobb részének az üzemvíz-csatornán történő átvezetése következtében még inkább csökken. A régi Duna-meder vízszintjének emelését és mellékágakkal való kapcsolatának megteremtését több fenékküszöb létesítésével akarták megoldani. Ez az elképzelés Dunakilitinél részben megvalósult.

### 3.1.2. A természet- és a tájvédelem (a jelenlegi állapot és javaslat)

Az árvízi vízhozamok oly módon történő átvezetésén kívül, hogy az árvíz ne jusson el a védőgátak mögé, az **ártér elsődleges funkciói közé a specifikus, és a hullámtérre jellemző, tipikus, az akvatikustól a teresztrikusig terjedő, a természeteshez spontán konvergáló**



**ökoszisztéma megóvása.** Ez egyúttal segíti a hullámtér árvízvédelmi funkciójának ellátását is.

Tekintettel arra, hogy a **természetes, vagy a természeteshez közeli ökoszisztémák** esetében **elsődleges fontossága van a növényzetnek**, már az értekezés elején ki kell emelni, **hogy a flóra és a vegetáció szempontjából az ártéri ökoszisztéma dinamikus**, ugyanakkor **nagymértékben adaptív** tulajdonságokkal rendelkezik. A hidropedologikus rendszer (áradások, az álló és a lassan folyó vizek mélysége, a mellékágak esési görbéje, a felszín alatti vizek vízszintje, a talajok fizikai-mechanikai tulajdonságai, stb.) rövid távú módosulásai is megfelelő változásokat idéznek elő a vegetáció szerkezetében. Ezek a változások nagyon rövid időszakokból tevődnek össze: az egy éves időszaktól kezdve (a litorál egy éves fitocönózisa esetében), a néhány éves időszakon keresztül (a mocsári vegetáció esetében), egészen a 10-20 éves időszakig terjedő időintervallumig (a vizes és nedves típusú vizek vegetációja esetében). Ugyanekkor ezek a változások és az adaptációk nem lépik túl az ártéri ökoszisztémák kereteit, hanem kizárólag azokon belül játszódnak le. Olyan változásokról van tehát szó, amelyek kvantitatív síkon játszódnak le. A minőség megváltozására, azaz a vegetáció valamelyik típusának, vagy egyes növényi populációk megszűnésére csak kivételesen kerül sor. Ezt szemléltetően igazolják a Bős-Nagymarosi Vízlépcsőrendszer tervezet felépítésével kapcsolatos változás-előrejelzések (JURKO 1976) vagy a wolfstahli vízlépcsővel összefüggő prognózisok (ŠOMŠÁK 1994). Mindkét esetben megállapították, hogy a feltételezett változásoknak csak relatív jellegük lesz, azaz azokon a területeken, **ahol a felszín alatti vizek vízszintje csökken, szárazabb ártéri ökoszisztémák jönnek létre, és fordítva.** A hidropedologikus rendszer változásai azonban nem léphetik át ártéri erdők létezéséhez szükséges határértéket (tartós kiszáradás, az ökotópok elárasztása). Ez az állapot a XX. század hetvenes éveinek elejétől kezdett el érvényesülni (a folyó teljes körű rendezése, beleértve a mederfenék süllyedését is) és az a Duna 1992. októberében történt eltereléséig tartott. 1993. májusában beindult a hullámtéri mellékágrendszer ideiglenes vízutánpótlása.

A növényzet és a hullámtér rendkívüli dinamikájára, valamint magas fokú alkalmazkodóképességére való tekintettel gondot jelent az ideális – optimális vízjárás rendszer meghatározása. A szakértők többségének véleménye szerint, **az ötvenes évek végét, és a hatvanas évek elejét tekinthetjük olyanoknak, amikor fennálltak az optimális hidropedológiai állapotok. Ekkor ugyanis a területen élő növényzet 70%-ának fitocönózisa a természetes, vagy a természeteshez közeli állapotban volt.**

A flóra és vegetáció elterelés előtti, valamint közvetlenül az elterelés utáni dinamikáját az érintett egész térségben elhelyezett biológiai monitorozott területeken figyelték meg. A hullámtérben 6 monitorozott területet értékelték ki (UHERČÍKOVÁ et al., 1999, UHERČÍKOVÁ 2001). A növényzet, valamint a vízjárás közötti kapcsolat megfigyelése során kiemelésre került az ártéri talajok fizikai – mechanikai tulajdonságainak a jelentősége (CAMBEL 2001).

A Bécs, Pozsony és Komárom közötti Duna szakasz hullámterének ökoszisztémája a XX. század végén Európában – mind változatosságát, mind pedig területét tekintve – egyedülálló volt. A sokszínűsége túlmenően ezek az ökoszisztémák ezen a területen is terültek el. A területnek, a Duna mellékágrendszerét tartalmazó, szárazföldi deltaként ismert legértékesebb része a Duna hordalékkúpján, Pozsony és Szap között alakult ki. A terület természetvédelme azonban csak lokálisan, néhány természetvédelmi rezervátum formájában valósult meg.

A Duna-vidék nagy kiterjedésű természetvédelmének szükségességéről RANDÍK (1965) és ŠTOLLMANN (1966) tesz említést. A Duna hullámterének az 1.810–1.842 folyamkilométerek közötti szakaszán a védelmét ellátó nagy kiterjedésű természetvédelmi terület kijelölésének szükségességéről szóló első javaslat 1969-ből származik. A Szlovák Szocialista Köztársaság Kulturális Minisztériumának rendelet-tervezetében a Duna-menti természetvédelmi terület javasolt nagysága 13.687 ha, a védőövezett javasolt nagysága 19.702 ha volt. Az eredeti javaslatot két változat szerint – a vízlépcső nélkül és a vízlépcsővel – kellett volna kidolgozni. A javaslatot azonban a vízlépcső tervezett megépítése miatt elvetették. A Szlovák Természet- és Tájvédő Szövetség Pozsony Városi Szervezetének munkacsoportja 1986-ban kidolgozta a Duna-vidéket felölelő (beleértve a Kis-Dunát, a Tökési ágat (Klátovské rameno), a Vági-Dunát, a Fekete-víz egy részét, Csiliz-patakot, a Vágot, a Nyitrát, a Zsitvát és a Duna-vidék egyéb folyóvizeinek, valamint azok bal partjának a Vági-Duna és az Ipoly torkolata között részen fekvő területét), nagy kiterjedésű természetvédelmi területre vonatkozó, összességében legösszetettebb tervezetet. Ezt a tervezetet 1987-ben „A Dunamenti Nemzeti Park kihirdetésére vonatkozó kormányrendelet-tervezet” cím alatt a Szlovák Szocialista Köztársaság Kulturális Minisztériuma, valamint a Szlovák Szocialista Köztársaság központi párt és állami szervei elé terjesztették (HUBA, ŠREMER 1990, HUBA, ŠREMER et al. 1990a, 1990b). 1991-ben a liptószentmiklósi Állami Természetvédelmi Központi Hivatal Pozsonyi Természetvédelmi Fejlesztési Központja újabb javaslatot dolgozott ki, a Dunamenti Tájvédelmi Terület kihirdetésére (KRAMÁRIK 1991). A Duna-vidék szóban forgó hullámterének védelmét biztosító nagykiterjedésű védett terület kihirdetésével kapcsolatos erőfeszítések csak a **Dunai Ártéri Tájvédelmi Terület 1998. május 1-én történt kihirdetésével fejeződtek be (A Szlovák Köztársaság Környezetvédelmi Minisztériumának a Dunai Ártéri Tájvédelmi Területről szóló 81/1998 Z. z. számú rendelete)**. A tájvédelmi terület öt, területileg nem összekapcsolt részből áll. Az 1.810 és 1.842-es fkm közötti hullámter a tájvédelmi terület harmadik részét képezi.

A Duna 1.810–1.842 fkm közötti szakasza természetvédelmi szempontból megérdemli a megkülönböztetett figyelmet. A területet 1989 óta SR-04 (017) Dunamente néven a **jelentős európai madár élőhelyek** között tartják számon (HORA, KAŇUCH et al., 1992, BOHUŠ 1992); KAŇUCH (2000) a területet Dunai ártér névvel (River Danube flood-plain) illeti. A terület nemzetközi kódja IBA 007, nemzeti kódja SR-04. Ez a terület 1993 óta a **Ramsari megállapodás alapján meghatározott, nemzetközi szinten jelentős ingoványok jegyzékében is szerepel** (SLOBODNÍK, KADLEČÍK 2000), valamint része az Emerald Network-ba besorolt **egyedi érdekű természetvédelmi területeknek**.

A környezetvédelmi szempontból elfogadható erdőgazdálkodás bevezetésére vonatkozó erőfeszítésekkel kapcsolatban meg kell említeni a Szlovák Tudományos Akadémia Zoológiai és Ökoszozoológiai Intézete Ökoszozoológiai és Monitoring Osztályának (ma a Szlovák Tudományos Akadémia Zoológiai Intézete) a **bioközpont mozaikok kialakítását** célzó erőfeszítéseit. Az eredeti tervezetben 28 olyan, jellegük alapján kiemelkedő helyszínt választottak ki, amelyek ökoszozoológiailag funkcionális struktúrát alkottak (LISICKÝ, ROVNÝ 1987). A fenti alternatív erdőgazdálkodás alapelveit 1990 óta veszik figyelembe az erdőgazdálkodási tervek összeállításakor. A későbbiekben a bioközpontok számát 26-ra módosították, és 1993-ban kidolgozták az ezekre vonatkozó erdőgazdálkodási intézkedések tervezetét (PIŠŮT et al. 1993). A bioközpontok erdei növényzetét 1994-ben **különleges rendeltetésű erdők**re minősítették át. Az erdei ökoszisztémák génkészlete szempontjából 25 helyszínt (f1 – f25) határoztak meg jelentősnek; a fauna szempontjából 10 helyszínt (z15, z16, z17, z29-32, z40, z41, z48) minősítettek jelentősnek (IZAKOVIČOVÁ et al., 1994).

Az hullámtér baloldalán, a Dunai Ártéri Tájvédelmi Terület részét képező, a Duna 1.810 – 1.842 fkm közötti szakaszán található térség a Szlovák Köztársaság Nemzeti Tanácsának a Természet- és tájvédelemről szóló 287/1994 Z. z. számú törvénye alapján másodfokú természetvédelem alatt áll. Az Szlovák Köztársaság Nemzeti Tanácsa által a Természet- és a tájvédelemről szóló, 2002. június 25-én jóváhagyott és 2003. január 1-én hatályba lépett törvény rendelkezései szerint is az egész terület másodfokú természetvédelem alatt áll. Jelenleg a körzetben két olyan terület van (a Rétisas-sziget/Ostrov orliaka morského Nemzeti Természetvédelmi Park és a Királyrét/Kráľovský ostrov Természetvédelmi Park), amely az **ötödik – tehát a legszigorúbb - védettségi fokozat hatálya alá esik.** A Rétisas-sziget Nemzeti Természetvédelmi Parkot 1952-ben eredetileg 173,78 hektáron Állami Természetvédelmi Parkként alapították. Az 1988-as törvénymódosítás 22,77 hektárra csökkentette a park területét. A park eredeti célja a rétisas (*Haliaeetus albicilla*) fészkelődő helyeként szolgáló ártéri növényzet védelme volt, de a sas – paradox módon – 1953-tól nem fészkel itt többet (ŠTOLLMANN 1966). A rezervátum területét (a folyóág partja melletti) agradációs sáncok és depressziók (a folyó szigetén belül található lagúnák – valószínűleg a régi, mára betemetett mellékágak maradványai) rendszere alkotja. A fás vegetáció többségét hazai fás növények közösségei *Salici – Populetum* (*Salix* sp. és *Populus nigra*), valamint részben a kiültetett hibrid *Populus x canadensis* alkotják. A természetvédelmi terület alakja – egy megközelítően téglalap, valamint egy szabálytalan ötszög, amelyek az éleik mentén egymáshoz érnek – erdőgazdálkodási és nem ökoszozoológikus érvek eredményeként alakult ki. A terület nagyságát, valamint annak alakját a védett terület működése szempontjából alkalmatlannak tekinthetjük. A természetvédelmi terület működőképességét értékelve ŠTOLLMANN (1966) még annak eredeti nagyságát se tartja kielégítőnek.

A Király-rét/Kráľovský ostrov egy folyó-meander egykori területén betemetett folyóágak reliktumát bemutató természetvédelmi emlékhely. A viszonylag kicsi – a halászmadarak által intenzíven látogatott – védett terület (3,24 ha) az árvízvédelmi töltés közvetlen közelében található. Erre a körülményre való tekintettel csak a plesiopatomaál fiziotópjához kötődő növények, valamint a gerinctelenek társulását védi.

### 3.1. táblázat

**Az erdők kategorizálása, valamint a kiserületű védett területek aránya a Dunai Ártéri Tájvédelmi Terület területén 2002-ben**

**Forest categorisation and a ratio of protected small areas in the Protected Landscape are Dunajské luhy at 2002**

Járás	LHC az érvényesség idejével	Az erdős területek kiterjedése (ha)					Valamennyi terület fajta egyült	Kis kiterjedésű védett területek PR, CHA	MCHÚ PR, CHA az összes terület százalékában	MCHÚ PR, CHA az erdős Dunai Ártéri Tájvédelmi Terület százalékában
		Erdős növényzet			Egyéb erdő terület	Összesen				
		Gazdasági erdők	Védett erdők	Különleges rendeltetésű erdők						
Pozsony II	Oroszvár 2005	0	97,56	706,58	128,36	932,50	1.136,89	134,00	11,78	14,36
Pozsony V.	Oroszvár 2005	0	21,58	402,52	0	424,10	738,65	54,83	7,42	12,93
Szenc	Somorja 2004	0	8,07	12,13	0	20,20	529,17	0	0,00	0,00
Dunaszerdahely	Somorja Bős 2004	2.594,40	0	439,95	150,73	3185,08	7.233,78	26,87	0,37	0,84
Komárom	Nagymgyer 2004	751,36	44,46	0	102,26	898,08	2.619,23	89,01	3,39	9,91
Természetvédelmi terület		3.345,76	171,67	1.561,18	381,35	5.459,96	12.257,72	304,71	2,48	5,58

összesen									
----------	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Forrás: Dunai Ártéri Tájvédelmi Terület igazgatósága, 2002, a vizsgált terület a Dunazerdahelyi Járásban található.

### 3.2. táblázat

Az védett területekre kidolgozott javaslatok (2002)

Elaborated proposals of new protected areas (2002)

Munka elnevezése	Kategória	LHC	JPRL – növényzet	JPRL fehér terület	Az LPF hektárban kifejezve
<b>III. rész</b>					
Forrás	Természeti rezervátum	Bős	164a, 164b, 164c, 164d, 164e, 167b, 169, 170a, 170b, 170c, 171a, 171b, 171c, 178a, 178b, 285a1, 285a2, 285b, 285c, 286a, 286b, 286c, 286d, 286e, 287, 288, 290a, 290b, 291, 292, 293, 294, 295a, 295b, 296a, 296b, 297, 298a, 298b, 298c, 298d		148,00
A Rétság sziget/Ostrov orliaka morského – kibővítés	Természeti rezervátum	Bős	245, 246, 248c, 250 I., 250 II., 250 III.	35, 37, 38, 39, 40	29,05
Hajósok	Természeti rezervátum	Somorja	135I., 135II., 136a, 136b, 136c		26,03
Csilizi sziget/Čilizská sihot'	Természeti rezervátum	Bős	343, 350, 352, 353, 354, 355, 356, 357, 358, 359, 336aI, 336aII, 336bI, 336bII, 337a, 337b, 337c, 337d, 337e, 342 II, 342 I, 351 I, 351 II,		73,91
Isztraga/Istragov	Természeti rezervátum	Bős	285a, 285b, 285c, 286a, 286b, 286c, 286d, 286e, 287, 288, 290a, 290b, 291a, 291b, 292, 293, 294, 295, 296a, 296b, 297, 298a, 298b, 298c, 298d, 298e + a mellette lévő (napjainkban el nem árasztott) mocsár		77,27

Forrás: Dunai Ártéri Tájvédelmi Terület Igazgatósága, 2002

Az érdeklődésünk által érintett térségben nem kielégítő a természetvédelmi területek aránya – különösen, ami a teljes területhez viszonyított súlyukat, valamint azt a szempontot illeti, hogy azon képviselethez jussanak az egyes ökoszisztémák reprezentatív és szukcesszív stádiumai. Erről tanúskodik a **3.1. táblázat is**. A meglévő és a javasolt természetvédelmi területek bioközpontjainak jelenlegi állapota a természetvédelmi területek térképén van feltüntetve (**3.1a, 3.1b. ábra**). A Dunai Ártéri Tájvédelmi Terület Igazgatósága további, a kis kiterjedésű természetvédelmi területek kialakításának projektjein dolgozik – **3.2. táblázat**.

## 3.2. A TERÜLET EGYÉB, PRIORITÁST ÉLVEZŐ FUNKCIÓKHOZ KAPCSOLÓDÓ FUNKCIÓI

### 3.2.1. Erdőgazdálkodás

Erdészeti szempontból természetesen ugyanazokról a fafélékről beszélhetünk, amelyek az ökoszisztémák alapját képező növényi társulások kialakulásában jutnak szerephez. **Ebben az esetben azonban a faanyag termelése a meghatározó szempont.** Sajnos ez a szempont vált döntő fontosságúvá a Duna árterének erdeinek esetében is. Figyelembe véve, hogy Európában és a világ többi részén is a gyorsan növő fák tenyésztése az irányadó törekvés (VOJTUŠ 1986, VARGA 1993, VARGA et al., 1997, NEŠTICKÝ 1996), már az 1925 és 1938 közötti években facsemetéket ültettek a Duna, Vág és Morva folyók hullámterébe. Ezeknek a fákknak a rendkívül gyors éves faanyag növekedése lökést adott az ötvenes években (1956-1960) további nagy területű ültetvények kialakításához, amikor is körülbelül 30 millió db nyár- és fűzfa csemetét ültettek ki (VOJTUŠ 1986). Tekintettel arra, hogy a fentiekben részletezett növények tenyészterülete adja a hullámtér erdőterületének kb. a 80%-át, elsősorban a fenti monokultúrák fő fafajtaí (a „Robusta” és „I-214” típusú nemesítések) alkották a Duna elterelése előtt, és alkotják az Bösi Vízlépcső üzembehelyezését követő egyes években is a faanyag-gyarapodás megfigyelésének tárgyát. A faanyag gyarapodásának széleskörű vizsgálatait (ŠMELKO et al., 1996, 1997, NEŠTICKÝ, VARGA 2001) a felszín alatti vizekkel, a talajnedvességgel, valamint az áradásokkal hozzák összefüggésbe. További szempont még az **erdő fáinak és növényzetének jó egészségi állapota**, amit fotogrametrikusan is kiértékelnek (VARGA et al., 1997). A fák lomjának változása az erdők egészségügyi állapotának rendkívül fontos jelzője. A Duna hullámterében a lombosodás arányát 10 monitorozott helyszínen figyelték meg (OSZLÁNYI 1995, 1996, 1999).

### 3.2.2. Rekreáció

A hullámtér területe már a múltban is a vadászok, a halászok, a kirándulók (gyalogos és kerékpáros turisztika), valamint az egyéb – a fürdésez és a vízi sportokhoz kapcsolódó - lehetőségeket kihasználó vendégek érdeklődésének a középpontjában állt. Az 1990. évet követően, a Bösi Vízlépcső befejezése előtt, de már az új tulajdonviszonyok feltételei között több, Duna régi-medre és az üzemvíz-csatorna közötti területet érintő fejlesztési tervet dolgoztak ki. A fejlesztési tervek célja az volt, hogy vízlépcsőrendszer megépítését követően olyan megoldásokat keressenek a terület további fejlesztésére, amelyek figyelembe veszik a területet jellemző egyedi természeti értékeket. 1990-ben egy a Doborgaz/Dobrohošť, Vajka/Vojka nad Dunajom és Bodajk/Bodíky községek területére kiterjedő üdülő szigetre vonatkozó teljes urbanisztikai tervet dolgoztak ki (Stavoprojekt Nitra, 1990). Az 1991 és 1993 közötti években újabb prognosztikai dokumentumokat dolgoztak ki erre a területre (Vízgazdálkodási Beruházási Állami Vállalat, Bratislava, 1991, URBION Bratislava, 1992). 1993-ban kidolgozásra került egy speciális, a Duna-meder és az üzemvíz-csatorna közötti terület mezőgazdasági váltoásaival foglalkozó tanulmány, amely értékelte a terület rekreációs felhasználásának feltételeit is (KRÁLIK et al., 1993). Az említett valamennyi tanulmány egyetértett abban, hogy a terület magas fokú rekreációs potenciával rendelkezik, és a szükséges feltételek kiépítését követően az üdültetés jelentős kiegészítő megélhetési forrás biztosíthat a három község lakosai számára. Feltételezik, hogy a rekreációs infrastruktúra

kiépítése különböző szolgáltatások fejlődését indítja majd el, amelyek a későbbiek során a három község lakosai számára új munkalehetőségeket biztosítanak és hozzájárulnak a községek lakosságának stabilizálásához is.

A fenti tanulmányok és fejlesztési tervek a „mesterséges” sziget, tehát a Duna régi medre és az üzemvíz-csatorna közötti terület számára az alábbi rekreációs tevékenységekre fogalmaznak meg javaslatokat:

- A vízi sportok hagyományainak felújítását a Duna mellékág-rendszerében, valamint az üzemvíz-csatornában (a technikai feltételek megteremtését követően).
- A Vajka/Vojka nad Dunajom melletti „A” és „B” kavicsbánya gödrök (Vajkai tó/Vojčianské-jazero és Sülyi tó/Šulianské-jazero intenzív rekreációs célú hasznosítását (fürdés és a vízi sportok). Ehhez ki kell építeni a természetes fürdőhelyeket, rendezni kell a tavak fenekét, a partszakaszokat és a strandokat, meg kell teremteni az alapvető higiéniai, sport-rekreációs feltételeket, stb.
- Az agroturisztika fejlesztése: a Doborgazban/Dobrohošť található mezőgazdasági majorban szálláslehetőséget, sportoláshoz szükséges felszereléseket, valamint az üggető és galopp lovak számára készült istállót kell létesíteni. A három község magánházaik által biztosított szálláslehetőséggel javasolják a falusi turizmus feltételeinek a kialakítását is.
- Az árvízvédelmi töltések nemzetközi kerékpárútként történő kihasználása. Mérlegelik a helyi kerékpárút hálózat, valamint a hullámtér területén belül található megszilárdított erdei utak rákapcsolását a nemzetközi kerékpárútra.
- A doborgazi/Dobrohošť agroturisztikai központhoz kapcsolódó lovas útvonalak kiépítése.
- A halászat és vadászat feltételeinek fejlesztése
- A terület egész évben történő hasznosítását lehetővé tevő feltételek kialakítása. A távlati lehetőségek között szerepel egy a Doborgaz/Dobrohošť belterületén lévő agroturisztikai központban elhelyezett gyógyfürdő és községi fürdő kiépítése, amely megvalósításának a feltétele egy termálkút fúrása.

Jelenleg ezen a területen a rekreáció individuális formái vannak túlsúlyban. Az idegenforgalmat és a rekreációt pozitívan befolyásolta a dunai kerékpárút szlovák szakaszának 1995-ben történt kiépítése, amely a Bösi Vízerőmű alvizi-csatornájának két oldalán lévő gáton, valamint a bal parton lévő árvízvédelmi töltésen vezet.

A területén jelenleg több víkendház-telep található. Ezek közül talán a legrégebbi a Bodajk (Bodíky) község kataszterében található telep. Bodajk község közelében három egyéni nyaralást szolgáló telep található (KRÁLIK et al., 1993 munkájában körülbelül 120 víkendházat említ, a 2000. évi zárójelentésben a számukat 150-re becsülték). A Rybárske domky (Horgászházak) nyaralótelep térségéről van szó. Bodajk községnél az árvízvédelmi töltés és a Duna mellékágának partja között a nyaralók több sorban állnak egymás mögött. A nyaralótelep 3 km hosszúságban csaknem folyamatosan húzódik Bodajktól az "F" vonalig. Különböző "cirkuszi lakókocsik" találhatóak magánál az "F" vonalnál is. Ezen a területen egy új elképzelés is létezik további nyaralók építésére a valamikori legelőn (Alsó sziget területe). Új víkendház-telepek (legális és illegális) épültek a Doborgaz (Dobrohošť) és Vajka (Vojka nad Dunajom) községek közötti hullámtéren anyagkitermelés céljából újonnan létesített bányagödrök területén is a kavicsos homok bányászatának befejezése után. Ezen a területen itt a legnagyobb a víkendházak koncentrációja. A Bős katasztrális területén található a részben "mesterséges szigeten" fekvő Hodrácka nyaraló, körülbelül 20 egyéni nyaralóházzal. Néhány nyaraló és víkendház található az Isztraga melletti Dedinský-szigeten. Kiterjedt üdülőterület volt Donorgaz (Dobrohošť) község körtvényesi (Hrušov) területén, amelyet azonban a Bösi Vízerőmű építésével összefüggésben felszámoltak.

Üdülési célra hasznosítják Doborgaz (Dobrohošť), Vajka (Vojka nad Dunajom) és Bodjak (Bodíky) községek lakatlan házait is. Az utolsó, 2000 májusában készített összeírás szerint (a Szlovák Köztársaság Statisztikai Hivatala - ŠÚ SR, 2001) az érintett terület valamennyi községében a lakatlan házak aránya 24-35%-ot tesz ki. Doborgaz (Dobrohošť) községben a 175-ből 52 ház lakatlan, Vajkán (Vojka nad Dunajom) községben a 204-ből 48 lakatlan, Bodjak (Bodíky) községben pedig a 164-ből 56 lakatlan.

### *Új elképzelések a hullámtér területén létesítendő üdülőövezetek fejlesztésére*

Az intenzíven hasznosítandó üdülőövezetek fejlesztésére kiszemelt területek jelenleg a felszín alatti vizekkel feltöltött bányagödrök térségében található. A Vajkai tó (Vojčianske jazero) és a Sülyi tó (Šulianske jazero) hasznosítására 2002-ben kidolgozott elképzelésben mind a két tavat intenzív üdülési célú hasznosítása szerepel, feltételezett napi 6500 fős látogatottsággal. Napi csúcslátogatottság esetén ebben az üdülési övezetben akár több mint 10 000 látogató fogadásával is számolnak (SIRECO, 2002). Az egyes községekben jelenlévő lakosok, azaz az állandó lakosok és az időszakos nyaralók számát 2000 - 2500-ra becsülik. A 2000 májusában végrehajtott népszámlálás szerint Doborgaz (Dobrohošť), Vajka (Vojka nad Dunajom) és Bodjak (Bodíky) községek együttes állandó lakossága 1 085 fő (a Szlovák Köztársaság Statisztikai Hivatala - ŠÚ SR, 2001).

A Vajkai tó (Vojčianske jazero) melletti üdülőzónára vonatkozó javaslat egy agroturisztikai létesítménnyel (lóistálló kifutóval, szállások, játszóterek, parkok, sportpályák), üdülőteleppel, szállodával és üdülő faluval (egyéni nyaralókban megvalósuló üdülés) is számol. A Sülyi tó (Šulianske jazero) melletti üdülőövezet területi rendezési tervet már 2001. január 1-i érvényességgel elfogadták. Ebben az üdülőövezetben szálláshelyek, vendéglátó létesítmények, sportpályák, játszóterek, és csónakház kapna helyet.

Az üdülőövezetek kiépítésével és működtetésével kapcsolatos megvalósítandó feladatok a következők: üzemi terület kijelölése az építkezések idejére (ennek a helye még nem ismert), új gyűjtő és az üdülőövezet valamennyi létesítményének elérhetőségét biztosító utak, parkolóhelyek, új vízvezeték kiépítése, új ivóvízbázis létesítése, az elektromos elosztóhálózat felújítása, új elektromos elosztó vezetékek és trafóházak kiépítése, a falvak szennyvízcsatorna-hálózatának kiépítése, a vajkai (Vojka nad Dunajom) szennyvíztisztító kibővítése és a bodajki (Bodíky) szennyvíztisztító építésének befejezése (SIRECO, 2002).

Miként az a fentiekben ismertetett, a hullámtéri területen és annak közelében tervezett üdülési fejlesztési szándékkal összefüggő aktivitások nagyságából nyilvánvaló, kiterjedt tevékenységekről van szó. Megvalósításuk esetén komoly érdekütközés alakulna ki a hullámtér prioritást élvező védő funkciójával. A természeti környezetre káros hatásokat már most is meg lehet figyelni, s ezek erősödnek az elképzelt rekreációs célú szándékok megvalósítása esetén. Ezek megvalósítása kiterjedt földmunkákkal járna együtt. Negatív hatásokat okozna a nehéz földmunkagépek mozgása. Építkezési és kommunális hulladék fog keletkezni. Megnö a por, az emisszió, a zaj és a vibrációszennyezés. Az üdülőlétesítmények és berendezések kiépítéséhez szükséges lesz a vízvezeték és szennyvízcsatorna hálózat, valamint szennyvíztisztító megépítésére. Viszonylag nagy parkolók kiépítését is tervezik (1.900 személygépkocsi egyszerre). A forgalom várható növekedése az emisszió és zajszennyezés erősödésével fog együtt járni. A látogatók magas száma a szezonban a tavak tisztaságát veszélyezteti (fürdés, de az autók egészen a partokig fognak bejönni, az autók mosása, a kutyák fürdetése, stb.). Az üdülők egész éves kihasználása - a természetvédelem céljaival ellentétben - újabb létesítmények kiépítését vonja maga után. Bekövetkezhet az itt élő élőlények közvetlen zavarása, a felszíni vegetáció kitaposása, az élőlények lokális

mozgását megakadályozó korlátok létrehozása, ami szükségessé teszi a látogatók mozgásának korlátozását a környékbeli és a meghatározott feltételek betartásának monitorozását fogja megkövetelni. A látogatók mozgását a kijelölt gyalogutakra és azokra a területekre kellene irányítani, ahol nem következne be a természet- és tájvédelem szempontjából kedvezőtlen összeütközések.

Az üdülési aktivitásokkal összefüggésben előterjesztett javaslattal összefüggésben már lezajlott a véleményeztetés, és reálisan számolni kell azzal, hogy azt bizonyos módosításokkal, a véleményekben megfogalmazott észrevételek figyelembe vételével meg fogják valósítani. Az előzetes szándék szerint a rekreációs épületek felépítésének feltételezett időpontja 2002, a befejezés időpontja 2007 lenne (SIRECO, 2002).

Az A és B bányatavak - Vajkai tónak (Vojčianske jazero) és Sülyi tó (Šulianske jazero) - térség új üdülőövezeteinek terve ezeket a hullámtéri területen helyezte el úgy, hogy azok érintkeznek a baloldali védőtöltéssel. Ennek a tervnek a területi elhelyezéséből következik, hogy szigorú megszorításoknak kell eleget tennie. A tavak északi része, ahol az építkezéseket tervezik, a déli és a keleti részhez képest ugyan kevésbé vízjárásos, de itt is gyakoriak az áradások. Ugyanakkor a fürdés és a vízi sportok számára megkövetelt higiéniai követelmények miatt az árvíznek nem lenne szabad bejutnia a tavakba, mint ahogy az 2002-ben történt. A sport, az üdülés és idegenforgalom számára tervezett objektumok tervezett megépítése viszont akadályozni fogja az árvíz folyamatos elvezetését. A területnek a hullámtérből történő esetleges kivétele nem jöhet számításba, mivel ez lényegesen befolyásolná a hullámtér Doborgaz (Dobrohošť) alatti kapacitását. Ezen kívül az építkezés során számításba kell venni az itt megvalósított mesterséges elárasztásokat is.

2002 augusztusában került véleményezés céljából előterjesztésre az árvízvédelemről szóló új törvényjavaslat (Szlovák Köztársaság Földművelésügyi Minisztériuma - MP SR, 2002. augusztus). A törvényjavaslat szerint az aktív (árvíz idején áramló víz) övezetben, ahol az árvízi vízhozam legnagyobb része levonul, tilos olyan épületek létesítését engedélyezni, elhelyezni és üzemeltetni, valamint olyan terepmunkákat végezni - beleértve a kerítések, az élő sövények és más hasonló akadályok, táborok, kempingek, időszakos szálláshelyek, úszó szálláshelyek elhelyezését is - amelyek nehezítik az árvizek levonulását. A hullámtér fennmaradó része a passzív zónához tartozik, tehát kisebb mértékben van kitéve a Duna régi medre és mellékágai vízkiöntéseinek és azon keresztül jóval kisebb árvíz vonul le. A hullámtérnek ezen a részén is tilos azonban elhelyezni, engedélyezni és megvalósítani pl. szálláshelyeket. A hullámtér felosztása szerinti harmadik kategóriájába az a potenciális zóna tartozik, amelyet akkor fenyeget az elárasztás veszélye, ha túllépi az árvízvédelmi intézkedések tervezett paramétereit, vagy a vízi műtárgyakban komolyan megsérülnének. A megfigyelt térség potenciális veszélyeztetett területének határa átlépi a hullámtér határait. Ilyen kritikus helyzetekben a védőgát és az üzemvíz-csatorna közötti terület is potenciálisan veszélynek van kitéve.

Ezzel kapcsolatban figyelembe kell venni, hogy a terület mostani üdülési célú kihasználása is kedvezőtlen. A közvetlenül a hullámtérben található Vajkai tó (Vojčianske jazero) és a Sülyi tó (Šulianske-jazero) vízfelületeinek és a határos területeinek eddigi kihasználása szervezetlenül, spontán módon, a közegészségügyi elvárások biztosítása nélkül, a látogatók biztonsága védelmének megszervezése nélkül zajlik, és mindez negatív hatással van természeti környezetre. A tavak területén oda nem illő sporttevékenységek folytatnak (pl. vízi jetek használata), amelyek túlságos zajjal terhelik meg a területet, s ugyanakkor veszélyeztetik a víz tisztaságát és a fürdőzők testi épségét. A hullámtér más területein a szervezetlen rekreáció environmentális problémákat okoz. A területen több illegális hulladéklerakót tartanak nyilván (csak Bodajkon három nem felügyelt hulladéklerakó működik). Sok mostani üdülési



létesítmény épülete található nem megfelelő helyen, és ezek közül soknak nincs is építési engedélye.

A "mesterséges sziget" területére kidolgozott új elképzeléseknek csak akkor lesz valamilyen pozitív hozadéka, ha következetesen betartják a szükséges követelményeket és a szabályozási intézkedéseket. A fejlesztési elképzelések szerint a terv megvalósításának megkezdése előtt felszámolják az illegális üdülési létesítményeket (kb. 400 régi lakókocsit, vasúti vagonot, lakókonténert és a tavak körül további más illegálisan felépített építményt), eltávolítják a hulladéklerakókat és rekultiválják ezek területét (46 000 m<sup>2</sup> felületen, 184 000 m<sup>2</sup> tartalommal), a tavak északi részén visszaültetik az eredeti fákat és megsemmisítik az ide kiültetett összes nem ide illő növényt. Az üdülésnek szabályozottnak és irányítottan kell lennie. A helyi lakosság számára fontos hozadéka lesz a kb. 330 új munkahely létesítése az üdülési zónákban (az építkezések alatt kb. 80 munkahelyről lesz szó).

#### **4. A TERMÉSZET- ÉS TÁJVÉDELEM - AZ ÚJ MEGOLDÁSOK KIINDULÓ PONTJAI ÉS KORLÁTAI**

A természetvédelem alatt a 543/2002 sz. Törvény Z. z. értelmében az olyan "beavatkozások korlátozása értendő, amelyek veszélyeztethetik, károsíthatják vagy megsemmisíthetik az élet feltételeit és formáit, a természeti örökséget, a táj képét, csökkentik a táj ökológiai stabilitását, valamint az ilyen beavatkozások következményeinek az elhárítása értendő". A természetvédelem magában foglalja az ökoszisztémákról való gondoskodás is.

##### **4.1. A TERÜLET JELENLEGI ÁLLAPOTÁNAK ELEMZÉSE AZ ANTROPOGÉN TÉNYEZŐK HATÁSA SZEMPONTJÁBÓL**

A Duna egész hullámtéri területe az 1810 - 1842 fkm szakaszon jelenleg az antropogén tényezők erős nyomása alatt áll. Tekintetbe véve, hogy a vízjárás jelenti azt az alapvető abiotikus tényezőt, amely meghatározza a hullámtér árvízlevezető és ártéri ökoszisztéma-funkciójának. Ennek az előző időszakban bekövetkezett hosszú távú változásai, valamint a Bösi Vízerőmű felépítésével és üzembe helyezésével bekövetkezett változások jelentik a legjelentősebb beavatkozást ennek az ökoszisztémának a működésébe. Annak ellenére, hogy a mellékágrendszernek a doborgazi vízkivételi műtárgyon keresztül történő biztosítása elegendő vízhozamot biztosít a bióták egyes csoportjai számára elegendő vízhozamot biztosít, de nem nyújt elegendő dinamikát az eróziós és akkumulációs folyamatok számára a hullámtérben. A mesterségesen irányított vízjárás nem éri el a természetes vízszintingadozást. Az szimulált árvizek során a víz csak lokálisan lép ki a partvonalakon kívülre és a stagnáló, vagy nagyon lassan folyó víz nem erodál, nem szállít és ezután nem ülepíti le az anyagot (hordalékot, uszadékot, elhalt organikus anyagot málladék és törmelék formájában) az elárasztott területen, továbbá ezek a természetes folyamatok nincsenek egyensúlyban. Az eredetileg kemény kavicsos fenekű mellékágakban (1950-1960. évek) finom hordalék ülepedett le, amit néhány bióta csoport monitoringja - pl. a bentosé - is dokumentál (KRNO et al.,1999). A terület, amelyet eredetileg a domborzat dinamikus változásai jellemeztek, relatíve változatlaná vált. Ezekhez a változásokhoz kötődik az ártéri ligetes ökoszisztémák biotikai elemeinek a dinamikája is. Ezek változatossága elsősorban az abiotikus feltételek változatosságától függ. Az ártéri ligetes ökoszisztémák egyik tulajdonsága a dinamika. A geomorfológiai folyamatok dinamikájának látható elmaradása mellett, a mellékágak vízutánpótlásának alapján, amely nélkülözi a tározó medencéjében lerakott durvább uszadékokat, logikusan feltételezhetjük, hogy változások következtek be az ökoszisztéma produkciójában is. A szimulált árvizek, amelyek során csak egyes helyeken lép ki a víz a mederből és ez is többé-kevésbé stagnáló

vízzel történik, nem biztosítják az olyan természetes árvizek funkcióját, mint amilyenek az 1970-es évektől a vízerőmű üzembe helyezéséig, a vízjárás jelentős megváltozása előtt előfordultak. A szimulált elárasztások időzítése ugyanakkor gyakran nem veszi figyelembe az ökoszisztémák természetes folyamatait, hanem a területen zajló társadalmi-gazdasági tevékenységek érdekeinek van alárendelve. A mellékágrendszerben kiépített fenékgátak és a mellékágak a Duna fő medrével megszűnt kapcsolata jelentős korlátként hat, amely elsősorban a halakra van kihatással (ČERNÝ, 1999).

Rögtön a vízjárás változásai után természetvédelmi szempontból az erdőgazdálkodás tekinthető a legtöbb konfliktusost okozó tényezőnek tekinteni. A területen, annak természeti lehetőségeit figyelembe véve, puhafa ártéri erdőket művelnek. Az eredeti *Salici-populetum* közösségeket azonban a XX. század 50. éveiben történt kitermelésük után csaknem kizárólagosan a *Populus x canadensis* és más nyár nemesített hibridek monokultúrájával váltották fel. A fészkelő madártársulások példáján (BOHUŠ 1993, BOHUŠ 2000, BOHUŠ et al., 2000, LENGYEL 1999, LEŠIČKO 2001) a korábbi és a jelenkori erdőgazdálkodást olyan elemként lehet értékelni, amely negatív hatást gyakorol a terület biológiai sokszínűségére. A viszonylag rövid vágási idő azt eredményezi, hogy a területen nem kielégítő néhány erdei biotóp képviselője illetve hiányzik ezek szukcesszív stádiuma. Elsősorban a 30 évesnél idősebb (vagy bomlási fázisban) lévő növényzetről, valamint a természetesen fiatalodó növényzet iniciális stádiumáról van szó, amelyek gazdaságilag érdektelenek. A valóság egyebek mellett megmutatkozik a fészkelő madártársulások összetételének változásán is. Elsősorban az üregekben fészkelő madarakra, főleg a *Passeriformes* és *Strigiformes* rendbe tartozókra, valamint a nagy fészket rakó madarak (*Ciconiiformes*, *Accipitriformes*) fészkeit elbíró fákon fészkelő madarakra van negatív hatással. A Duna baloldali hullámtéri területén a 1810 – 1842 fkm szakaszon egyetlen gém és kormorán telep sem található, míg a jobboldalon több ilyen is van. Ezen kívül az utóbbi években a fakitermelés, az átvétel és erdőtelepítés a fészkekrakási időszakban is folyik. A kitermelés alá vont növényzetben a fészkek közvetlen megsemmisítésén kívül, az erdőgazdálkodási tevékenység zavaró következményeként 2001-ben meghíusult a rétisas, 2002-ben pedig a fekete gólya fészkekrakása. A kitermelés, illetve erdősítés utáni tereprendezés szokványos kísérő jelensége a kitermelés utáni maradékok és talaj beletöltése a terepmélyedésekbe, az kis erdei folyóágakba, ami sérti a Törvény a természet- és tájvédelemről szóló 543/2002 12a §-nak rendelkezéseit. A specifikus biocönózisok számára szükséges feltételek megsemmisítésén és a kételtűek szaporodási lehetőségeinek korlátozásán kívül ez negatív hatással van a fekete gólya táplálékkinálatára és csökkenti a rendelkezésére álló vadászterületet is. Az egész területen kizárólag csak tarvágást folytatnak. Rövid idő horizonton belül nem lehetséges, hogy ezeken a területeken legalább az aljnövényzet eljusson az utódlás utolsó fázisába, ráadásul ezeken a területeken a kitermelés miatt a neofita fajok terjedtek el, amelyek kiszorítják az eredeti fajokat. A nagy felületű gazdasági hasznosítású erdők jelentős szerepet játszanak abban, hogy csökkenésében a terület ökológiai struktúrájának minősége, amikor a kis táj-ökológiai jelentőséggel bíró elemek nagy területet foglalnak el a megfigyelt térségben. Az 1995–2004 közötti évekre szóló erdőgazdálkodási terv szerint ezeknek a területeknek a nagy része tarvágásra van ítélve, amit majd a tenyésztett nyárfák kiültetése követ.

A vízlépcső üzembe helyezése után a területen viszonylag sűrű megerősített kommunikációs hálózatot építettek ki. A mellékágakba újonnan épített gátakkal, amelyek a gépkocsikkal is átjárhatók, az egész terület elérhetővé vált. Ez megmutatkozik több antropogén tényező hatásának a megerősödésében is. Elsőként a 2001-ben, a Duna 1822 fkm szelvényében szárazra került mederfenék kavicspadjain folytatott illegális kavicsbányászatot említhetjük

meg. A törvénytől kibányászott kavicsos homok elszállítása éppen ezeknek az őrizetlen közlekedési útvonalaknak (elsősorban a „G” vízgazdálkodási vonalon) volt köszönhető.

A gépjárművek behajtásának megkönnyítése felerősítette a terület szabályozatlan rekreációs kihasználását is. A közlekedési útvonalak bejáratánál ugyan sorompók vannak elhelyezve, de ezek szinte mindig nyitva vannak. A területre nehezedő urbanizációs nyomás erősödése miatt azoknak a rendszeres elárasztásoknak a részbeni kizárását is eredményezte, amelyek az üzembe helyezés előtt megvalósultak. A mostani állapot lehetővé teszi, hogy a területre bármelyi évszakban belépjenek, csak az áradások és a mesterséges elárasztások idején vannak részleges korlátozások.

A könnyű elérhetőség elősegíti az orvvadászatot, a nem megengedett eszközökkel történő halászatot. Elterjedt a kopoltyús hálók, a varsák, a kerítőhálók használata, de az elektromos áram, a robbanószerekkel való halászat, esetleg a sekélyebb részeken a szigonnyal való éjszakai halászat a fényszóróval megvakított halakra. A haltársulások közvetlen befolyásolásán kívül ez a tevékenység szegényíti azoknak az élőlényeknek az élelemforrását is, amelyek trofikusan a halakhoz kötődnek. A kopoltyús hálókban, amelyekkel gyakran több helyen is elzárják a folyóágakat, elpusztulnak a veszélyeztetett élőlények (vízi madarak, vidra). A sporthorgászok a gyenge fogástért a halevő madarakat okolják, és ezek számának a korlátozását követelik. Az orvhalászat elterjedését segítik a terület megközelíthetőségét javító megszilárdított közlekedési utak, ami lehetővé teszi, hogy a zsákmányt autóval elszállítsák.

## 4.2. HIDROLÓGIAI FELTÉTELEK

### 4.2.1. A Duna vízhozamai és vízszintjei

A Duna átlagos vízhozama a torkolatánál  $6.500 \text{ m}^3/\text{s}$ , Budapesten  $2.340 \text{ m}^3/\text{s}$ , Pozsonynál  $2.025 \text{ m}^3/\text{s}$  és Bécsnél  $1.920 \text{ m}^3/\text{s}$ . A legmagasabb becsült vízhozam Bécsnél az 1501. évi árvíz idején körülbelül  $14.000 \text{ m}^3/\text{s}$  volt. A vízszint körülbelül  $1,8 \text{ m}$ -el haladta meg az 1954. évi árvíz szintjét. Az 1954-es árvíz, megközelítőleg  $10.400 \text{ m}^3/\text{s}$  maximális vízhozammal, körülbelül  $33.000$  hektárt árasztott el a Szigetköz területén, az 1964. évi árvíz,  $9.171 \text{ m}^3/\text{s}$  maximális vízhozammal, Szlovákiában  $114.000$  ha területet árasztott el (DUB 1954, HRONEC 1969).

A Duna, a Kis-Duna, Mosoni-Duna és mellékágaik vízhozamát és vízszintjét néhány állomáson mérik (4.1. ábra). Duna fő jellemzőit a vízhozam és a vízszintingadozás képezi. A 4.2. sz. ábrán látható a Duna vízhozamának Pozsonynál és Komáromnál megfigyelt ingadozása. A csökkenő vonal azt mutatja, hogy a vízhozam hosszú távú változásai, legalábbis Pozsonynál, elhanyagolhatóak. Az éves átlagos vízhozam Pozsonynál  $2.025 \text{ m}^3/\text{s}$ . A legkisebb vízhozam  $570 \text{ m}^3/\text{s}$ , a legnagyobb  $10.400 \text{ m}^3/\text{s}$  volt (2002. augusztusában a vízhozam Dévénynél  $10.390 \text{ m}^3/\text{s}$ , Pozsonynál  $10.310 \text{ m}^3/\text{s}$ , Medvénél  $9.240 \text{ m}^3/\text{s}$ , Komáromnál  $8.904 \text{ m}^3/\text{s}$  és Budapestenél  $8.250 \text{ m}^3/\text{s}$  volt). A százévente egyszer valószínűsíthető maximális vízhozam  $10.600 \text{ m}^3/\text{s}$  (a legutóbb 2002-ben előfordult magas vízhozam után ezt  $11\,000 \text{ m}^3/\text{s}$ -re módosították), az ezerévente valószínűsíthető maximális vízhozam  $13\,000 \text{ m}^3/\text{s}$  és tízezer évente előforduló maximálisan valószínűsíthető vízhozam  $15\,000 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Nagymarosnál is hasonlóak a vízhozamra vonatkozó adatok: átlagos vízhozam  $2.421 \text{ m}^3/\text{s}$ , legkisebb  $590 \text{ m}^3/\text{s}$ , legnagyobb (a 2003. augusztusi árvíz)  $8.180 \text{ m}^3/\text{s}$ , százéves maximális vízhozam  $8.700 \text{ m}^3/\text{s}$ , az ezerévente valószínűsíthető maximális vízhozam  $10.000 \text{ m}^3/\text{s}$ , a

tízezer évente valószínűsíthető maximális vízhozam 11 000 m<sup>3</sup>/s. Hozzá kell azonban tenni, hogy a Nagymarosnál mért adatokat két katasztrofális esemény, mégpedig az 1954. évi magyar, és az 1965. évi szlovák területen bekövetkezett árvíz befolyásolja, amikor a gátak átszakadása után nagy területek kerültek víz alá, aminek a következtében a maximális vízhozam a környező területeken eloszlott.

A Pozsony-Dévénynél 2002. augusztusában mért maximális vízhozamot 10.390 m<sup>3</sup>/s-re számszerűsítették, Budapesten pedig ekkor 8.250 m<sup>3</sup>/s értéket mértek. A 2.140 m<sup>3</sup>/s különbséget nem a gátak átszakadása idézte elő, ahogyan az 1954-ben és 1965-ben történt. Ezen kívül ne felejtjük el, hogy szlovák és a magyar oldalon a Bösi Vízlépcső alatt ömlik a Dunába a Vág, a Garam, az Ipoly és néhány további kisebb folyó. Az árvíz idején ezeknek is magasabb volt a vízhozamuk. A Pozsonynál (a kisebb folyamok vízhozamával együtt) és a Budapesten mért maximális árvízi vízhozam különbsége azt a vízmennyiséget jelenti, amellyel ezt a vízhozamot a vízlépcsőrendszer árvízvédelmi koncepciója csökkentette, mégpedig a Duna hullámtéri területén kívüli üzemvíz-csatorna kiépítésével, a hullámtér megtartásával, és az 1977-es szerződés alapján tervezett Nagymarosi Vízlépcső által érintett szakaszon az árvízvédelmi töltések kiépítésével. Fontos feladat volt a víznek felszín alatti vízként való visszatartása. Minél tovább tartanak az árvízi vízhozamok, annál fontosabb a felszín alatti vizek visszatartó szerepe.

A Duna vízszintmagasságát a vízhozam, a meder mélysége és alakja, valamint az elmúlt század óta az árvízvédelmi gátak közé szorított területre korlátozott ártér határozza meg. A **4.3 sz. ábra** a Duna vízszint magasságát szemlélteti Pozsonynál, Oroszvárnál (Rusovce), Bösnél (Gabčíkovo) és Komáromnál. A **4.2. sz. ábrával** összehasonlítva egyértelmű, hogy a Duna vízhozam-ingadozása nem változott, de a vízszint fokozatosan csökkent. A **4.1. táblázatban** lineáris regresszió segítségével kiszámításra kerültek a vízhozam és a vízszintmagasság változásai a mérőállomásokon a Bösi Vízlépcső üzembe helyezését megelőző 30 évben.

A Duna vízszintmagasságának hosszú ideje tartó csökkenése volt az egyik oka a Kis-Duna vízhozam csökkenésének, valamint annak, hogy a Mosoni-Dunába nem jutottak el a vízhozamok, hogy általánosan csökkent a felszín alatti vizek szintje, hogy megváltozott a felszín alatti vizek áramlásának iránya és sebessége. Ennek egyebek mellett a kihasználható felszín alatti víztartalékok csökkenése lett a következménye.

#### 4.1. sz. táblázat

**A Duna átlagos vízhozamának és vízszintjének csökkenése az elterelést megelőző 30 évben**

Térség	fkm	Vízhozam csökkenése (m <sup>3</sup> /s)	Vízszint csökkenése (m)
Pozsony/Bratislava	1.868,7	12,84	1,32
Oroszvár/Rusovce	1.855,9		1,10
Bős/Gabčíkovo	1.819,6		0,20
Medve/Medved'ov	1.805,4		1,05
Kolozsnéma/Kižská Nemá	1.792,4		1,14
Csallóköz Aranyos/Zlatná na Ostrove	1.779,2		0,98
Komárom/Komárno	1.761,1	74,63	0,63

#### 4.2.2. Az optimalizáláshoz szükséges vízforrások

A vízhozam-elosztással kapcsolatos új elgondolásokkal összefüggésben tudni kell, hogy a hullámtér számára elméletileg az alábbi vízforrások állnak rendelkezésre: mindenek előtt a Dunacsúni Vízlépcső a 400 m<sup>3</sup>/s kapacitású erőművel és a hozzátartozó duzzasztógáttal, a hullámtéri árapasztó, a Mosoni Duna vízutánpótlását szolgáló 40 m<sup>3</sup>/s kapacitású vízkivételi műtárgy, amelyből a vízmennyiség egy része a magyarországi mellékágrendszerbe kerül; a Doborgaznál (Dobrohošť) található, 200 m<sup>3</sup>/s kapacitású vízkivételi mű; a víztározó szivárgó vizei, amelyeket 30 – 50 m<sup>3</sup>/s becsülnek. A Duna régi medre vízszintjének emelésére és a mellékágak vízellátására a Dunacsúni Vízlépcsőn átfolyó víz szolgál. A Dunacsúni Vízlépcsőn átfolyó vízhozam 11.200 m<sup>3</sup>/s értékig folyamatosan szabályozható. A régi Duna-meder vízszintjének emelésével, pl. fenékküszöbökkel, csökken a mellékágakból elszivárgó víz mennyisége és a parti zónában is növekszik a felszín alatti vizek vízszintje.

#### 4.2.3 A hullámtérben található víztest jellegzetességei

A Bösi Vízlépcső üzembe helyezése előtt a hullámtér vízellátása szempontjából a Duna vízhozama és a fenék magassága volt a meghatározó. A Duna vízhozamától nem csak a Duna vízszintje, hanem a felszín alatti vizek szintje és a mellékágak vízhozama és vízszintje is függött.

A folyóágak lezárása és a mellékágrendszernek Dunától való leválasztását megelőzően, tehát még azt megelőzően, a hajózás érdekében a Duna főmedrébe összpontosították volna a vizet, de már a Duna medrének kiegyenesítése és a árvízvédelmi gátak felépítése után, a Pozsonynál mért alacsony vízhozam esetén is víz folyt a magyar és a szlovák oldali mellékágakban. Erről MUCHA és DUB (1966) publikációjában is feljegyzések maradtak fenn. Ezeket a feljegyzéseket a 4.2. és 4.3. táblázatokban mutatjuk be. A vízhozamokra vonatkozó alapvető adatokat az 1901-1950 közötti pozsonyi vízhozamok alapján a 4.4. táblázat illusztrálja.

#### 4.2. sz. táblázat

**A Duna vízhozamának százalékos megoszlása (zárójelben a mellékágak a hullámtérrel együtt) a Dunában Pozsony–Propellernél mért különböző vízhozamok esetén (MUCHA, DUB 1966)**

Dátum	1961. 1.17.	1960. 9.21.	1961. 6.20.-22.	1961. 5.16.-17.	1955. 7.13.-14.
Vízhozam	1005 m <sup>3</sup> /s	1958 m <sup>3</sup> /s	2998 m <sup>3</sup> /s	4002 m <sup>3</sup> /s	6702 m <sup>3</sup> /s
fkm	%				
1869.04 Pozsony	100 (0)	100 (0)	100 (0)	100 (0)	100 (0)
1860.00	92 (8)	89 (11)	92 (8)	92 (8)	65 (35)
1851.63	79 (21)	81 (19)	88 (12)	89 (11)	87 (13)
1847.85	84 (16)	95 (5)	85 (15)	70 (30)	58 (42)
1842.40	99 (1)	97 (3)	83 (17)	68 (32)	50 (50)
1833.10	76 (24)	74 (26)	62 (38)	65 (35)	48 (52)
1825.00	88 (12)	96 (4)	78 (22)	67 (33)	53 (47)
1821.07	65 (35)	82 (18)	66 (34)	51 (49)	40 (60)
1816.85	84 (16)	84 (16)	76 (24)	64 (36)	50 (50)
1810.40	99 (1)	85 (15)	68 (32)	63 (37)	43 (57)
1806.00	99 (1)	99 (1)	89 (11)	92 (8)	73 (27)
1802.37	99 (1)	99 (1)	90 (10)	99 (1)	75 (25)

% a Dunában (a mellékágakban 2000 m<sup>3</sup>/s fölött, fokozatosan a hullámtér vízhozamával együtt, azt követően, hogy a víz kilépett a mederből).  
A 4500 m<sup>3</sup>/s fölötti vízhozamok esetén az egész hullámtér víz alá került.

Azzal az állapottal összehasonlítva, amikor a mellékágak állandóan átfolyóak voltak (**4.2. és 4.3. sz. táblázat**) a későbbi, tipikus mellékági vízhozam helyzeteket mutatunk be abból az időszakból, amikor a mellékágakat lezárták és gyakorlatilag le voltak választva a Dunától (**4.5. sz. táblázat**). Felhívjuk a figyelmet arra, hogy néhány vízhozam helyzet, főleg az alacsonyabb vízhozam esetén, egy évben többször is megismétlődhet.

A bemutatott táblázatokból egyértelműek az alábbi következtetések:

- A Duna partjainak megerősítése és megemlése, valamint a mellékágak befolyó torkolatainak lezárása előtt (a 20. század első felében), a Duna minden vízhozama esetén víz folyt az összes mellékágban, amely magyar és szlovák oldalon is egyes helyen befolyt a mellékágakba, más helyeken pedig kifolyt azokból. Az átfolyó jellegű fő mellékágakban még csak időlegesen sem volt állóvíz.
- A vízlépcső üzembe helyezése előtt (1992. október), a Duna medrének 1980. évi állapota alapján szinte valamennyi mellékágban csak a 3.500 m<sup>3</sup>/s vízhozamok feletti állapotban folyt a víz, ami egy évben csupán 17 napot jelentett. Néhány fő mellékágban a 2.500 m<sup>3</sup>/s fölötti vízhozam esetén is folyt a víz, ami kb. 3 hónapot jelentett egy évben. Az 1992. évi elterelést megelőzően valószínűleg még annál is rosszabb lehetett a helyzet, mint amit CEC jelentésében leírtak (1992).
- Tipikusan magasak voltak a vízhozamok nyáron, főleg júniusban és júliusban, amikor az elterelés előtt rendszerint a nagyobb mellékágakban is folyt a víz.
- Jellegzetesen alacsony vízhozamok október, november, decemberben voltak, amikor nem folyt víz a mellékágakban és a mellékágak egy része állóvízű, a másik része pedig száraz volt.
- A Dunának az átlagos maximális vízhozamú nyári hónapnak (június) tekinthető és a minimális vízhozamú téli hónapnak (december) tekinthető vízhozama közötti arány 1,93, ami azt jelenti, hogy a vízhozam nyáron kb. kétszerese a télnek **4.4. táblázat**.
- A mellékágak vízjárása mindig a Duna vízhozamaitól, valamint a parti bukók küszöbeinek és a beömlő nyílásoknak a magasságától, valamint a Duna mederfenék-magasságától függött.
- Hasonlóképpen a folyó melletti sávja, de a környék szélesebben vett térsége felszín alatti vizeinek szintje is mindig a Duna vízszintjétől **függött** és azt a mellékágakban található víz szintjének magassága is **befolyásolta**.

#### 4.2.4. Az árvizek jellemzői a mellékágrendszer szempontjából

A Duna vízhozamait az alábbi képek ábrázolják (MUCHA et al., 1994, új adatokkal kiegészítve):

- A Duna napi vízhozamának (és a víz hőmérsékletének) hosszú távú alakulása Pozsonyban (**4.4. ábra**).
- A napi vízhozamok hosszú távú alakulása Pozsonynál, az átlag, a mért minimális és maximális értékek és mértékadó eltérések megjelölésével (**4.5. ábra**).

A 4.4. ábra a vízhozam előfordulásának valószínűségét, továbbá az áradások bekövetkezésének és lefolyásának bizonyos törvényszerűségeire mutat rá. Az alsó ábra azt mutatja, hogy az év folyamán milyen vízhozamok és milyen határok között várhatók.

#### 4.3. táblázat

A mellékágakban és a hullámtéren levonuló vízhozamok a Duna Pozsonynál mért különböző vízhozamai esetén

Dátum	1961. 1.17.	1960. 9.21.	1961. 6.20-22.	1961. 5.16-17.	1955. 7.13-14.
Vízhozam	1005 m <sup>3</sup> /s	1958 m <sup>3</sup> /s	2998 m <sup>3</sup> /s	4002 m <sup>3</sup> /s	6702 m <sup>3</sup> /s
fkm	m <sup>3</sup> /s				
1869.04 Pozsony	0	0	0	0	0
1860.00	80	215	239	320	2346
1851.63	211	372	359	440	871
1847.85	160	97	449	1200	2815
1842.40	10	58	509	880	3351
1833.10	241	509	1139	1400	3485
1825.00	120	78	659	1320	3150
1821.07	358	352	1019	1961	4021
1816.85	160	313	719	1440	3351
1810.40	10	293	959	1480	3820
1806.00	10	19	329	320	1810
1802.37	10	19	299	40	1676

#### 4.4. táblázat

Jellegzetes Duna vízhozamok Pozsonynál (Pozsony, 1901 – 1950), CEC (1992)

A vízhozam jellegzetessége	Vízhozam (m <sup>3</sup> /s)
átlagos vízhozam	2025
minimális átlagos vízhozamú hónap	1441 (december)
maximális átlagos vízhozamú hónap	2785 (június)
jellegzetesen alacsony vízhozam	848
jellegzetesen magas vízhozam	5316

#### 4.5. táblázat

Jellegzetes vízhozam állapotok a mellékágrendszerben az elterelés előtt (CEC, 1992)

Vízhozam állapotok	Vízhozam feltételek 1980-ban (m <sup>3</sup> /s)	A vízszint Dunaremeténél (m)	A víz áramlásának sebessége Dunaremeténél (m/s)	Az állapot fennállásának átlagos hossza	Gyakoriság (esemény/év)
A sarkantyúk között, a fenékhez kötődő áramlás a Dunában	<1000	2.3	1000 m <sup>3</sup> /s => 1,4 m/s	<1000 m <sup>3</sup> /s, 13 nap	néhány alkalommal
Áramlás a fő mederben és az állandó mellékágakban	<1800	3.7	1800 m <sup>3</sup> /s => 1,8 m/s	1000-1800 m <sup>3</sup> /s, 42 nap	néhány alkalommal
Áramlás egyes folyóágakban	1800-2500	3.7-4.5	1,8-2,0 m/s	1800-	néhány

				2500 m <sup>3</sup> /s, 122 nap	alkalommal
Áramlás némely folyóágban	2500-3500	4.5-5.2	2,0-2,2 m/s	2500-3500 m <sup>3</sup> /s, 78 nap	néhány alkalommal
Áramlás szinte az összes folyóágban	3500-4500	5.2-5.6	2,2-2,3 m/s	3500-4500 m <sup>3</sup> /s, 17 nap	néhány alkalommal
A hullámtér teljes elárasztása	>4500	5.6	4500 m <sup>3</sup> /s => 2,3 m/s	>4500 m <sup>3</sup> /s, 4 nap	egyszer az évben
A hullámtér mély elárasztása	6000	6.2	6000 m <sup>3</sup> /s => 2,4 m/s	>6000 m <sup>3</sup> /s < 1 nap	3-4 évente egyszer

#### *A 4000 m<sup>3</sup>/s fölötti vízhozamok előfordulása*

A hullámtér adott havi vízjárása szempontjából az a meghatározó, hogy milyen a valószínűsége annak, hogy a Dunában a vízhozam meghaladja 4000 m<sup>3</sup>/s értéket. A **4. 5. táblázat** alapján olyan vízhozamokról van szó, amelyek előfordulása esetén az elterelés előtt szinte mindegyik folyóágban víz folyt. Az ilyen vízhozamú állapot évente megközelítőleg 17 napig tartott. A 4000 m<sup>3</sup>/s vízhozamot az áradás kezdetének tekintjük, amikor a Duna elterelése előtti időszakban kezdetét vette a mellékágrendszer tökéletes vízellátása úgy, hogy a mellékágak feltöltődtek és a víz kezdett enyhén kilépni a mellékágak medréből. A szlovákoldali mellékága esetében a Duna elterelése előtt ez a 60-70 m<sup>3</sup>/s vízhozamának felelt meg. CEC (1992) és HOLČÍK (2001 és 2003) állítása szerint a múltban a hullámtér elárasztása a 4500 m<sup>3</sup>/s vízhozam mellett következett be. A **4.6. táblázat** a maximális havi vízhozamokat tartalmazza Pozsonynál és a 4500 m<sup>3</sup>/s feletti vízhozamok ezért vannak kiemelve. A **4.6. ábrán** eredetileg az 1900 és 2002 év közötti adatokból minden hónap esetében a 4000 m<sup>3</sup>/s feletti vízhozamú árvizeket tüntettük fel. Az ábrából kitűnik, hogy pl. januárban ilyen vízhozamok (áradás) körülbelül 10 évente egyszer fordulnak elő. Érdekességgéppen a legmagasabb vízhozamú hónapban (júliusban) 3 évente egyszer fordulnak elő a 4000 m<sup>3</sup>/s feletti vízhozamok. A 4000 m<sup>3</sup>/s feletti tavaszi vízhozamok (március-április) átlagosan 3-4 évente egyszer fordulnak elő. Ez azt jelenti, hogy nem lenne természetes, hogy a tavaszi áradást - de más áradások is - szabályosan és egyformán szimulálnák, pl. minden tavasszal.

#### **4.6. táblázat**

##### **A Duna maximális havi vízhozamai Pozsonynál**

Év	Jan.	Feb.	Mar.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Aug.	Szep.	Okt.	Nov.	Dec.
<b>1901</b>	1660	1240	2722	3980	1898	2755	2743	3315	2210	1768	1063	1610
<b>1902</b>	2131	1440	2582	3042	3260	<b>4510</b>	3370	2640	1832	1686	1204	3823
<b>1903</b>	4330	2000	1740	2650	2735	2540	<b>6250</b>	4200	2720	2207	2606	2560



<b>1904</b>	1283	2520	2035	3280	2990	3370	2010	2055	3455	2650	2496	1877
<b>1905</b>	1623	2330	3084	3473	3830	3219	2373	3380	2375	2430	2413	1883
<b>1906</b>	2070	1280	4180	2662	3810	<b>5662</b>	<b>5850</b>	3780	4065	2950	1910	1693
<b>1907</b>	1881	1500	3830	<b>5460</b>	<b>5965</b>	<b>4986</b>	<b>5720</b>	2746	2590	1201	983	1600
<b>1908</b>	2410	2750	2106	2367	<b>4823</b>	3455	2490	2260	2750	1426	972	912
<b>1909</b>	1300	<b>4930</b>	3222	3170	3120	2441	<b>5891</b>	3171	2663	2670	1274	3250
<b>1910</b>	3075	2758	2462	<b>5497</b>	<b>5580</b>	<b>4921</b>	<b>4543</b>	3574	<b>5916</b>	2824	2729	2490
<b>1911</b>	2010	3180	3050	2579	<b>4875</b>	4340	2600	1466	1228	1327	972	1808
<b>1912</b>	2400	2865	2766	3233	<b>6380</b>	3940	3790	3436	<b>6565</b>	2996	2443	2177
<b>1913</b>	2110	1998	2284	2120	2280	3390	<b>4665</b>	3885	3210	2010	3650	4311
<b>1914</b>	1960	2463	<b>5515</b>	3266	3995	3910	<b>5820</b>	3450	4025	3185	1508	1294
<b>1915</b>	3785	1820	<b>4870</b>	3354	3504	2467	<b>5470</b>	3036	3895	3250	1654	3535
<b>1916</b>	4220	3380	2625	3257	3440	3263	4375	4260	4360	2745	1975	2080
<b>1917</b>	<b>6500</b>	1382	1865	3095	<b>4782</b>	2592	3430	2200	2298	2240	1763	1478
<b>1918</b>	2225	2135	1731	1526	2052	2810	<b>6025</b>	<b>4600</b>	3100	1665	1415	4525
<b>1919</b>	<b>5067</b>	1940	2134	3595	3753	4123	4403	2620	1730	1550	2855	4300
<b>1920</b>	<b>6375</b>	3340	2295	2490	4340	3910	<b>4500</b>	<b>5550</b>	<b>8390</b>	2250	1050	1433
<b>1921</b>	2475	2203	1252	2632	2717	4187	3062	1995	1542	1675	2175	1755
<b>1922</b>	3195	2164	2748	2719	3375	2970	3289	2970	<b>4580</b>	4247	1962	3430
<b>1923</b>	2276	<b>8770</b>	2833	3310	4290	3950	3150	2067	1472	2556	1556	1679
<b>1924</b>	1574	1700	4450	<b>4630</b>	<b>6410</b>	<b>5260</b>	3295	<b>4950</b>	4035	1797	2520	1298
<b>1925</b>	990	1568	1568	2438	3165	2300	2308	<b>6370</b>	<b>5730</b>	2364	1976	4395
<b>1926</b>	4193	4060	3752	2692	2785	<b>7045</b>	<b>6582</b>	<b>6422</b>	1997	1855	2590	1411
<b>1927</b>	3100	1465	2169	4118	3983	3354	3138	3320	4028	3326	2167	1456
<b>1928</b>	1496	<b>6008</b>	1870	1886	<b>5824</b>	3233	2788	2348	2608	1621	1732	1953
<b>1929</b>	1981	823	2402	2447	3266	3370	2620	3023	1618	1560	1401	2135
<b>1930</b>	1518	997	1509	2703	<b>4545</b>	2782	2132	<b>4693</b>	2144	3033	4200	2712
<b>1931</b>	1921	1867	3122	2610	3166	3185	3825	4380	3695	3152	2023	2147
<b>1932</b>	<b>5040</b>	1262	1214	1949	3090	<b>4870</b>	4117	3206	1514	1660	2541	1920
<b>1933</b>	932	3643	2072	1982	3050	3908	4415	3950	2010	2109	1588	1154
<b>1934</b>	1584	1409	1870	2028	1572	2720	2528	2807	2738	1480	1172	1321
<b>1935</b>	1198	3640	2588	4164	3663	<b>5010</b>	3262	1888	1680	3722	3712	1717
<b>1936</b>	2535	2643	1710	2050	2515	<b>4940</b>	3420	4070	2670	3084	3110	1853
<b>1937</b>	1711	3784	3793	3410	4045	4010	2974	4435	<b>4740</b>	3172	1515	1707
<b>1938</b>	3115	2260	2522	3486	3043	3696	2725	<b>5211</b>	<b>4675</b>	1510	2263	1128
<b>1939</b>	1875	2540	3175	3762	<b>5010</b>	3822	2762	3548	2376	3030	3480	<b>6222</b>
<b>1940</b>	1403	1655	<b>6200</b>	4235	<b>5380</b>	<b>7195</b>	3691	3345	3630	3335	2361	1580
<b>1941</b>	3298	2800	4347	3973	3499	3428	<b>5079</b>	4276	<b>4736</b>	<b>5027</b>	3366	2019
<b>1942</b>	1557	1341	5307	3780	<b>4720</b>	3611	2755	3810	1712	3280	1665	1520
<b>1943</b>	1297	1680	1565	3000	3090	<b>4932</b>	4424	1890	1701	1840	888	1168
<b>1944</b>	2961	3106	2203	<b>6821</b>	<b>4561</b>	<b>5240</b>	<b>4542</b>	<b>5196</b>	2701	2935	<b>5400</b>	<b>4476</b>
<b>1945</b>	1346	<b>5443</b>	3336	4064	<b>4643</b>	4400	3285	2950	2583	4554	1631	1900
<b>1946</b>	2231	3671	2742	2700	2065	2710	<b>5647</b>	2569	2070	1721	1310	1300
<b>1947</b>	1760	948	5463	3265	2356	2660	3070	1365	874	710	2490	4357
<b>1948</b>	<b>6483</b>	<b>5537</b>	5030	2924	3061	4090	<b>6005</b>	3925	2325	1184	1047	786
<b>1949</b>	1560	1341	1900	3815	<b>6260</b>	3805	3800	<b>6943</b>	2870	1151	1460	2139
<b>1950</b>	2272	2438	1895	2320	2529	1993	2285	2921	3023	1649	2712	2287
<b>1951</b>	2485	1957	2780	2484	<b>5276</b>	3601	3797	2346	1397	1103	1163	1505

1952	1382	1644	5334	<b>4670</b>	3605	3779	2326	1777	2121	2858	3120	3256
1953	1714	2214	2079	2141	2722	3845	<b>4568</b>	3505	1454	1098	954	715
1954	3000	1030	1710	3598	<b>4540</b>	2950	<b>10400</b>	2897	2189	3889	1952	3831
1955	3737	2971	<b>4560</b>	<b>4839</b>	3802	4008	<b>6595</b>	4462	2659	1544	1305	2676
1956	2452	1532	<b>6810</b>	2444	3598	4336	3312	4384	4242	2458	2593	4063
1957	2433	4431	4000	2909	2381	3248	<b>6620</b>	<b>4556</b>	2940	2371	1353	1708
1958	1460	<b>6200</b>	3840	3400	4235	<b>5495</b>	<b>6205</b>	2515	2420	4320	2271	3780
1959	3190	1565	2960	<b>4600</b>	2690	<b>6770</b>	<b>5940</b>	<b>7250</b>	1785	1110	1020	1654
1960	1910	2670	3550	1921	3240	2780	3280	4310	3170	2370	1790	1491
1961	1174	3290	2440	2390	<b>4930</b>	3820	3050	3085	1570	1075	1285	<b>5515</b>
1962	2615	2960	2255	3445	<b>4860</b>	<b>4724</b>	2905	2465	1460	1058	1095	2040
1963	1069	1022	3797	2808	2778	3949	2660	2756	2748	1914	1864	1370
1964	945	1516	2580	2705	3954	2599	2287	2175	1851	2741	<b>5200</b>	2160
1965	2220	1703	<b>5730</b>	<b>5770</b>	<b>7340</b>	<b>9171</b>	<b>6760</b>	4240	3126	1945	1256	3440
1966	2139	3998	2493	3473	<b>4574</b>	<b>5000</b>	<b>7200</b>	<b>6416</b>	4033	2034	2120	4013
1967	3377	3602	3280	3731	<b>4748</b>	<b>5018</b>	3530	2560	2775	1662	1256	3215
1968	4390	2158	2952	3223	2530	2927	4217	3630	2592	<b>5080</b>	1420	1320
1969	1561	1944	2511	2970	2930	4080	3180	2886	2631	1120	1111	1033
1970	1136	<b>5902</b>	<b>4058</b>	<b>4883</b>	<b>5232</b>	<b>5349</b>	<b>5011</b>	<b>6820</b>	3670	3992	3780	2504
1971	1698	1574	3039	2263	2038	3730	3065	2173	2407	1740	1336	2504
1972	1155	1229	1122	2295	2521	2699	4348	3180	1405	1481	3090	1594
1973	970	1383	2538	2665	<b>4733</b>	<b>4583</b>	2767	2015	1677	1789	3437	2672
1974	<b>4845</b>	2327	2487	2195	2589	4445	<b>5323</b>	2555	1948	2759	2529	<b>6715</b>
1975	<b>4533</b>	3370	1663	3361	3810	3820	<b>8592</b>	4481	2915	1465	1569	1439
1976	3620	1930	1536	1885	2539	4270	2736	2632	2479	1773	1953	1788
1977	2429	<b>4558</b>	4333	3504	3850	2921	2606	<b>6038</b>	2543	1438	1778	2571
1978	1877	1946	3015	3091	3687	3216	4126	3053	3176	2863	1949	1670
1979	1796	2688	<b>5360</b>	3403	3699	<b>6528</b>	3753	3063	3262	1871	<b>4707</b>	3580
1980	1706	4174	2163	3962	3926	3740	<b>5068</b>	3129	3138	2544	1868	2715
1981	2941	3469	<b>5978</b>	4151	2935	2530	<b>7602</b>	3077	2595	3566	3615	3559
1982	<b>4882</b>	<b>5162</b>	2685	3268	4358	4295	3719	2863	2063	1909	1334	2275
1983	4189	3328	2537	3490	3467	3741	2798	3596	1695	1795	1616	2905
1984	2011	2552	2114	2172	2799	2781	2937	2958	3496	2792	1302	1208
1985	1179	<b>5029</b>	2463	2292	3129	3364	2917	<b>7337</b>	3178	1314	1296	2470
1986	4332	2149	2669	3132	3888	3782	2215	2217	1935	1724	1460	2989
1987	4198	3363	<b>5202</b>	4347	4147	4468	4385	<b>4560</b>	2488	1972	1960	<b>5503</b>
1988	1964	1937	<b>6853</b>	<b>5475</b>	3622	4095	3147	2983	3196	1523	1876	<b>5008</b>
1989	3147	2967	2222	2609	2867	3251	3381	3007	3193	2254	2145	2411
1990	1396	3995	3397	2312	2301	3156	<b>5067</b>	1608	2318	1807	2719	1669
1991	2899	1259	1808	1387	4379	<b>4531</b>	<b>5116</b>	<b>9032</b>	1411	1453	1431	<b>5833</b>
1992	1780	2287	4342	3931	3633	3582	2101	1564	2031	1883	<b>5791</b>	3899
1993	2673	1749	<b>4535</b>	2806	2316	2897	<b>4938</b>	3312	2922	2854	1459	<b>4507</b>
1994	2844	2120	3365	<b>5780</b>	3277	3017	2226	2059	1701	1267	2648	2865
1995	3798	3139	2822	4323	3501	<b>5392</b>	3525	4495	<b>5700</b>	2049	2802	3253
1996	1878	1410	2763	2884	<b>5561</b>	2920	4293	2369	3795	<b>6212</b>	2750	1949
1997	1300	2411	3850	3300	3465	2805	<b>7269</b>	3539	1826	2267	1387	3195
1998	1589	1397	4109	2463	2064	3545	3234	2063	3886	3803	<b>5443</b>	4263
1999	2627	<b>5669</b>	<b>4710</b>	3501	<b>5772</b>	4259	3931	2407	3036	1959	1791	2468

2000	4028	4744	5015	4922	3928	3092	3102	4486	3139	2846	1585	1728
2001	2352	2783	5504	3456	3099	5233	3531	2680	4377	1975	2333	4084
2002	4614	3293	8450	3044	2857	3807	3022	10190	4173	4120		

5443 – a 4500 m<sup>3</sup>/s fölötti maximális vízhozam megjelölése

- vízhozam Dévénynél 10.390 m<sup>3</sup>/s; Pozsonynál 10.310 m<sup>3</sup>/s; Medvénel 9.240 m<sup>3</sup>/s; Budapestnél 8.250 m<sup>3</sup>/s.

Annak érdekében, hogy az egyes hónapokra megközelítőleg elmondhassuk, mekkora az árvizek valószínűsége a vízhozam különböző kulminációi esetén, kidolgoztuk a 4.7a. és a 4.7b. ábrákat. Az ábrák logaritmikus skálán tüntetik fel az 1900 óta előfordult árvizeket. Ezeket az értékeket egy egyenes keresztezi, amelyről - a hozzátartozó kulminációs vízhozam alapján - leolvasható az árvizek megismétlődésének az ideje. Például július hónapban (4.7b. ábra) 6000 m<sup>3</sup>/s vízhozam esetén körülbelül 10 évente egyszer fordul elő árvíz. Az áttekinthetőség kedvéért összeállításra került egy hasonló, az egész évre érvényes ábra (4.8a. ábra). Ezen látható, hogy megközelítőleg 2-3 évente fordul elő 6000 m<sup>3</sup>/s kulminációs vízhozamú árvíz.

Érdekes az ún. százéves árvíz egyes hónapokban való előfordulásának, tehát az olyan vízhozamú árvíznek a meghatározása, amelyek az adott hónapokban 100 évente egyszer fordulnak elő. Ezeket a vízhozamokat a 4.7. táblázat és a 4.8b. ábra tartalmazza.

#### 4.7. táblázat

Az egyes hónapokban 100 évente előforduló vízhozamok táblázata (a Pozsony – Dévénynél mért adatok alapján az 1901 – 1998. közötti időszakban)

Hónap	Előre jelzet vízhozam m <sup>3</sup> /s	Maximálisan mért vízhozam m <sup>3</sup> /s
Január	6120	6500
Február	8140	8750
Március	8450	9150
Április	7210	6800
Május	7030	7200
Június	7750	7200
Július	9850	10 400
Augusztus	8700	8400 2002. augusztusában árvíz Dévénynél* mért 10 390 m <sup>3</sup> /s vízhozammal
Szeptember	6440	6550
Október	5200	5080
November	5990	5800
December	7350	6700

\* A táblázatban 1901 - 1998 közötti mérések adatai vannak feldolgozva

A táblázatból látható, hogy a legmagasabb vízhozamok július és augusztus hónapban, aztán márciusban várhatók, míg a legalacsonyabb vízhozamok októberben és novemberben várhatók.

#### Az árvíz kezdete és levonulása

Az árhullám kezdete és levonulása a vízgyűjtő alakjától, a csapadéknak a vízgyűjtőben való idő- és térbeli eloszlásától, a hőmérsékletnek a vízgyűjtőben való alakulásától, valamint

a vízgyűjtőre jellemző geológiai-geomorfológiai arányoktól függő állandó. Az árhullám kezdetének és lezajlásának létezik egy olyan állapota, ami nem lehet meredekebb, mint valamelyik köztes érték. Ebben az értelemben, a természetes árvíz kezdetét, tartamát és levonulását a mellékágakban hidrológiailag mindig a Duna vízhozamai diktálták.

A Pozsonyban mért árvízi vízhozamok különböző értékekre - a maximális vízhozamok intervallumára (az árvizek kulminációjára) – az összes árvíz kezdetére és levonulására grafikonokat állítottak össze és ezeket statisztikailag feldolgozták. Az árvizek lefolyása a különböző intervallumokban a **4.9. ábrán** került ábrázolásra. Az árvizeket mint a vízhozamok idősíkban elhelyezett vonalait ábrázolják. Ezekből egyértelmű, hogy létezik egy legmeredekebb és egy átlagos görbe, s ezek a görbék - a hullámtér területének és a dunai partok egy bizonyos konkrét állapotára vonatkozóan - az árvizek lefolyását és tartósságát is meghatározzák.

Az ábrákra felvezették a vízhozam alakulásának napi változásait is, amelyekből láthatók a vízhozamok maximális változásai is. Ezek a következőképpen mozognak, lásd a **4.8.**, **4.9.** és **4.10.** táblázatokat. Az általánosabb következtetések szempontjából a **4.9. táblázat** felett érdemesebb elgondolkodni.

#### 4.8. táblázat

A Duna vízhozamának változásai árvíz idején – az árvíz kezdete

Vízhozam m <sup>3</sup> /s	A Duna árvízi vízhozamának változásai		
	Min. m <sup>3</sup> /s/nap	Átlag m <sup>3</sup> /s/nap	Max. m <sup>3</sup> /s/nap
4000 – 5000	200	500	2000
5000 – 6000	200	500	2000
> 6000	400	800	2000

#### 4.9. táblázat

A Duna vízhozamának változásai árvíz idején – az árvíz levonulása

Vízhozam m <sup>3</sup> /s	A Duna árvízi vízhozamának változásai		
	Min. m <sup>3</sup> /s/nap	Átlag m <sup>3</sup> /s/nap	Max. m <sup>3</sup> /s/nap
4000 – 5000	100	500	1000
5000 – 6000	100	600	1300
> 6000	200	1000	2000

#### 4.10. táblázat

A Duna vízhozamának (árvíz) időtartama, 4000 m<sup>3</sup>/s fölötti állapotok

Vízhozam m <sup>3</sup> /s	A vízhozamok időtartama		
	Min. nap	Átlag nap	Max. nap
4000 – 5000	1	2	7.5
5000 – 6000	2	5	11
> 6000	4	10	17

Ezek az adatok egyben a folyó mellékágrendszerére természetes elárasztásnak szimulálására szolgáló segédadatok is. Az ábrákból látható, hogy az árvizek kezdete a Dunán megközelítőleg kétszer olyan gyors, mint az azok levonulása. Azt követően, hogy a víz kilép

a Duna medréből a mellékágrendszerben az árvíz kezdete még gyorsabb, levonulása pedig a hullámtérben lassabb lesz.

#### *Az árvizek indoklása*

A felszín alatti vizek mozgása, valamint a rendszeres és a rendszertelen árvizek képezik a Duna ökoszisztémája genezisének fő tényezőit (pld. ROVNÝ et al. 1996). Fontos szerepet játszanak az eredeti biocönózisok, valamint azoknak a pedogenetikus folyamatoknak a fennmaradásában, amelyek azt az állapotot tükrözik, amely a Dunára a folyó medrének megerősítése, és a Bósi Vízlépcső üzembe helyezése előtt a hullámtér vízjárását jellemezte. Ennek a területnek az elárasztási rezsimje már akkor jelentős változásokon ment át, amikor megtörtént az árvízvédelmi gátak kiépítése és a Duna medrének szabályozása. Ebből a szempontból tehát az 1980-as és 1990-es évek elárasztási rezsimjeit (tehát közvetlenül a Bósi Vízlépcső üzembe helyezése előtti állapotokat) nem tekinthetjük eredetinek vagy természetesnek. Mindenek előtt megszűnt a fő mellékágak átfolyó jellege és lecsökkent a víz szintje a mellékágakban, valamint a felszín alatti vizek esetében. Ez a tendencia a Bósi Vízlépcső megépítése nélkül is folytatódott volna. Éppen ezért született meg a mellékágak vízellátását a mellékágrendszer vízszintjének növelése segítségével megoldó javaslat, amely jelenleg működik, valamint a Duna vízszintjének a növelésére vonatkozó javaslat, amely azonban nem valósult meg. Miután létezik a mellékágak vízellátása és a vízáramlás szabályozása, és lehetőség van a Duna vízszintjének emelésére is, nemcsak az elárasztások kritériumait, de a fő ágak és hullámtérük vízhozamának szabályozását, valamint a felszín alatti vizek szintjét is meg kell határozni. Azt is definiálni kell, hogy milyen folyamatok menjenek végbe a hullámtérben (erózió, szállítás, szedimentáció, vízáramlás, stb.). Meg kell határozni továbbá a víz áramlásának módját a létező vonalak között (a mellékágak közötti kapcsolatok). Ezek alapján lehet kidolgozni a megoldásokra vonatkozó műszaki terveket. A régi Duna-mederben a vízszint emelése, valamint a mellékágak és a Duna összekapcsolása, esetleg új eupatomál kialakítása a fő mellékágakban, csökkenti a vízszabályozó vonalrendszerek alkalmazásának a szükségességét a mellékágakban (lépcsők).

#### **4.2.5 A hullámtér meghatározása, figyelembe véve a vízhozamokat és a vízszinteket**

A hullámtér és a mellékágrendszer az árterületen keresztül vezetett, alacsony vízésésekből (kaszádok) álló vonalakkal blokkokra van osztva, amelyek között a mellékágak vízszintjének szabályozása céljából fenékküszöbök és áttereszek vannak (**4.10. ábra**). Ezek a fenékküszöbök közötti vonalak valójában magasabban fekvő, a múltban kiépített, szilárd felületű erdei utak, és a terepen kevésbé jellegzetesek. A fenékküszöbökönél, amelyek gyakran az eredeti töltések helyén vannak, a vízszint magasságát úgy állapították meg, hogy ezek feleljenek meg az 1960-körűli évek vízhozamai idején mért vízszint-magasságoknak. A mellékágak vízszintjeit a fenékküszöbök fölött részlegesen szabályozni lehet. A vonalak „A” és „J” betűkkel vannak megjelölve (**4.10. ábra**). A régi Duna-meder rendezésével összefüggő tervekkel és e munka esetében a mellékágrendszerben a fenékküszöbök feletti vízszintet a vízszint-monitoring figyelembe vételével kell rendezni, és meg kell fontolni a vízésések (kaszádok) közötti jobb kapcsolat kialakítást annak érdekében, hogy javuljanak a vízi fauna képviselőinek vándorlási feltételei..

A **4.10.** és **4.11. ábrák** alapján - amelyek a mellékágrendszer a hossz-szelvényét ábrázolják (KLÚČOVSKÁ, TOPOLSKÁ 1995a, 1995b) - összehasonlítható a vízszint alakulása a mellékágrendszerben az elterelés, illetve a meglévő kaszádok vonalainak kiegészítése előtt. Egyértelmű, hogy a vízszint a felső vonalagnál a vízszintek magasak és csaknem megfelelnek

annak a helyzetnek, mint amikor a Dunában 6000 m<sup>3</sup>/s a vízhozam. Az alsó részen viszont a Duna lecsökkent vízszintjének következtében a vízszintek túlságosan lesüllyedtek.

A további mérlegelések során abból a feltételezésből indulunk ki, hogy a Dunában 4000 m<sup>3</sup>/s a vízhozam, amikor az elterelést megelőzően szinte az összes mellékágban áramlott a víz. Tételezzük fel, hogy Doborgaznál (Dobrohošť) a Pozsony – Dévénynél mért vízhozamnak körülbelül az 1/60 – 1/50-ed részét engedik be a mellékágrendszerbe, akkor a Duna 4.000 m<sup>3</sup>/s vízhozama esetén a mellékágrendszerbe jutó vízhozam 67 – 80 m<sup>3</sup>/s. Ennek a feltételnek az alapján megállapíthatjuk, hogy a mellékágrendszerben a mai állapotuk alapján a következőképpen kellene meghatározni a vízszint-magasságokat:

- az „A” vonal fölött 20 cm-el kellene csökkenteni a vízszint-magasságot,
- a „B” vonal fölött 70 cm-el kellene csökkenteni a vízszint-magasságot,
- a „C” vonal fölött 90 cm-el kellene csökkenteni a vízszint-magasságot,
- a „C” vonal fölött a régi fenékküszöb felett 20 cm-el kellene csökkenteni a vízszint-magasságot,
- a „D” vonal fölött 10 cm-el csökkenteni kellene a vízszint-magasságot,
- az „E” vonal fölött meg kellene tartani a vízszint-magasságot, esetleg 20 cm-el növelni kellene azt,
- az „F” és a „G” vonal fölött 30 cm-el kellene növelni a vízszint-magasságot,
- a „H” vonal fölött 70 cm-el kellene növelni a vízszint-magasságot,
- a Duna vízszintjének magasságát a mellékágrendszer Dunába vezető torkolata alatt 2 m-el kellene növelni.

Természetesen, ez a kritérium eléggé mechanikus, és csak a Duna vízhozamainak állapotára támaszkodik. **A vízszint-magasságok változtatása esetén** az elmúlt évtizedekben a terepen bekövetkezett változásoknak következtében nem csak a mellékágak és a Duna vízszintjének mechanikus összehasonlítására, hanem a mainál **jobban kellene támaszkodni a bioták monitorozásának eredményeire** is. Azonban mindenképpen egyértelmű, hogy célszerű lenne a mellékágrendszer és a Duna torkolata alatt, pl. valahol Isztraga (Istragov) térségében, pl. bukógát segítségével a vízszint magasságának megemelésére. A valóságban más megoldás is szóba jöhet, pl. a mellékágak és a Duna medre összekapcsolásának a kombinációja. A keresztgátak feletti vízszint csökkenése új, szabályozható segéd-átereszek kiépítésével lehetséges.

A vízszint szabályozás másik példájára az erdőgazdálkodási szempont lehet. A faanyag előállításával összefüggő szempontból NEŠTICKÝ (1995) a szükséges vízszinteket a gátak fölött az alábbi módon definiálja, **4.11. táblázat**:

#### 4.11. táblázat

**Az erdőgazdálkodás számára alkalmas vízszint-magasságok az egyes vonalakon NEŠTICKÝ (1995)**

Vonal	Vegetációs időszakban	Téli időszakban	Különbség	*
A	-	-	-	-0.2
B	120.50	119.80	-0.70	-0.7
C	119.10	118.80	-0.30	-0.9
D	118.50	118.00	-0.50	-0.1
E	117.75	117.20	-0.55	0-tól +0.2-ig
F	117.40	116.70	-0.70	+0.3
G	117.00	116.20	-0.80	+0.3

\* az elterelés előtti állapotokkal összehasonlítva

NEŠTICKÝ (1995) továbbá leírja, hogy az erdőtermelés szempontjából nem szükségesek a felszíni árvizek. Ezekre az árvizekre viszont szükség van az eredeti biotóp társulások és más szempontok alapján is. Abban az esetben, ha az árvizek iránti igények nem esnének egybe a Duna természetes magas vízhozamát, és az áradás nem hoz elegendő üledéket, a mellékágrendszerben csökkenteni kell a víz áramlási sebességét (a vízszint-magasságot nem a vízhozam növelésével, hanem a vízések (kaszádok) átereszeinek lezárásával kell növelni).

Ennek a munkának a valódi és elsőrendű célja az árterület természetes jellegének elősegítése az árvízvédelmi töltések között.

#### 4.2.6 A víz hőmérséklete

A Duna vízhozamán kívül a víz hőmérséklete jelenti azt az ökológiai tényezőt, amely a mesterséges árvíz létrehozásáról szóló döntést befolyásolja. A **4.12. ábra** alsó részén a Duna hosszú távú napi hőmérsékletingadozása került feltüntetésre a folyó pozsonyi szakaszán (MUCHA et al. 1994). Az ábrából látható, hogy a víz hőmérséklete viszonylag szorosan kötődik a dátumokhoz. Ezek az értékek az átlagos, a minimális és a maximális mért értékek és a mértékadó eltérés formájában kerültek kifejezésre. A **4.12. ábrából** például megállapíthatjuk, hogy a 10°C-os vízhőmérséklet átlagosan április 20. környékén, a március 22. és május 15. közötti szóródás lehetőségével fordul elő a Dunában, amikor a **4.5. ábra** szerint az átlagos vízhozam 2500 m<sup>3</sup>/s, a minimális vízhozam 1000-tól 1500 m<sup>3</sup>/s között alakul, az árvízi vízhozamok pedig elérhetik a 7000 m<sup>3</sup>/s is. Az árvizek bekövetkezésének feltételeit ebben az időszakban a **4.5. ábra** mutatja.

A folyó vize hőmérsékletének márciustól októberig való jobb megítélése és előrejelzése céljából kétheti intervallumokra felosztott hőmérséklet-gyakorisági hisztogramok készültek (**4.13. ábra**). A Duna vize a 10°C fölötti hőmérsékletet legnagyobb valószínűséggel április második felében, a 18°C körüli hőmérsékletet pedig júliusban és augusztusban éri el.

A víz hőmérséklete az árvíz szezontól függ, és közvetlen kapcsolata van a halak ívásával. Azokat a halfajokat, amelyek a tavaszi árvizek idején ívnak, két csoportra lehet osztani: az első csoport a 6-10°C víz hőmérsékleten, a másik csoport a 10-14°C víz hőmérsékleten ívik. A Duna elterelése előtt tavaszi árvizek eredetileg 3-5 évente, március közepétől április közepéig fordultak elő. A nyári árvíz idején a halak 11-23°C vízhőmérsékleten ívnak. A nyári árvizek átlagosan évente egyszer fordulnak elő, és jóval nagyobbak, mint a tavasziak. További részletek a 7. fejezett első részében találhatóak.

### 4.3 ÁRVÍZVÉDELEM

**Az árvízvédelmi tevékenységek szempontjából árvízi vízhozam alatt** azt a vízhozamot értjük, amely Pozsonynál átlépi a 6000 m<sup>3</sup>/s értéket. Ez az I. fokú árvízvédelmi készütségnek felel meg. A régi mederbe azt a vízmennyiséget engedünk le, amelyet nem vezet le az üzemvíz-csatorna és a Bösi Vízlépcső. A vízlépcsőt úgy tervezték, hogy képes legyen az ezeréves vízhozam levezetésére úgy, hogy az ne veszélyeztesse erőmű előírt biztonságát. Ez Pozsonynál a 13.000 m<sup>3</sup>/s vízhozamnak felel meg. **A Dunacsúni Vízlépcső maximális (teljes) áteresztő képessége a hullámtérbe 11.200 m<sup>3</sup>/s (VODOHOSPODÁRSKÁ VÝSTAVBA š. p. 2000, 61. old. - Ideiglenes üzemeltetési szabályzat).** Ez ugyanakkor az a

vízhozam, amellyel a Duna régi medrében és az árterületen számolni kell. A **8 bösi turbina maximális víznyelő képessége** a Duna pozsonyi 10 000 m<sup>3</sup>/s vízhozama mellett kb. 3.800 m<sup>3</sup>/s, és a magasabb vízhozamok esetén tovább csökken. Az ezeréves árvíz idején, 13.000 m<sup>3</sup>/s vízhozam esetén Bösi Vízerőműn keresztül levezetett víz mennyisége 3.160 m<sup>3</sup>/s-re csökken. A hajózsilipeken azok megnyitása esetén, duzzasztógátas üzemeltetés mellett 2.800 m<sup>3</sup>/s vizet lehet átvezetni. Ebben az esetben az **üzemvíz-csatorna** 4000 – 4500 m<sup>3</sup>/s vizet vezet le. A Bösi Vízerőműn keresztül átfolyó tényleges vízhozam az működő turbinák számától és a hajózsilipeken keresztül duzzasztó üzemmódban levezetett vízhozamtól, valamint az alvizi oldal vízszintjétől függ.

Az előzőekben leírtak alapján az a valódi **maximális vízhozam, amellyel a Duna régi medrében, a hullámtérben és a mellékágrendszerben számolni kell, 11.200 m<sup>3</sup>/s körül lehet.** Emlékeztetni kell arra, hogy ez egy ideig tartó árvízi csúcs-vízhozam. Ugyanakkor veszélyesebb az olyan alacsonyabb, de hosszán tartó vízhozamok, mint amilyenek 1965-ben voltak. Az igazi reális vízhozamot a Duna régi medrében az 1000 éves árvíz 10.300 m<sup>3</sup>/s-re lehet becsülni.

Az árvízi védekezés során fontos szerepet játszanak a jégzajlások és a víz felszínének befagyása. A valóságban 4 alapvető téli jelenség létezik (VODOHOSPODÁRSKA VÝSTAVBA š. p. 2000, 61. old., - A Bős-Nagymarosi Vízlépcsőrendszer Ideiglenes Üzemeltetési Szabályzata a Szlovák köztársaság területén).

1. A tározó és a felvizi-csatorna nem fagy be, és a Duna felső szakaszáról Pozsony irányába jeget engednek le. Ekkor a Dunacsúni Vízlépcsőnél a vízszint magassága 130.50 m bfm-re csökken, az öreg Dunába minimum 250 m<sup>3</sup>/s vizet engednek át. A Pozsonyhoz érkező jégtáblákat – amennyiben a vízhozam nem haladja meg 2.500 m<sup>3</sup>/s - az egész vízhozamot a jégtáblákkal együtt a középső duzzasztón keresztül a régi Duna-mederbe engedik át. Magasabb vízhozam esetén a víz kisebb részét a Bösi Vízerőműn keresztül vezetik át. Például 5000 m<sup>3</sup>/s pozsonyi vízhozam esetén a Bösi Vízerőműn 1.000 m<sup>3</sup>/s vizet vezetnek át. Ha a jégtáblák nem mennek át a régi Duna-mederbe a középső duzzasztón keresztül, a felvizi-csatornába kerülnek, ahol egy összefüggő jégmező alakul ki. Felfüggesztik a víz átengedését (a 250 m<sup>3</sup>/s mennyiséget kivéve) a Duna régi medrébe és a víz a Bösi Vízerőműn keresztül folyik. Miután a jégtáblák tározó medencéjébe érkeztek a hajóutat jégtörővel teszik szabaddá. Az a cél, hogy a lehető legtöbb jégtömb a Duna régi medrébe kerüljön, amihez az szükséges, hogy az egész vízhozam a dunacsúni középső duzzasztón keresztül, a Duna régi medrébe folyják át.
2. Zúzmarásodás és a Dunának a pozsonyi szakaszon, a tározóban és a felvizi csatornában történő fokozatos összefüggő befagyása esetén a vízszintet a tározó medencében 130.50 m bfm szintre csökkentik. A zúzmarát a duzzasztózsilip leengedett felső zsiliptábláin keresztül engedik át a Duna régi medrébe. A felvizi-csatornából a zúzmarát és a jeget a hajózsilipeken keresztül engedik le. A jégtakaró feltörésére jégtörőket használnak.
3. Abban az esetben, ha a tározóban és a felvizi-csatornában összefüggő jégtakaró alakul ki, és a jégzajlás Pozsonyhoz érkezik, a tározóban a vízszintet 130.5 m bfm szintre csökkentik. Amikor összefüggő jégtakaró alakul ki, a jégtörők a jégtakaróban csatornát nyitnak a Dunacsúni Vízlépcső középső duzzasztózsilipjéhez, ahonnan a jégtáblákat a Duna régi medrébe engedik át. Egyidejűleg a jégtörők fenntartják a hajózási útvonalat a felvizi-csatornában. A tározóból a jégtáblákat a hajózsilipeken keresztül engedik le.



4. Abban az esetben, ha Pozsony alatt egy jégtorlasz kezd kialakulni (ún. jeges ár), a tározóban a vízszint magasságát 131.5 m bfm-re emelik, majd ezt követően a jégtorlaszt a jégtörök segítségével törik át és a jégtáblákat a Dunacsúni Vízlépcső középső duzzasztózsilipjén engedik le 2.000 – 3.000 m<sup>3</sup>/s közötti vízmennyiség kíséretében a Duna régi medrébe. Ezt a folyamatot meg lehet ismételni.

Télen minden árvízvédelmi intézkedéshez igénybe veszik a Dunacsúni Vízlépcső középső duzzasztózsilipjét és a Dunakiliti Duzzasztóval együttműködve úgy végzik a vízhozamok megosztását, hogy biztosított legyen a víz megfelelő áramlási sebessége a jégtáblák levezetéséhez. A Duna régi medrében nem mindennapos jelenség a vízfelület befagyása, mert az régi medret a melegebb felszín alatti víz táplálja. Ahhoz, hogy helyet biztosítsanak a Dunacsúni Vízlépcsőn keresztül levezetett jégtábláknak, szükség van a Dunakiliti Duzzasztóval való együttműködésre.

#### 4.3.1 Az árvízvédelemmel összefüggő feltétlenül megvalósítandó intézkedések

Az árvízi vízhozamoknak a hullámtéren keresztül történő elvezetésével összefüggésben fontos betartani azt a követelményt, hogy **az árvízi vízszint nem lehet magasabb, mint amilyen az a vízlépcső felépítése nélkül lenne.** Ez azt jelenti, hogy a hullámtér megoldásával kapcsolatos tervek minden lehetséges változata esetén a Duna Pozsonynál mért vízhozamát az üzemvíz-csatornán átfolyó 3000 – 4000 m<sup>3</sup>/s vízmennyiséggel csökkenteni kell (erőmű és a hajózsilipek, feltéve, hogy a turbinák működnek és a vízlépcső duzzasztózsilip funkcióban működik). Ma a 100 éves víz vízhozam felett, a Duna Bős alatti medrének a Közös Szerződéses Tervnek megfelelő módosítása nélkül korlátozott a turbinák működése.

Ahhoz, hogy képet tudjunk alkotni az „**árvizekről**”, fogadjuk el a következő gondolatmenetet. Segítségként fogadjuk el, hogy ezer éves vízhozam előfordulása esetén (lehet hogy 1501. évi árvízi vízhozam nagyobb volt) a Dunacsúni Vízlépcsőn keresztül 10.000 m<sup>3</sup>/s vizet lehet átvezetni. Akkor arra a következtetésre jutunk, hogy a Duna régi medre hullámtérének és mellékágainak a vízlevezetés szempontjából annak az állapotnak kell megfelelnie, mint amilyen az 1954. évi árvíz idején volt, természetesen jobb árvízvédelmi intézkedések körülményei között, hogy a töltések ne szivárognak és ne szakadjanak át. Az, hogy egy ilyen esetben hogyan nézne ki a helyzet, az 1965. évi árvíz lefolyásából ismerjük, amikor is magyar oldalon - annak ellenére, hogy az árvízvédelmi töltések kitartottak - a felszínalatti vizek terepszint fölé való emelkedésével mintegy 90.000 ha nagyságú területet öntött el a belvív, 693 ház semmisült meg és 3.170 ház sérült meg (HRONEC, 1969). Hangsúlyozni kívánjuk, hogy magyar oldalon a töltések nem szakadtak át.

Amennyiben a **Duna régi medrének áteresztő képességét** abban az állapotban őrizzük meg, mint amilyen az 1992-ben volt, megállapíthatjuk, hogy ez a cél gyakorlatilag teljesült. Ha a Duna régi medrének vízszintjét duzzasztógátakkal megemeljük, akkor ezeket úgy kell elhelyezni, hogy egy ekkora vízhozam átmenjen azokon. Amennyiben a vízszintet bukógátakkal emelnénk meg, biztosítani kellene, hogy bizonyos magas vízhozamok esetén az árvíz „szétszedje” azokat, vagy hogy az ilyen magas vízhozamok esetén más módon közömbösítsük ezeknek a duzzasztó hatását. Abban az esetben, ha a rendszerbe beiktatnánk a Duna régi medrének szűkítését, esetleg egy részét benőné a növényzet, meg kell találni annak a módját, hogyan lehet a hullámtérben több vizet átvezetni, mégpedig a mellékágakon és a hullámtér felszínén keresztül. Víznek a hullámtér felszínén keresztül történő levezetése azt jelenti, hogy ennek egy részének mentesnek kell lennie a fáktól, és a terep lejtési viszonyainak

alkalmasnak kell lennie a nagy mennyiségű víz elvezetésére. Ezeken a helyeken számolni kell a felszín és a terep eróziójával is.

Minél jobban növelni akarjuk a **mellékágak árvízi vízlevezető képességét**, annál jobban ki kellene azokat kotorni és meg kellene erősíteni partjaikat. Ennek ellenére nem lehet olyan meanderező mellékágat kialakítani, amely képes levezetni az egész megkövetelt árvízi vízhozamot, mert a meanderező mellékág hidraulikai gradiense megközelítőleg csak a fele lesz annak, mint a Duna régi medréé, és ebben a mellékágban lényegesen kisebb lesz a víz áramlási sebessége is. A meanderező mellékág átfolyó felületének lényegesen nagyobbak (több mint kétszeresének) kellene lennie, mint a Duna régi medréé volt 1992-ben. Ez a mellékág nem is lenne természetes, és nem is lenne Duna.

**Ökológiai szempontból** nincs kifogás a rétek területének növelésével szemben, amelyeket hosszú időn keresztül kaszálóként, esetleg legelőként tartanának fenn. Modellezés segítségével ki lehetne jelölni az árvízi vízhozamok levezetésére legalkalmasabb területeket („hidraulikai nyiladékok), ahonnan ebből a célból eltávolítanák a fás növényzetet és ilyen állapotban tartanának fenn. Ezek nem lehetnek azonban mellékágak partjainak, esetleg a Duna új medrének a növényzetei. Ezek a bio-korridor és a part menti területek árnyékolásának funkcióit töltik be. Alapvető kifogások vannak az ún. hidraulikai erdővel szemben is (széles koronazáródás az aljnövényzet eltávolításával). A megoldások egyike lehet a régi meder megtartása az árvizek levezetése céljából.

**Melyek a további elképzeléseket behatóró tényezők? Az első behatóró tényező a maximális árvízi vízhozam**, amelynek probléma nélkül kellene átfolynia a hullámtéren és a vízszintjének sem kellene magasabbnak lennie, mint az elterelés előtt. Ez a vízhozam kb. 10.000 m<sup>3</sup>/s. **A második behatóró tényező a Duna régi medrének vízhozama és vízjárása.** A természetes vízjárás olyan volt, hogy télen átlagosan az átlagos vízhozam fele, míg nyáron az átlagos vízhozam felével több folyt le a folyóban. Ezt az arányt úgy kellene megtartani, hogy a vegetációs időszakban lényegesen több víz folyjék le, mint a vegetációs időszakon kívül. Ma az 1995-ös megállapodás alapján minimum 250, maximum 600 m<sup>3</sup>/s, árvíz idején pedig az a vízmennyiség kerül a régi mederbe, ami nem folyik le az üzemvíz-csatornán keresztül. A magyar fél (1999. decemberében) vegetációs időszakban az ökológiai minimumot 400 m<sup>3</sup>/s, a téli időszakban lényegesen kevesebb vízhozamban határozta meg. Egy további fontos szempont a vízszint magassága a hullámtérben, amelynek nem kellene meghaladnia az elterelés előtti árvízi állapotokat. Ugyanakkor olyankor, amikor a vízhozamok alacsonyabban az árvízi értékeknél (amikor a Duna vízhozama Pozsonynál 4.000 m<sup>3</sup>/s felett van, de kevesebb, mint 6.000 m<sup>3</sup>/s), a mellékágakban és az ártéren a vízszinteknek legalább olyanoknak, vagy magasabbnak kellene lenniük, mint az elterelés előtt voltak. Ez egyben azt is jelenti, hogy a hullámtérben a vízhozamoktól függően utánozzuk az árvizeket, hasonlóképpen ahhoz - esetleg valamivel korábban -, mint ahogyan azok az elterelés előtt bekövetkeztek. A mai tapasztalatok alapján a magyar fél a saját mellékágrendszerébe a vegetációs időszakban általában csak 130 m<sup>3</sup>/s vizet enged át a Dunából, annak ellenére, hogy lényegesen több vizet is engedhetne abba. Hasonlóképpen vegetációs időszakban a szlovák fél is általában csak 100 m<sup>3</sup>/s vízmennyiséget enged át a saját mellékágrendszerébe. Kezdetben azt feltételezhetjük, hogy a mellékágrendszerbe mind a két oldalon 200 m<sup>3</sup>/s vízmennyiséget engedhetünk át anélkül, hogy ki kellene építenünk és meg kellene erősítenünk a fő (meanderező) mellékágakat. Ez a vízmennyiség fokozatosan növelhető, és elérendő célként tűzhetjük ki, amelyet azonban nem kötelező elérni a 400 m<sup>3</sup>/s teljes vízhozamot. Ehhez azonban már - abban az esetben, ha az egységes meanderező meder rendszert fogadjuk el - el kell végezni a mellékágak rendezését és kotrását. Amennyiben nem alakítunk ki ilyen

rendszert, hanem a mellékágakat több helyen összekötjük a Duna régi medrével, a mellékágakon keresztül átfolyó vízmennyiség lényegesen különbözhet a Duna és mellékágainak különböző szakaszain. Vegetációs időszakban a mellékágrendszer számára határértékként a  $400 \text{ m}^3/\text{s}$  vízhozamot fogadhatjuk el, amelynek megvalósítását inkább természetes úton fokozatosan kell elérnünk. Ezt nem a jelenlegi mellékágak hirtelen rendezésével, vagy kotrásával kell megvalósítani. A mellékágrendszerekbe juttatott bármilyen nagyobb vízhozam levezetésének előfeltétele költséges munkák elvégzése, amelynek eredménye nem biztos, hogy megfelelne az ökoszozoológiai elképzeléseknek, mert olyan meder-keresztmetszetet és parterősítést igényelne, amely megegyezne a Duna elterelése előtti alacsony vizeknek felelt meg (a meanderező folyóban lényegesen alacsonyabbak lennének a gradiensek és magasabb lenne hidraulikai ellenállások, a víz áramlási sebessége a felénél kisebb, vagy még annál is kisebb, mint amilyen az elterelés előtt a Duna medrében volt).

#### **4.3.2 A régi Duna meder szabályozásával összefüggő árvízvédelmi követelmények**

Az előzőekben ismertetett adatok alapján egyértelműek a régi Duna meder árvízvédelmi követelmények. Amennyiben nem akarunk egy teljesen új Duna medret kiépíteni, amely az árterülettel együtt lehetővé tenné az egész árvízi vízhozam levezetését, akkor a Duna régi mederben és árterületnek kell levezetni azt a vízhozamot, amely nem vonul le a mellékágrendszeren. Ehhez a Duna régi medrét úgy kell karban tartani, hogy annak átfolyó szelvénye ugyanolyan maradjon, mint amilyen az elterelés előtt volt. Amennyiben nem kerül sor a vízszint duzzasztására, akkor a medret folyamatosan meg kell tisztítani a növényzettől. A vízszintnek olyan szintre történő duzzasztása esetén, amely mellett a víztükör letakarja az egész medret (az elterelés előtt  $1000 - 1300 \text{ m}^3/\text{s}$  vízhozamnál volt ilyen állapot), ez a partok minimális tisztítását és kezelését jelenti.

#### **4.3.3 A Duna mellékágrendszerének szabályozásával összefüggő árvízvédelmi követelmények**

Abban az esetben, ha a pozsonyi kb.  $8000 \text{ m}^3/\text{s}$ -ig lévő árvízi vízhozam levezetésének funkcióját a Duna régi medre veszi át, ilyen esetben a mellékágrendszerre háruló árvízi igények minimálisak, gyakorlatilag olyanok, mint most. Valószínűleg a Duna partjának néhány kiválasztott helyén minimális tereprendezeit kell elvégezni. Ez akkor is érvényes, ha a mellékágrendszer ágai valamivel több vizet vezetnek le. Minden ilyen tervet azonban a numerikus modellen való modellezési módszerrel kell ellenőrizni.

Abban az esetben, ha a Duna régi medre nem abban a formában marad fenn, mint amilyen az elterelés előtt volt (pl. részleges betemetése vagy a mederfenék megemelése), akkor az árvíz levezetésére a jobb- és baloldali árvízvédelmi töltések között kell új területet találni. A tervezetet modellezéssel kell kipróbálni, és majd ezt követően műszakilag megvalósítani még a Duna medrének betemetése vagy a fenék természetes feltöltődése előtt.

### **4.4 A SZLOVÁK – MAGYAR MEGÁLLAPODÁS**

1995. április 19-én a „Szlovák Köztársaság Kormánya és a Magyar Köztársaság Kormánya között a Dunában és a Mosoni-Dunában foganatosított egyes ideiglenes műszaki intézkedésekről, valamint vízhozamokról szóló Megállapodást” (AGREEMENT 1995), a továbbiakban: Megállapodás 1995.

A „Megállapodás 1995” alapján az alábbi szabályozási intézkedésekre került sor:

- A „Megállapodásban” részletezett hidrológiai és műszaki feltételek mellett megnövelt vízhozam - 20 m<sup>3</sup>/s-ről 43 m<sup>3</sup>/s-re – átengedőse a Mosoni-Dunába a dunacsúni vízpótló műtárgy segítségével és a szivárgó-csatornán keresztül.
- Ennek a vízhozamnak magyar területen történő elosztása a Duna jobb partján elterülő mellékágakba, a védett területekre és a Mosoni-Dunába.
- A vízhozam növelése és szabályozása a Dunának a dunacsúni tározó alatti fő medrében 250 és 600 m<sup>3</sup>/s értékek között – átlagosan 400 m<sup>3</sup>/s – a „Megállapodás” kiegészítésében részletezett szabályok alapján.
- A Duna fő medrében Dunakilitinél (Magyarország), a 1843 fkm szelvényben egy átfolyó fenékküszöb építése, a vízszintnek a duzzasztógát fölötti megemelése céljából; a Duna medrének összekapcsolása a magyar-oldali mellékágrendszerrel a folyó partján kialakított nyílásokkal, valamint a magyar-oldali mellékágrendszer vízutánpótlásának szabályozása 130 m<sup>3</sup>/s, vagy ennél nagyobb vízhozammal.
- A természeti környezetre vonatkozó, a felsorolt intézkedések hatásvizsgálatához szükséges megfigyelési adatok gyűjtése és cseréje.
- Éves nemzeti jelentések és közös éves jelentések kidolgozása a monitorozott adatokból.

A nemzeti és közös jelentések a [www.gabcikovo.gov.sk](http://www.gabcikovo.gov.sk) internetes címen férhetők hozzá. A természeti környezetnek a 10 évvel az elterelés utáni állapota a következő fejezetben került leírásra.

## **5. A TERMÉSZETI KÖRNYEZET ÁLLAPOTA 10 ÉVVEL A DUNA MEOSZTÁSA UTÁN**

### **5.1. A FELSZÍNI ÉS FELSZÍN ALATTI VÍZSZINTEK, VALAMINT A TALAJNEDVESSÉG ALAKULÁSA**

#### **5.1.1 Felszíni vizek**

A vízhozam jelentős csökkenése a Duna régi medrében és az uszadékok tartalmának változása a folyó vízében jelentik azokat a hidrológiai tényezőket, amelyek a vízerőmű üzembe helyezése után jelentős kihatással bírtak a természeti környezetre. A Duna régi medrének vízhozamait az államközi „Megállapodás 1995” szabályozza (AGREEMENT 1995). A régi mederbe átengedett vízhozamokat a Duna Dévénynél mért vízhozama alapján, összességében a 250 - 600 m<sup>3</sup>/s határok között szabályozzák: a téli időszakban alacsonyabbak, a vegetációs időszakban magasabbak. Az árvízi vízhozamok idején azt a vízmennyiséget, amely nem folyik át az üzemvíz-csatornán, a megállapodott mennyiségen túl a Duna régi medrébe engedik át. Az uszadékok és tápanyagok tartalmával az 5.2. fejezet foglalkozik.

#### **5.1.2 Felszín alatti vizek és a talajnedvesség**

Ami a vízlépcsőnek és a Dunakiliti mellett található fenékküszöb üzemeltetésének a talajra, a mező- és erdőgazdaságra, valamint a természeti környezetre gyakorolt hatását illeti, egyértelmű, hogy abban a legfontosabb szerepet a felszín alatti víz szintjének a geológiai és

talaj profiljához viszonyított magassága, illetve ingadozása játssza. Ettől függ a kapillaris magasság, valamint az, hogy a felszín alatti víz mennyire hozzáférhető a talaj és a növényzet gyökérzete számára. A talaj nedvessége a csapadékvíztől (eső, hóolvadás, öntözővíz), valamint attól függ, hogy a víz hogyan tud a kapillaris erők segítségével a felszín alatti vízszinttől a talaj felszínéig emelkedni. Ez befolyásolja a talaj és a növényzet által elpárologtatott vízmennyiséget, a talaj szellőzését, hőmérsékletét, kevés csapadék esetén pedig a tápanyagok, a vegyi anyagok és a szennyező anyagok függőleges, felfelé történő mozgását. Amikor a csapadék mennyisége meghaladja az elpárologtatott vízmennyiséget, akkor ennek a folyamatnak az iránya megfordul. Hosszú távon ez befolyásolja a talaj, valamint a talaj struktúrájának alakulását.

A kapillaritást főleg az üledékek jellege, valamint a talaj típusa, az üledékek vastagsága, és az a mélysége befolyásolja, amelyben a talajvíz ingadozik. A kavicsrétegekben szinte egyáltalán nem létezik kapillaritás. Erős kapillaritás érvényesül az olyan finomszemcsés üledékekben, mint a finom homok, iszap és agyag. A növényzet szempontjából fontos, hogy milyen üledékekbe és talajrétegekbe ér fel a talajvíz, s főleg az, hogy a felszín alatti víz ingadozása elérje-e a jó kapillaris emelő-tulajdonságokkal rendelkező üledékeket.

A Szigetköz és a Csallóköz területén a talajvíz és a talaj interakciója szempontjából fontos paramétert jelent, hogy milyen mélyen található a kavicsréteg, valamint a fedőréteget képező finomszemcsés üledékek, vagy a talaj közötti határvonal. A mezőgazdaság számára előnyös, ha a vegetációs időszakban a talajvíz szintje tartósan felnyúlik a finomszemcsés üledékekbe. A talajvíz szintjének optimális magassága 0,6 és 2,5 m között mozog (a kukorica számára valamennyivel több, az árpa számára kevesebb). A talaj csak ott marad vizenyős, ahol a talajvíz szintje túl közel van a talaj felszínéhez. Ez az árterek egyes részeire jellemző. Vizenyős részek ott fordulnak elő, ahol a talajvíz kevesebb, mint fél méterre van a talaj felszínétől. Az ártéri területeken kívánatos a magas talajvízszint és a talajvíz ingadozása – amelyet a folyóágak természetes módon szabályoznak - mivel az megfelel a hullámterekre jellemző életközösségeknek. A talajvíz szintje közvetlenül befolyásolja a talajnedvességet. Ezt a hatást szemlélteti az **5.4. ábra**.

A talajnedvességet monitorozó létesítmények elhelyezkedése térképen (**5.1. ábra**) került feltüntetésre. A talajnedvesség mérési eredményeire mindenek előtt a Dunán a pozsonyi szelvényben, a folyómeder elzárása alatti részén levonuló vízhozamok, valamint a csapadék és a hőmérséklet gyakorolják a legnagyobb befolyást. Ezeket szemlélteti az **5.2. ábra**. Minden egyes monitorozott területre kidolgozásra került egy 1:10.000 léptékű térkép, amelyen feltüntetésre kerültek a talajvíz 1962-ben, 1992-ben és 1995-ben mért szintjeinek rétegvonalai (HLAVATÝ, CAMBEL 1995), **5.3. ábra**. A rétegvonalakból leolvashatók a talajvíz szintének általános és hosszú távú változásai, valamint az, hogy ez a változás attól is függ, hogy az adott terület milyen távol van a Dunától. A térképeken feltüntetésre került, hogy hol található a megfigyelést végző létesítmények, valamint a monitorozott élőhelyek és biológiai közösségek is. A megfigyelést végző létesítmények mellett ott szerepel a Szlovák Hidrometeorológiai Intézet megfigyelő kútjaiban, illetve egyéb más közeli megfigyelő létesítményeiben mért talajvízszint ingadozás mértéke is.

A talajnedvesség időbeni és mélységi függőségének kihangsúlyozására olyan grafikonokat alkalmaztunk, amelyeken a különböző nedvességi értékeket eltérő színek ábrázolják. A grafikonok x-tengelyén az időtényezőt, az y-tengelyén pedig a mélységi adatokat helyeztük el (**5.4. ábra**). A barna szín különböző árnyalatai a nedvességihiányt, illetve azt jelzik, hogy a nedvesség nem érhető el a növényzet számára. A zöld és a kék szín az elegendő nedvességet jelöli. A lila szín a magas talajnedvességet és a vízzel telített (rendszerint a talajvíz szintje alatt található) talajt jelöli. A mérés pontos ideje a grafikon felső skáláján található vonalakkal került megjelölésre. A talajvíz ingadozását ugyanebben a mélységi mértékegységben vittük

fel a grafikonra. Abban az esetben, ha hiányoztak a helyi megfigyelő kútból származó mérési adatok, azokat a Szlovák Hidrometeorológiai Intézet legközelebbi mérőkútjában mért adatokat alapul véve becsléssel helyettesítettük. Az ábrákból egyértelmű, hogy a talajvíz szintjének ingadozása jelentős mértékben befolyásolja a talaj nedvességét. Ezen kívül össze lehet hasonlítani a csapadék és az öntözés hatását, azokat az időszakokat, amikor nagy párolgás és le lehet vonni a talaj nedvességének változásával összefüggő általános következtetéseket. Az is látható, hogy a talajnedvesség miként tükrözi vissza a talaj geológiai profilját, az üledékek szemcsézettségét, valamint az úgynevezett kapilláris gát hatását. A talajvíz szintje alatt mért „nedvesség” a kavicsos képződmények struktúráját tükrözi vissza. Az egyes rétegek a porúságukkal, illetve a finomszemcsés anyag arányával különböznek egymástól. Az adatok között kiemelten szerepelnek a Duna elterelésének, a szlovák mellékágrendszer vízzel történt feltöltésének, valamint a magyar-oldali mellékágak vízutánpótlása megkezdésének a dátumai.

#### *Az egyes megfigyelt térségek vázlatos leírása*

A Görberétek (Dunajské Kriviny), 6. sz. térkép, az üzemvíz-csatorna kezdete és a régi Duna-meder között, a mellékágak vízutánpótlását biztosító, Doborgaz (Dobrohošť) felett található vízkivételi mű térségében terül el. Ezt a térséget érintette a legnagyobb mértékben a vízlépcső üzembe helyezése, mivel a mellékágrendszer felett helyezkedik el, ahol érvényesül a régi Duna-meder drénhatása. A Dunakiliti mellett 1995-ben megépített fenékküszöbnek nincs hatása a térségre, mivel mintegy 2 kilométerrel feljebb létesítették annál, ahol a Görberétek (Dunajské Kriviny) térség kezdődik. A talajvíz szintje itt a folyó elterelését megelőző 30 év alatt mintegy 1,5 méterrel, az elterelést követően pedig további 1 – 2 méterrel csökkent. Azóta tartósan a kavicsrétegekben található.

Bodajk(Bodiky) a Bodajki kapu (Bodická brána) térsége 9. sz. térkép (5.4b. ábra) a hullámtérben található. A folyóelterelést megelőző 30 év során a talajvíz szintje mintegy 1 méterrel csökkent, ezt követően pedig a magas és az átlagos talajvízszintek tovább süllyedtek. A talaj nedvessége 0,7 – 0,8 m mélységben arra utal, hogy ez a térség már a Duna elterelése előtt kiszáradásnak indult. A hatások mintegy 0,8 m talajmélységig láthatók és a 0,4 - 0,8 valamint 1,3 és 1,5 méter közötti kavicsrétegben – amely alacsony talajvízállás idején nem teszi lehetővé a víz kapilláris úton való eljuttatását a felső talajrétegekbe – a legjellegzetesebbek. A talajnedvességnek a folyó elterelése előtti állapotát például úgy lehetne visszaállítani, hogy a Duna vízszintjét a régi mederben létesített bukógát segítségével, 1 - 2 méterrel megemelnék. A mesterséges árvizek a talajnedvesség szabályozásának fontos eszközét képezik.

A bösi térség (Isztraga/ Istragov), 14. sz. térkép (5.4. ábra) a Dunához közeli hullámtérben található. A múltban itt 0,6 méterrel, majd a Duna elterelése után további 1,0 méterrel csökkent a talajvíz szintje. A klimatikus változásokat körülbelül 0,6 méter mélységig lehet megfigyelni. Ez a talajréteg a Duna magas vízállásakor kap vízutánpótlást a talajvizekből. A 0,6 -1,0 m mélységben magasabb a talajvíz szintjének ingadozása. Mivel ez a talajréteg durvább üledékekből tevődik össze, a talajnedvesség nagyon érzékeny a talajvízszint alakulására. Hasonló a helyzet a 2,2 méternél nagyobb mélységekben is, ahol a folyami kavics és kavicsos homokrétegek kezdődnek. Itt jót tennie, ha a Dunában 1 méterrel megemelnék vízszintet, például egy átbukó fenékgáttal (bővebben lásd: HLAVATÝ, CAMBEL 1995).

## 5.2. A DUNA VIZÉNEK TÁPANYAGTARTALMA

A természetes áradásokkal és a mesterséges elárasztásokkal összefüggésben gyakran képezte szakmai vita tárgyát a Duna vizének tápanyagtartalma. Világos, hogy a vízben található tápanyagok fontos szerepet játszanak. Tápanyagok alatt a vízi és talajközegben található, az

élő organizmusok, valamint a növények növekedéséhez szükséges összes anyagot értjük. A mesterséges elárasztás a vízen kívül abban is a szerepet játszik, hogy tápanyagokat juttat az elárasztott területekre, valamint korlátozza az áradásokat elviselni nem képes, nem tipikus fajok előfordulását.

Az elárasztott területeken az ökológiai feltételeket a vízen és a nedvességen kívül az elegendő tápanyag utánpótlás határozza meg. A vízi élőlények számára a legfontosabb tápanyagok közé a nitrogén, a foszfor, a szén, a hidrogén, az oxigén és a kén tartozik. A fő szerepet a foszfor és a nitrogén játssza. A vízi élőlényeknek ezeken az anyagokon kívül kationokra (káliumra, kalciumra, magnéziumra, vasra, mangánra) is szükségük van. Kisebb mértékben szükségük van horganyra, rézre, kobaltra, valamint egyes szerves anyagokra, vitaminokra és további összetevőkre is. A feltételeket a növények és az erdők növekedése alapján is meg lehet ítélni. Ilyen esetben szintén fontosak az olyan makro tápanyagok, mint a szén, az oxigén, a hidrogén, a nitrogén, a foszfor, a kén, a kálium, a kalcium, valamint az olyan mikro tápanyagok, mint a vas, a mangán, az horgany, a réz, a bór és a molibdén.

A Duna vizében természetesen elegendő mennyiségben van jelen az elemek és a vegyületek többsége, ezért ezek nem jelentenek korlátozó tényezőt a vízi élőlények létezésére szempontjából. A víz teljes tápanyagértékét (a víz trofitás-potenciálját) nem csak az elegendő mennyiségű tápanyag, hanem a tápanyagok – különösképpen a foszfor és a nitrogén - egymáshoz való viszonya határozza meg. A felszíni vizekben található tápanyagok forrásait a mezőgazdaságilag hasznosított földekből bemosódott anyagok, a városi és ipari szennyvizek, az állati és emberi ürülékek, a mezőgazdasági hulladékok, stb. képezik. A különböző tápanyagok koncentrációja a Duna vízhozamainak függvényében változik, az függ a hőmérséklettől, a fényviszonyoktól, s az évszakok és a napszakok szerint változik.

Az **5.5. sz. ábrán** kerültek feltüntetésre az olyan fontos hidrológiai jellemzők, mint a hőmérsékletek és a dunai vízhozamok alakulása, valamint a tározó felső részében a vízszint ingadozása. Az **5.5a. sz. ábrán** látható, hogy a víz hőmérsékletének alakulása az év folyamán rendszeres szinuszos lefolyású (lásd az 5.9. sz. ábrát is), s a maximum hőmérsékletek nyáron, a minimum hőmérsékletek pedig télen fordulnak elő. Az **5.5b. sz. ábra** segít beazonosítani a magas vízhozamú, valamint az árvízi, illetve az őszi minimális vízhozamú időszakokat. Az árvizek által szállított tápanyagokat **vízben oldott tápanyagokra, valamint az uszadékok formájában, illetve az uszadékokhoz és hordalékokhoz tapadó tápanyagokra lehet felosztani.**

Az árvizek akkor gyakorolnak hatást az oldott tápanyagokra, ha hígítják ezeket az anyagoknak a forrását, vagy ellenkezőleg, új tápanyagforrást kapcsolnak a folyóhoz. Az **uszadékok** mennyisége az áramlás sebességétől, illetve a hordalékok elszabadulásának helyéről – amely lehet például a folyó német és osztrák szakaszain létesített vízlépcsők átöblített tározója – függ. A **hordalékok** mennyisége az áramlás sebességétől és a hordalékokat szállító folyó folyamatoságától függ (gátak, bukógátak, stb.) A tápanyagok mennyisége szempontjából a hordalékok másodlagos szerepet játszanak. Legnagyobb jelentőségük a vízben oldott, illetve a finom uszadékokhoz kötődő tápanyagoknak van.

### 5.2.1. A mesterséges elárasztások alapelvei a tápanyagok szempontjából

A mellékágakban szimulált mesterséges elárasztásokat az alábbi kérdéskörök elemzése alapján kellene végrehajtani:

- a tározó hatása az oldott tápanyagtartalomra, valamint az uszadékokhoz kötődő tápanyagokra,
  - a tápanyagtartalomra gyakorolt szezonális hatások,
- az összes vízhozam és áradás hatása a tápanyagtartalomra.

Az 5.6., 5.7. és 5.8. sz. ábrákon látható grafikonok sorozata a Duna vízében található legfontosabb tápanyagok koncentrációját szemlélteti az 1992. és 2000. közötti években. A vízben oldott tápanyagtartalmat a nitrátok és a foszfátok koncentrációja, a biokémiai oxigénfogyasztás, az oldott oxigéntartalom, az elektromos vezetőképesség, valamint az összes oldott anyag jellemzi. A vízminőség kiegészítő mutatói közé tartozik a víz hőmérséklete és pH értéke.

A képek jól dokumentálják azokat a változásokat, amelyek a vízben oldott tápanyagok tartalmában következnek be azt követően, hogy a víz áthalad a Bősi Vízlépcsőn. Összehasonlítás céljából három szelvény került kiválasztásra:

- a Duna Pozsonynál (109), amely a tározóba befolyó víz minőségét képviseli,
- a tározó Oroszvárnál/Rusovce / Szemetnél/Kalinkovo (307), amely a tározó felső részében található víz minőségét képviseli
- a doborgazi (Dobrohost) mellékágrendszer kezdete (3376), amely a mellékágrendszerbe áteresztett, illetve a felvív-csatorna elején található víz minőségét reprezentálja.

A tározó feletti, illetve alatti szelvényekben mért adatok összehasonlításából látható, hogy a víznek a tározón történő áthaladása nem okoz szignifikáns változásokat az oldott tápanyagok mennyiségében, sem a víz pH értékében, illetve hőmérsékletében.

A dunai folyóvízben a **nitrát-koncentráció** az év folyamán a vízhozam, a szervesanyag-tartalom és a biológiai aktivitás függvényében 5-17 mg/l között változik (vesd össze az 5.6. és az 5.9. sz. ábrákat). A magasabb nitrát-tartalom a vegetációs időszakon kívül, télen és a tavaszi hóolvadás idején fordul elő. Nyár végén és ősz elején pedig alacsonyabb. A nitrogén az elsődleges termelők (producensek) szintjén leggyakrabban szerves formában, rendszerint nitrátokban megkötött formában, planktonok esetén pedig inkább ammónia formában kapcsolódik be a biológiai folyamatokba (LELLÁK, KUBÍČEK, 1991).

Az egyéb biológiai elemekkel összehasonlítva a foszfornak – mint a vízi ökoszisztémák produkciós folyamatait gyakran behatároló elemnek – rendkívüli jelentősége van. Ennek oka az élő szervezetekben képviselt aránya, illetve a környezetben előforduló forrásai közötti különbség az oka (LELLÁK, KUBÍČEK, 1991). Az autotróf organizmusok szemmel láthatóan előnyben részesítik az ásványi foszfátokban oldott foszfort. A kékalga vízi virágzásának explóziójához elegendő, ha a vízben 10 µg/liter foszfor fordul elő (ŠTĚPÁNEK, ČERVENKA, 1974). A foszfáttartalom a nitrátokéhoz hasonló szezonális ingadozást mutat. A mellékágak vízutánpótlását biztosító vízkivételi műtárgynál 1995-ben a foszfáttartalom 0,2 mg/l körül mozgott (lásd az 5.6 sz. ábrát). Ebből kitűnik, hogy a Duna vízében többnyire elegendő a foszfortartalom és az nem képezi akadályát a biológiai folyamatoknak. A mellékágakba tehát minden körülmények között elegendő mennyiségű foszfor kerül.

A **szénnek** a vízi ökoszisztémákban megvalósuló körforgása a légkörből indul: a producensek a légkörből vonják ki a szenet és adják tovább a fogyasztóknak; ettől a két trofikus elemtől a szén a lebontókhöz (destruensekhez) kerül. Az olyan szervesanyag-vegyületekben, mint a CO<sub>2</sub> jelen lévő szenet például az algák az asszimiláció során hasznosítják. A biokémiai oxigénfogyasztást (BSK-5) közvetetten az olyan szervesanyag-tartalom jellemzi, amely aerób körülmények között biokémiai bomlásnak van kitéve. A Duna vízében a biokémiai oxigénfogyasztás hosszu ideje 1 és 3 mg O<sub>2</sub>/l értékek között mozog. Ugyanakkor erre a Duna vízhozamának nagyobb befolyása van, mint a szezonális hatásoknak (lásd az 5.6., és 5.9. sz. ábrákat).

Az **oxigén** nélkülözhetetlen egy sor fontos kémiai és biokémiai folyamat, valamint reakció szempontjából. A Duna vízében található oldott oxigén a levegőből és a vízínövények fotoszintézise eredményeként kerül a vízbe. A levegőből a vízbe irányuló oxigén-diffúzió mindenképp előtt a víz hőmérsékletétől függ. Ez a folyamat télen és tavasszal a legintenzívebb



(5.7. ábra). Az átlagos oxigénkoncentráció a vízben 8 és 11 mg/l körül mozog (5.9. ábra). Az oxigént légzésük során az állatok és a növények használják fel. A víz oxigéntartalma napközben is jelentősen változhat. Az éjszakai időszakban a légzés következtében lecsökken oldott oxigén koncentrációja. Az oxigénkoncentráció késő délután éri el a maximális értéket, amikor gyakran előfordul, hogy a víz oxigénnel túltelítetté válik.

A víz **fajlagos vezetőképessége** (elektromos fajlagos vezetőképesség) az ionokra bontott oldott anyagok mennyiségétől függ. Az **összes oldott anyagtartalomra** utaló értékkel közösen a vizek anyagtartalmát jelző, az anyagok eredetét és fajtáját nem jelző csoportos mutatószámot képez. Az 5.8. ábra azt mutatja, hogy mindkét mutatószám jelentős mértékben szezonális jellegű (leginkább a Duna vízhozamaitól függ). A maximális értékek a téli hónapokban és kora tavasszal, míg a minimálisak nyáron fordulnak elő.

A víz hőmérséklete általánosságban befolyásolja a metabolikus folyamatok sebességét. Az organizmusok többsége számára a 10 és 30 °C közötti hőmérséklet jelenti az optimumot. A Duna vizének hőmérséklete az évszaktól függően néhány Celsius fok és 20 °C között mozog (5.5. ábra). Miként az 5.5., 5.7., 4.12., 4.13. és 4.14. sz. ábrákon is látható, a Duna vizének hőmérséklete március-áprilisban éri el a 10 °C hőmérsékletet. A mellékágakban a víz a lassú áramlás, illetve a pangás következtében jobban átmelegszik és napfényes időjárás esetén itt a víz hőmérséklete jóval magasabb értékeket érhet el, mint a főmederben.

A víz pH reakcióértéke jelentős mértékben befolyásolhatja a vízi élet kialakulását. Egyes élőlények elviselik a nagy eltérésű pH értékeket mutató vizeket, míg mások érzékenyen reagálnak a pH érték kis, akár tizedes nagyságrendű változásaira is (5.7. ábra). Az átfolyó mellékágakban a víz pH értéke megegyezik a főmeder vizének értékével. A kismértékben átfolyó, vagy állóvízzel feltöltött mellékágakban egy bizonyos hőmérsékleten jelentősen csökkenhet a víz pH értéke.

Az egyéb oldott tápanyagok, pl. a kálium, a kalcium, a magnézium és a szulfátok, koncentrációja hasonló szezonális változásokat mutat, mint a nitrátoké és az oldott oxigéné. A maximális értékek a téli és a kora tavaszi, míg a minimálisak a nyári hónapokra jellemzőek.

Ezért a tavasz a szimulált elárasztások legmegfelelőbb időpontjának, mivel a Duna vize ekkor tartalmazza a legtöbb oldott tápanyagot (vesd össze az 5.6., 5.8. és az 5.9. ábrákon a csoportos mutatókat: fajlagos elektromos vezetőképesség ( $\chi$ ), oldott anyagok (RL), nitrátok).

Az uszadékként szuszpenzió formájában szállított tápanyagtartalmat a nem oldott anyagok teljes tartalmával jellemezzük (5.8. ábra). A fenékre leülepedett, vagy a víz által sodort szilárd anyagok szerves és szervesetlen részecskékből állnak, amelyek különböző organizmusok tápanyagául szolgálnak. A kevésbé lakott területeken túlsúlyban vannak a szerves anyagok, míg az iparosított és a lakott területeken nagyobb arányt képviselnek a szerves anyagok. A mezőgazdaságilag hasznosított területeken az uszadékban nagyon sok a talajszemcse. A Dunában viszonylag kevés a szerves anyag (5.6. és 5.9. ábra). Az árvizek alkalmával első sorban ezek az anyagok okozzák a kis átfolyású és pangó vizű mellékágak eliszaposodását.

Miként az 5.8. sz. ábrán látható a Duna pozsonyi szelvényében a legmagasabb a víz szervesetlen anyag – uszadék tartalma. Ez a durvább szemcsészetű uszadékoknak a tározóba történő kiülepedésével fokozatosan csökken. A tározóban, az Oroszvár/Rusovce - Szemet/ Kalinkovo szelvényben a szervesetlen anyagtartalom kisebb és megközelítőleg a Dunában, a doborgazi (Dobrohohošt) szelvényben található vízkivételi műtárgynál is ilyen. Az 5.5. sz. ábrával történő összehasonlítás azt mutatja, hogy a pozsonyi szelvényben az uszadék tartalom – tehát a Duna folyásirányában is, jelentős mértékben a vízhozam függvénye. Árvizek idején kimagaslóan nagy a víz szervesetlen-anyag tartalma.

Az **uszadék-szállítás** a vízhozamok nagyságától és a víz áramlási sebességétől függ. Az 5.10. sz. ábra a pozsonyi szelvényben mért különböző vízhozamok esetére modellezi a víz áramlási sebességét: a)  $1.950 \text{ m}^3/\text{s}$ , b)  $3.200 \text{ m}^3/\text{s}$ , c)  $6.200 \text{ m}^3/\text{s}$ . Eközben  $131,10 \text{ mBf}$  vízszint mellett  $400 \text{ m}^3/\text{s}$  vízmennyiséget engednek át a dunacsúni (Čučovo) zsilipen a régi Duna mederbe (KLŮČOVSKÁ, TOPOĽSKÁ 1995a, 1995b). Az ábrák az uszadékok szállítását (szedimentáció, erózió/bemosás) dokumentálják a tározóban különböző vízhozamok esetén. Az ábrán látható a Somorja (Šamorín) mellett található vízkormányzó mű hatása is. A víz áramlási sebessége a régi Duna mederben a legnagyobb. Az  $2000 \text{ m}^3/\text{s}$  átlagos vízhozamnál a pozsonyi szelvényben  $1 \text{ m}^3$  vízben  $23 \text{ g}$  az uszadék-koncentráció ( $23 \text{ mg/l}$ ). A mellékágrendszer vízellátását biztosító doborgazi (Dobrohošť) vízkivételi műtárgynál körülbelül  $0,8 \text{ g/m}^3$ . Az  $5.000 \text{ m}^3/\text{s}$  árvízi vízhozamnál a pozsonyi szelvényben megközelítőleg  $120 \text{ g/m}^3$  az uszadék-koncentráció és a doborgazi vízkivételi műtárgynál ez az érték  $65 \text{ g/m}^3$ -re emelkedik. Az árvizek idején a gyorsabb vízáramlású helyeken feltehetően megmozdulnak a tározó alján leülepedett finomszemcsés üledékek is (5.10. sz. ábra).

A modellezett megoldásokból kitűnik, hogy a mellékágrendszernek természetes áradások idején a doborgazi vízkivételi műtárgy segítségével megvalósított elárasztása uszadék formájában nagyobb mennyiségű tápanyag bevitelét biztosítja a mellékágrendszerbe, mivel ebben az időszakban mintegy 80-szor nagyobb a víz uszadék-tartalma, mit a folyó átlagos vízhozama esetén. Ez még nagyobb mértékben lenne érvényes akkor, ha a mellékágakat összekötnék a Duna régi medrével.

Az uszadékok szemcseméretei a Dunának a pozsonyi szelvényben mért vízhozamaitól, illetve a felvív-csatornán levezetett vízhozamoktól függenek. A nagyobb dunai vízhozamok, illetve az üzemvíz-csatornán levezetett nagyobb vízhozamok esetén a doborgazi vízkivételi műtárgy térségében megnő a nagyobb szemcséjű uszadékok aránya. Az uszadékok szemcsézettsége befolyással bír a szorpciós folyamatokra, illetve az uszadék-anyagok kiülepedése után a tározó fenekének áteresztő képességére.

Az előzőekben meghatározott problémakörök elemzése alapján megállapítható, hogy:

- A tározó nem okoz szignifikáns változásokat a víz oldott tápanyagtartalmában, nem idézi elő a doborgazi vízkivételi műtárgyon keresztül a mellékágrendszerbe átengedett víz pH értékének és hőmérsékletének a változását.
- Az oldott tápanyagok (nitrátok, foszfátok, oxigén, szulfátok, kálium és magnézium) koncentrációja nagymértékű szezonális ingadozást mutat; a téli hónapokban és kora tavasszal fordulnak elő a maximális, nyáron pedig a minimális értékek.
- A Duna nagyobb vízhozamai és az árvizek a tározó feletti folyószakaszon az uszadék szállítás növekedésével járnak együtt, csökkentik az uszadékoknak – még a durvább szemcsenagyságúaknak is - a tározó fenekére történő kiülepedését, illetve részben elmozdítják a tározó fenekére kiülepedett finomszemcsés üledékeket. Ez az átlagos vízhozamokhoz képest jelentősen megnöveli az üledékekhez kötődő tápanyagoknak az arányát. Az uszadékok formájában a doborgazi vízkivételi művön keresztül a mellékágakba átjuttatott tápanyagok mennyisége árvíz idején mintegy 80-szor nagyobb, mint a Duna átlagos vízhozamai idején. Az árvízi uszadékok nagymértékben hozzájárulnak a korlátozott átfolyással rendelkező vak mellékágak eliszaposodásához.

A tápanyagellátás szempontjából a mesterséges elárasztások idejét úgy lehet megválasztani, hogy a mellékágakba egy bizonyos meghatározott tápanyagmennyiséget (akár oldott, akár szuszpenziós részecskéket) tartalmazó víz folyjon át. Az elárasztások idejét még aszerint is meg lehet választani, hogy a víz több, vagy kevesebb szuszpenziós részecskét tartalmazzon. Ez azt jelenti, hogy a Duna alacsony vízhozamai idején nagyobb vízmennyiség

áteresztésével át lehet öblíteni (tisztítani lehet) a mellékágrendszer fő ágait. Az árvizek természetes feltételeinek megőrzése szempontjából kívánatos, hogy a szimulált elárasztások ideje a Duna nagyobb – lehetőleg a 4.500 m<sup>3</sup>/s vízhozamot meghaladó – vízhozamai, vagy az árvizek idejére essen.

### 5.3. A BIÓTA MONITOROZÁSÁNAK EREDMÉNYEI

#### 5.3.1. A flóra és a vegetáció

A növényzet (a flóra és a vegetáció) monitoringja az 1990-ben monitorozásra kijelölt területeken a kiinduló állapot meghatározásával kezdődött (LISICKÝ et al., 1991). A 24 monitorozásra kijelölt területből a 6. sz. (Doborgaz/Dobrohošť), a 7. sz. (Zsófiarét/Žofín), a 9. sz. (Bodajki kapu/Bodická brána), a 10. sz. (Királyrét), a 14. sz. (Isztraga/Istragov), a 15. sz. (Ercséd/Erčéd), a 17. sz. (Részek/Diely), a 18. sz. (Pörös sziget/Sporná síhot) és a 23. sz. (Csicsó-óerdő/Čičov-Stray les) volt a hullámtérben. A 9 monitorozott terület lényegében mintegy 3.100 ha ártéri erdőben volt szétszórva. A botanikai monitoring célja az volt, hogy a flóráról és a fitocönózisról készített leltár segítségével adatokat szerezzenek a vegetáció makro-mezo és mikro-struktúrájáról (LISICKÝ et al., 1991). Az 1990-1992 közötti időszakra vonatkozó (a Duna elterelése előtti) kiinduló állapot meghatározását követően a 7., 17. és a 23. sz. monitorozott területet töröltük a megfigyelési körből és az említett paraméterek többsége évente (ROVNÝ et al., 1992, CAMBEL et al., 1993) még az elterelést követő években is kiértékelésre került (MATEČNÝ et al., 1994, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001). A botanikai monitoring összesített eredményei, amelyek figyelembe vették a levélzet csökkenését, valamint a lombfelület változását, 1999-ben publikálásra kerültek (UHERČÍKOVÁ et al., 1999). Tekintettel arra, hogy az egyes években eltérő volt a vízjárás dinamikája, valamint a csapadékviszonyok alakulása, az eredmények a növénypopulációban tapasztalt jelentős fluktuációval tűnnek ki. Ez a tény azonban nem a vízlépcső negatív hatásának, hanem a hullámtérben előforduló törvényszerű fejlődésnek a következménye. A flóra közvetett (csak a monitorozott területeken és nem az érintett teljes térség) monitorozásával 760 féle eres növényfaj előfordulását állapították meg. Ez a szám azonban olyan monitorozott területek növényleltárát is tartalmazza, amelyek a hullámtéren kívül találhatóak (Pozsonypüspöki/Podunajské Biskupice, Oroszvár/Rusovce, Csicsó/Čičov, stb.). Sajnos a monitorozott területek meghatározása óta eltelt időszakban nem került sor a flóra-leltár kiértékelésére. A hullámtérben meghatározott monitorozott területek vegetációjában bekövetkezett strukturális változások közül a vizsgált időszakra (1990-1995) vonatkozó általánosításokat végeztek, amelyeket az alábbiak szerint lehet összefoglalni:

- a neofita növények fokozott térnyerésére és a meghonosodásukra utaló tendenciák,
- a nitrátofil növények jelentős térnyerése,
- a kimondottan hidrofil populációk hiánya,
- az erdőtársulások többségében a fajösszetétel 4-6 fajjal történt szegényedése.

A „Bióta” szakmai csoport által az 1990-1996 években elvégzett biológiai monitoring eredményei alapján a következő ajánlásokat fogalmazták meg: **meg kell emelni a vízszintet a régi Duna-mederben; meg kell oldani a régi Duna-meder vízutánpótlását a bőszi kikötő, valamint az üzemvíz-csatorna és a régi Duna-meder torkolata közötti szakaszon; kölcsönösen össze kell kötni (de nem a régi mederrel) a mellékágrendszert.** A legalább 33 napon át tartó nyári elárasztásokat a hullámtéren belüli erozív-akumulatív tevékenység érdekében minden évben júliusban és augusztusban célszerű megvalósítani.

A hullámtérben lévő valóságos vegetáció feltérképezése alapján (ŠOMŠÁK et al., 2001, 2002) elvégezték az egyes fűz-nyárfa erdő-típusok 1959. és 2000. évi területe kiterjedésének összehasonlítását. Az eredmények alapján megállapítható, hogy ezek kiterjedése csaknem azonos. Ez a tény, valamint a felszín alatti vizek 1951-1953 közötti (JURKO, 1958) és

jelenlegi (MUCHA et al., 2001) ingadozása együttesen azt a meggyőződést erősíti, hogy a hullámtéri mellékágrendszer vízutánpótlását biztosító jelenlegi hidropedológiai gyakorlat a teresztikus vegetáció szempontjából csaknem optimálisnak mondható (ŠOMŠÁK et al., 2001). Hiányzik azonban belőle a fűz- és nyárerdők természetes megújulásához szükséges erozív-akumulatív tevékenység. Ezt (bár kisebb mértékben) a tavaszi mesterséges elárasztásokkal lehet elérni.

Az erdészeti kutatás szempontjából tartósan monitorozott területek elhelyezkedése reprezentatívabb módon tükrözi vissza a hullámtér hidrológiai rendszerének helyzetét. A monitorozott területek száma 10. Ezek közül 8 helyszín a Doborgaz község és a Duna Bácsi mellékágának torkolata, kettő pedig a bósi kikötő, valamint az alvív-csatorna és a régi folyómeder torkolata közötti folyószakasz helyzete alakulásának a megfigyelésére szolgál. A hullámtér felső szakaszán úgy jelölték ki tartósan monitorozott területeket, hogy legalább egy ilyen terület legyen a két fenékküszöb-vonal között található minden szekcióban, illetve, hogy ezek az egész figyelemmel kísért szakaszon megfelelően reprezentálják az erdőben található faféléknek azt a klón és életkor szerinti összetételét, amely létesítésük idején jellemezte azokat (NEŠTICKÝ, VARGA, 2001). Az 1997. évben az erdők faanyagának gyarapodása és az erdők egészségi állapota szempontjából még 11 további, az erdészeti monitoring-területek közé hivatalosan be nem sorolt kísérleti területet értékelték ki. Az 1993-1996 között elvégzett monitoring adatait egy zárójelentésben foglalták össze (VARGA et al., 1997). Ennek a jelentésnek a szerzői a hullámteret a felszín alatti vizek mozgásának dinamikája és az erdők növényzete közötti viszony alapján 5 csoportra osztották fel:

- 1) A vízutánpótlást biztosító műtárgy és a „B” vonal közötti térség. Ebben a csoportban a felszín alatti víz szintje nem elegendő a fák egészséges fejlődéséhez és az elvárt faanyag-termeléshez. A szerzők szerint a régi Duna-mederben elhelyezett fenékküszöbökkel lehet elérni az optimális vízszintet.
- 2) Az elterelés által érintett régi Duna-meder egész hosszában húzódó sáv. Az itt található talajokon érvényesül a régi meder drén-hatása. Erdőgazdálkodási szempontból itt csak a régi Duna-mederben található víz szintjének emelésével, vagy a meglévő növénytársulások átalakításával lehet optimális helyzetet teremteni.
- 3) A „B” vonal, valamint a Bácsi mellékág és a régi folyómeder torkolata közötti szakasz. A szerzők szerint (VARGA et al., 1997, NEŠTICKÝ, VARGA, 2001) ez olyan terület, ahol az egészséges erdőfejlődés és a faanyag-termelés szempontjából kielégítő a felszín alatti víz szintjének dinamikája.
- 4) A Bácsi mellékág és a régi folyómeder torkolatától az alvív-csatorna és a régi folyómeder torkolata (Isztraga/Istragov) közötti szakasz. Itt a felszín alatti víz szintjének dinamikája az egészséges erdőfejlődés és a faanyag-termelés szempontjából nagyon változékony, az alvív-csatornán és a régi folyómederben levonuló vízhozamtól függő. A felszín alatti víz szintjének rendszerint a vegetációs időszakban bekövetkező csökkenését az egész isztragai mellékágrendszer külön vízutánpótlásával kell közömbösíteni.
- 5) A felvív- és alvív-csatorna baloldali töltésrendszere közelében található növényzet. Tekintettel arra, hogy a „Bióta” monitoring keretében ezt a területet nem értékelték ki (UHERČÍKOVÁ et al, 1999), az erdészeti megfigyelések alapján a felszín alatti vizek szintjére vonatkozó adatoknak (VARGA et al., 1997) az erdőgondozási gyakorlat (erőfelújítás, az erdei növényzet talajnedvességi igények szerinti rekonstrukciója, stb.) szempontjából lesz jelentőségük.

Szinte valamennyi, a hullámtérből származó erdészeti megfigyelés eredménye azt mutatja, hogy szükség van a mesterséges elárasztásokra. Ezek - azokon a helyeken is, ahol a felszín alatti vizek szintjének magassága nem megfelelő - a talajrétegeknek nem csak a nedvesség, de a tápanyagok utánpótlása való feltöltése szempontjából is fontosak (NESTICKÝ et al. 1996, VARGA et al., 1997, NESTICKÝ, VARGA 2001). Más szerzők is hangsúlyozzák a mesterséges elárasztások – mint a fűz- és nyárfaerdők természetes megújulása szempontjából alapvető feltétel – fontosságát (ŠOMŠÁK 1998, 1999). A fűzesek és a nyárasok természetes megújulásának hosszú ideig tartó megfigyelésével ((ŠOMŠÁK 1998, 1999, PIŠŮT, UHERČÍKOVÁ 1993) megállapítást nyert hogy csak a lemeztelenített üledékeken, vagy az áradásokkal erodált folyami talajalapzatokon következik be az eredeti faállomány (*Salix alba*, *Populus nigra*, *Populus alba*) magról történő megújulása. A magról történő megújulás mindig spontán módon megy végbe, miközben többéves fluktuáció jeleit mutatja. Az anyanövényzet alatt nagyon ritka volt és mai is ritka ezeknek a fafajoknak a megújulása.

A növényzetre (flórára és vegetációra) vonatkozó ökológiai szintézisek közül meghatározó jelentőségű a CANACO programcsomag alapján kidolgozott gradiens analízis. Ezt UHERČÍKOVÁ (1995) adaptálta az érintett térségre. Az elemzésben az erdei növénytársulások florisztikai összetétele és az ismert környezeti értékek közötti kapcsolat kimutatás volt a cél. A szerző ebben 9 tényező mért értékeit tekintette változó környezetnek (a nitrát formájában jelen lévő nitrogén, az összes nitrogén, pH, H<sub>2</sub>O, CaCO<sub>3</sub>, a humusz, a rizoszféra szemcséssége, a növényzet kora, továbbá a felszín alatti víz szintjének két, 1962-ben és 1992-ben mért referenciamagassága). A felszín alatti vizek magassága jelentette a legerősebb korrelációt mutató tényezőt. Igazolást nyert az a várt és ismert összefüggés, hogy az ártári erők növénytársulásai elterjedésében a felszín alatti víz szintje játssza a legfontosabb szerepet. A gradiens analízis eredményei alapján fel kell hívni a figyelmet arra, hogy növekszik a nitrátkedvelő növénypopulációk száma és ezek fokozatosan visszaszorítják a növényzet természetes biodiverzitását. Bár ennek okaként a fák által kialakított zárt koronafedés megszakadását és az ennek következtében a felgyülemlett szerves anyag gyors elbontását végző alsó növényzethez áteresztett nagyobb fény mennyiséget szokták említeni, nem szabad azonban megelégedezni az árvizek és az azokat kísérő eróziós és akumulatív folyamatok hiányáról sem. A nem kívánatos változásokat meg lehetne akadályozni a természetes és a nagyobb mesterséges elárasztásokkal.

### A fitodiverzitás sajátosságai

Tekintettel arra, hogy a Duna vizsgált szakaszának hullámterében abszolút fölényben vannak a fűz- és nyárfaerdők (*Salici-Populetum*) a diverzitást csak ennek a társulásnak a szempontjából vizsgálták. Egy tipikus fűz- és nyárfaerdős (*Salici-Populetum typicum* JURKO 1958) ökoszisztémát választottak ki. Az összehasonlítás érdekében 1958-ból 25 (JURKO 1958), illetve 1995-ből 45 ugyanerre a társulásra vonatkozó feljegyzést választottak ki. Tehát 35 év különbséggel (ebből 3 év a Duna elterelése utáni időszakra vonatkozik) vizsgálták a növényzet biodiverzitását.

A diverzitás összehasonlítására a skála-diverzitás indexet (Dsc) és a Hill diverzitás-indexet használták (MIČUDA 2002). A skála-diverzitás indexet azért, mert a legalkalmasabb a vegetációs típusok kölcsönös összehasonlítására, valamint a táj-diverzitás feltérképezésére. A Dsc index a fajok számának (xi) átlagérték-pontjainak összegéből, valamint valamennyi réteg átlagos lefedettségéből (yi) indul ki. A Hill index alkalmazása azért ajánlott, mert széles és áttekinthető érték-spektrumot nyújt. A maximális érték 100, a minimális pedig 1. A Hill index másodfokon fejezi ki valamennyi faj jelentőségét.

Az összehasonlítás eredményei:

- A skála-diverzitás egy fokkal (az 1958. évi 7., magas fokozatról (JURKO 1958. évi feljegyzései) a 6., középestről magas fokú minősítésre) csökkent (UHERČÍKOVÁ 1995. évi feljegyzései).
- A Hill-diverzitás az 1958. évi 42,1 % értékről (JURKO 1958. évi feljegyzései) 1995-ben 39,1 %-ra csökkent (UHERČÍKOVÁ 1995. évi feljegyzései).
- 1995-ben (UHERČÍKOVÁ 1995. évi feljegyzései) az 1959. évben mért értékhez (JURKO 1959. évi feljegyzései) képest valamennyi szinten lecsökkent az átlagos lefedettség.
- Az 1958. évi állapotokhoz képest 1995-ben fa- és cserjeszinten kismértékben nőtt, míg a fűvek szintjén csökkent átlagos fajszám.

A skála-diverzitás 1 fokkal történt csökkenése, valamint a Hill-diverzitási index 3 pontos csökkenése alapján nem lehet komolyabb változásokra vonatkozó következtetéseket megállapítani. A gradiens analízis eredményeit is figyelembe véve, amely igazolta, hogy ezek az ökoszisztémák a felszín alatti vízszintek alakulásának változásaitól függenek (UHERČÍKOVÁ 1995) azonban megállapítható, hogy az erők többsége számára kielégítő a hullámtér szimulált vízjárása. Ismételten aláhúzzuk, hogy ez nem érvényes a Duna régi medre mellett elterülő partmenti sávra, amelyen a drénhatás érvényesül. Erre külön megoldást kell kidolgozni.

### 5.3.2. Terasztikus fauna

A fauna és az állati taxocönózis jelenlegi állapotát, illetve azokat a változásokat, amelyek a Bösi Vízlépcső építése és üzemeltetése által érintett területen következtek be, a bióta 1900 és 1997 között elvégzett megfigyeléseinek eredményei alapján értékeltük ki (LISICKÝ et al. 1991, ROVNÝ et al. 1992, CAMBEL et al. 1993, MATEČNÝ et al. 1994–2001). A kiinduló állapotot az idézett művekből az első három tartalmazza. A monitorozást – hasonlóképpen, mint a növényzet esetén – az elterelés által érintett területeken először 9, majd 1991-től 5 térségben végezték. Az egyes térségekben eltérő a felszíni és felszín alatti vizek szintjének a mozgása. A terasztikus fauna keretében egy sor a talajban, az epigeonban és a felszíni rétegekben előforduló taxocönózist (*Mollusca*, *Oniscidea*, *Acari*, *Chilopoda*, *Collembola*, *Heteroptera*, *Neuroptera*, *Lepidoptera*, *Hymenoptera*, *Amphibia*, *Aves*, *Mammalia*, stb.) vizsgáltak, amelyek meglehetősen jól jelzik a terasztikus és a szemiakvikolikus állatközösségek állapotát és az azokban bekövetkezett változásokat.

A taxocönózisban bekövetkezett változásokat több szempontból kell értékelni. Ezek közül az **első** a közösségek fajgazdagságában bekövetkezett változás, de a fajok számának változása az ártéri erdőkben önmagában még nem jelent különösebb indikációs kritériumot, mivel a társulások degradációs változásainak folyamatában a természetes változások során a kivesző fajok helyét megközelítőleg azonos, illetve nagyobb számú xenocén faj veszi át. Ezért a fajszámokban összességében nem következik be jelentősebb változás, illetve az még növekedhet is. Ezt a jelenséget (a Duna szárazföldi deltája esetében is) időnként helytelenül úgy magyarázzák, mint az ökológiai helyzetnek az antropikus beavatkozások következményeként bekövetkezett javulását. **Ahhoz, hogy helyesen értelmezzük a fajok számának változásait, figyelembe kell venni az egyes fajok ökológiai tulajdonságait.** Különösen fontos az eltérő nedvességigényű fajok arányának az ismerete, ami viszont attól függ, hogy milyen ismeretekkel rendelkezünk az egyes fajok autoökológiájáról. Az ártéri erdők állatközösségei változásainak bioindikációs igényei szempontjából a legnagyobb bizonyító erejű kritériumokról van szó. A **másik** fontos kritérium azoknak a fajoknak az aránya, amelyek igénylik a fás vegetáció által nyújtott állandó árnyékot, azokhoz viszonyítva, amelyek indifferensek, vagy nem igénylik a bokor- és koronatarakás nélküli, nem erdei ökoszisztémát.

Az ártéri erdőkben ez a kritérium a másodlagos - de szinergiában érvényesülő, az elsődleges nedvességváltozások által előidézett változásokat (a növényzet kiszáradását, a nedvességkedvelő fák számának csökkenését és a koronatakaró ezzel összefüggő ritkulását), az abiotikus tényezők (a szél által kidöntött fák), vagy az emberi beavatkozások (erdőgazdasági beavatkozások: ritkítás, fakitermelés) – által előidézett hatásokat tükrözi vissza.

A taxocönózis jelenlegi összetétele azoknak a változásoknak az eredménye, amelyek a Bősi Vízlépcső építésével, majd üzembe helyezésével összefüggésben játszódtak le ebben a térségben. Az eredeti folyómeder drénhatása rontotta az ártéri puhafa erdők tenyészfeltételeit. A fauna szempontjából fontos körülmény, hogy kiszáradnak a partmenti sáv füzesei. Kiszáradnak továbbá azok a múltban vízjárta laposok és mellékágak is, amelyek nem állnak kapcsolatban a vízpótlásba bekapcsolt mellékágrendszerrel. A Duna régi medre mellett elterülő sávban - amelynek szélessége a főmedrek térbeli elrendezésétől függően változik (80-250 m) - a felszín alatti vizek szintje nem áll kapcsolatban a növények rizoszférájának kapilláris peremével. A levélzet idő előtt lehullik és a félig természetes, valamint a gazdasági növények elhalnak (PIŠŪT 1995), beindul a térség aridizálódása és erre a területre maximális mértékben hatolnak be a nem eredeti fauna elemek (JEDLIČKA et al. 1999).

Az állati taxocönózisok közül ezekre a változásokra első sorban azok az edafikus és epigeikus taxocönózisok reagálnak, amelyek nagyobb mértékben kötődnek a talaj tulajdonságaihoz, mindenek előtt a nedvességhez. A felszín feletti rétegekben található taxocönózisok bizonyos értelemben nagyobb mértékben függenek a klimatikus feltételektől (beleértve a mikroklimát is) és a vegetációtól (JEDLIČKA et al. 1999).

A terület bizonyos értelemben szigetet képez, amelyet a folyásiránnyal szemben a vízlépcső létesítményei választanak el a hátországtól. Ennél fontosabb körülmény azonban az, hogy a Pozsony – Doborgaz közötti folyószakasz ártéri erdőiben a teresztikus zoocönózisok meglehetősen degradálódtak, elszegényedtek. Például a malakocönózisban a *Salici-Populetum*nak még a legnedvesebb tenyészhelyein előforduló közösségeiből is hiányzanak, vagy csak nagyon kis számban fordulnak elő a kevésbé igényes nedvességkedvelő fajok, amelyek keletebbre (folyásiránnyal szemben) nagyobb számban fordulnak elő (ŠEVČÍKOVÁ 1997, ČEJKA 1999, JEDLIČKA et al. 1999). A Pozsony melletti ártéri erdők többségében ezeket főleg az erdei mezohigrofil és egyes higrofil fajok helyettesítik. A megóvott növényzetű élőhelyek esetében ezek mindenek előtt a *Clausilia pumila* és a *Semilimax semilimax* (ritkábban *Vitrea crystallina*), a szárazabb típusokban pedig az illír erdei régiótípusok (főleg az *Aegopinella nitens*, valamint a *Patesina unidentata*, *Monachoidens incarnatus*, *Cochlodina laminata*), valamint néhány, a taxocönózis többnyire régi erdei alkotóelemét képező fajta (*Alinda biplicata*, vagy *Fruticicola fruticum*, a nedvesebb helyeken pedig az *Arianta arbustorum*). A taxocönózis ilyen struktúrájának kialakulását a folyómeder mélyülésével együtt járó talajvízszint süllyedés idézte elő. Ennek következtében kipusztultak a polihigrofil fajok és az esetleg fennmaradt egyedek később már nem voltak képesek a megújulásra. A dunai hordalékok potenciális imigrációs forrást képeznek. A bevándorlók azonban feltehetően itt nem találnak megfelelő feltételeket, vagy a hordalékkal bekerülő populációk olyan kis számúak, hogy nem képesek a további önálló fejlődésre (ČEJKA és FALŤAN 2001). Hasonló a helyzet a Pozsony alatt, még az abban a térségben fellelhető többi puhafa ártéri erdőmaradványban is, amelyben a felszín alatti víz szintjét pozitívan érintette a Dunacsúnyi tározó feltöltése. Ez a térség nem játszhatja el az esetleges fauna- és flóramenedék, valamint a higrofil ökoelemeknek a Duna elterelése által érintett területre való migrációjául szolgáló forrás szerepét. Az elterelés által érintett terület a többi oldal felől is művelt sztyeppel (mezőgazdasági területtel) határos és csak az alvív-csatorna felől kapcsolódik egy kis méretű, ökológiailag hasonló területhez. Tekintettel a fajgazdagság

(biodiverzitás) és a terület közötti közismert viszonyra, valamint a szigetek-elméletre, a biodiverzitás fennmaradása érdekében teljes mértékben meg kell őrizni a belföldi delta életközösségeinek teljes összetételét.

A malakocönózisok már korlátozott helyváltoztatási képességük (vagilitás) következtében is viszonylag érzékenyen reagálnak a körülmények változására. A Duna elterelése után a malakocönózisok struktúrájában a legnagyobb változásokra (a higrofil fajok csökkenését értve ez alatt) főleg Doborgaz (a Görberétek/Dunajské kriviny térség monitorozott területe), Bodajk/Bodiky (bodajki kapu) és Bős (Isztraga) térségében figyelhetjük meg. A puhafa ártéri erdők eredeti, túlnyomórészt higrofil fajokból álló malakocönózisa mindenek előtt Doborgaz (Dobrohošť) közelében a vegyes, illetve keményfa ártéri erdőkre jellemző mezohigrofil cönózisra változik. A nyolcvanas és kilencvenes évek fordulóján itt a közepesen nedves és nedves árterekre jellemző malakocönózis létezett, amelyben túlsúlyban voltak a polihigrofil fajok (*Carichyum minimum*, *Zonitoides nitidus* és *Succinea putris*). A talajmintákból vett tanatocönózisok elemzése azt mutatja, hogy korábban itt élt a lápokra jellemző *Vertigo antivertigo* is, amelynek az előfordulását már két évtizede nem jelezték a Duna mentén. A Duna elterelését követően a Doborgaz mellett monitorozott területen fokozatosan kihaltak ennek a fajnak a populációi.

Bodajk/Bodiky térségében valamivel kedvezőbb a helyzet. A Duna elterelése után ezek az élőhelyek időnként elárasztásra kerülnek. Ez ideig nem sikerült azonban megállapítani a nedvességkedvelő fajok (*C. minimum*, *Z. nitidus*, *C. crystallina*) eredeti, az elterelés előtti állapotának a helyreállítását. Tekintettel a régi Duna meder által kifejtett drén-hatásra és a homokos talajra, a rövid ideig tartó, mesterséges elárasztások csak átmenetileg gyakorolnak befolyást a nedvességi viszonyokra. Ezért meg kell állapítanunk, hogy a hullámtérben végzett vízkormányzás nem befolyásolja pozitív irányban a malakocönózisok struktúráját. Az eben a térségben a Duna elterelését megelőzően létezett eredeti nedvességkedvelő taxocönózisokban a polihigrofil fajok rovására fokozatosan nő a mezeohigrofil és az eurytrop fajok (*A. nitens*, *M. incarnatus*, *Alinda biplacata*, *Punctum pygmaeum*) részaránya. A Bős melletti isztragai térségben monitorozott taxocönózisok 1992-ig a rendkívül nedvességkedvelők közé tartoztak. A folyó leterelése előtt ez a monitorozott terület volt az egyedüli, ahol előfordult a ritka lápi *Euconulis alderi* faj. A Duna elterelését és az eredeti meder vízhozamának csökkenését követően a felszín alatti víz szintje is lesüllyedt, lecsökkent a sekély vízzel borított lapos területek nagysága és ezeken a kimondottan nedvességkedvelő fajok (*C. minimum*, *Oxiloma elegnas*, *S. putris*, *Pseudotruchia rubiginosa*) fogyása által kísért xeroszéria lép fel.

Az alvíz-csatorna és a régi Duna meder torkolatánál található ártéri erdők térsége a szárazföldi delta utolsó maradványai közé tartozik, ahol még előfordul a *Salici-Populetum myosotidetosum* és az ahhoz tartozó malakocönózis alkotta ártéri puhafaerdő nedves változata. Itt érvényesül a Duna vizének visszaduzzasztó hatása, s így ez a térség még a folyó elterelését követően is egy vegetációs időszakban gyakran kétszer is elárasztásra kerül. Míg a fűfélék eredeti vegetációjának struktúrája (különösen a neofita *Aster lanceolata* jelenlétével) nagymértékben degradálódott, a malakocönózisok az ilyen ártéri erdőtípusra tipikusan jellemző struktúrárt mutatnak. A közösségben egyértelműen túlsúlyban vannak az autochton polihigrofil típusok (*Z. nitidus*, *C. minimum*, *P. rubiginosa*, *S. putris* és az *O. elegans*), amelyek gyakran a taxocönózis 90-95 %-át alkotják.

A vízlépcső által nem érintett Szap/Sap és Csicsó/Čičov közötti szakaszon a töltések közötti területen található ártéri erdők elárasztásra kerülnek, illetve szivárgó víz által jól ellátottak. A ciklikus klimaxokhoz jól alkalmazkodó polihigrofil puhatestűek túlsúlyából ítélve az itteni malakocönózisok struktúrája hasonlít a legjobban az eredeti, legnedvesebb típusú ártéri puhafaerdő-közösségek struktúrájához. Főleg a polihigrofil csigafélék (*C. minimum*, *Z. nitidus*, *S. putris*, *O. elegans*, valamint az erdei higrikol faj, a *V. crystallina*) tartoznak az erdei



malakocönózisok tipikus dominánsai közé. (Ennek tipikus példája a monitorozott csicsói Öreg erdő.)

Az ászkafélék (Oniscidea) előfordulásának alakulása főleg a kisebb nedvességtartalmú talajt is eltűrő eurytop *Trachelipus rathkei*, a mezofil *Hylonioscus riparius* és a higrofil *Porcellio scaber* fajoknak - a nedvességtartalom fokának függvényében jelentősen változó - dominanciáját igazolja. A Görberétek (Dunajské kriviny) térségben az 1993-1997 között elvégzett monitorozás során a fellelt 7 faj közül a *T. rathkei* és a *H. rapidus* fajokról - amelyek a szemmel láthatóan nedves helyeken mozaikszerűen terjedtek el - állapították meg, hogy eudominánsok. A taxocönózis teljes fajösszetétele azonban a Duna elterelése óta eltelt években lényegében nem módosult.

A Bodajki kapunál (Bodická brána) 7 faj jelenlétét állapították meg, amelyeknek száma az egyes években változó volt. Valamennyi évben a *T. rathkei* volt az eudomináns. A megfigyelés utolsó évében (1997) a higrofil *P. scaber* dominanciájának gyors visszaesése volt megfigyelhető, ami arra utal, hogy a monitorozott terület körülményei a száraz tenyészhelyek felé tolódtak el. A közvetlenül a monitorozott terület mellett található erdő - ahol rendszeres időközönként mintát vettek az ottani talajban élő ízeltlábúakból - kivágása kétségtelenül felgyorsította ezt a folyamatot.

A Királyréten (Kráľovská lúka) végzett monitorig első évében csak a *H. riparius* és az eudomináns *T. rathkei* jelenlétét állapították meg. A további években nőtt a fajok száma. A stenotop higrofil *Porcellium collicola* dominanciájának értéke 1977-ben 46 %-ra nőtt és a *T. rathkei* dominanciaértéke az 1993-ban mért 98 %-ról 1997-ben 13 %-ra csökkent. A bemutatott változások a kiszáradás folyamatának leállítására utalnak. Az izstragai térségben a fajok számát tekintve a közösség szegényebb. Itt a *T. rathkei* képezi az eudomináns fajt, ami az 1993-1996 közötti években elkezdődött lassú kiszáradási folyamat folytatódására utalt. Az ennél a csoportnál végzett monitorozás utolsó évében (1997) nagy dominancia százalékkal megjelent a higrofil *Porcellium collicola*, ami a mesterséges elárasztások eredményeként megemelkedett nedvesség irányába történő eltolódásra utalhat.

A százlábúak (**Chilopoda**) taxocönózisában a Duna elterelése után bekövetkezett változások a faj és a minőségi összetételben mutatkoztak meg. Megváltozott a fellelt fajok számának összetétele. A xenocénokon kívül eltűnt a *Clinopodes flavius* és a *L. microps*. Új fajként jegyezték fel a *Lithobius lapidicolat* és a *L. calcaratust*, amelyek a talajnedvesség iránt kevésbé igényes fajok csoportjába tartoznak. Feltehetően az ártéri erdőkre jellemző körülmények visszaszorulása után bekövetkezett imigráció következtében megerősödött az eurytop *Lithobius forficatus* faj dominanciája. Meggyengült a dunamenti ártéri erdőkre jellemző mezohigrofil *Lithobius curtipes* faj dominanciája.

A Görberéteken (Dunajské kriviny) a Duna elterelését követő első évben (1993) szemmel láthatóan lecsökkent a fellelt fajok száma (lásd az 5.1. táblázatot) és hirtelen 21-ről 49 %-ra nőtt a talaj nedvességének nagy ingadozását jól tűrő eurytop *L. forficatus* faj dominanciája. Ezzel szemben megfigyelhető volt a dunai ártéri erdőkre jellemző mezohigrofil *L. curtipes* faj dominanciájának (1993-ban 18-ről 14 %-ra, majd az ezt követő években mindössze 3-4 %-ra) történő csökkenése. A Duna elterelése után már nem lelték fel a *Clinopodes flavius*, a *L. microps*, *L. lucifugus* és a *L. cytropus* fajokat, amelyek közül az utolsó kettő xenocén jellegű. Ezzel szemben az elterelés utáni években feljegyezték itt a *Lithobius lapidicola*, a *L. pusillus* és a *L. calcaratus* fajokat, amelyek a talajnedvesség iránt kevésbé érzékenyek közé tartoznak. 1995-ben a fellelt fajok száma 11-re nőtt, a domináns eurytop *Forficatus* dominanciája pedig 27 %-ra csökkent. Elképzelhető, hogy összefüggés áll fenn a bemutatott változások és a nyári mesterséges elárasztások között. A százlábúak közössége hasonlósága fokának (50-60 %) az 1993 és 1997 közötti években megfigyelt ingadozása arra utal, hogy itt még nem állandósultak a létezési feltételek.

A Bodajki kapuban (Bodická brána) a Duna elterelését követően fellelt százlábú fajok száma hétre csökkent (lásd az 5.2. táblázatot), majd a későbbi években visszaállt az elterelés előtti állapot. A megfigyelés egész időszaka alatt az eurytop *L. forficatus* volt a domináns faj. A jellegzetes *L. crassipes* és *L. curtipes* fajok értékei ingadoztak, sőt a *L. crassipest* egyes években egyáltalán nem is lelték fel. A hipogeikus *Pachymerium ferrugienum* faj dominanciája 20-30 %-ra nőtt. A százlábúak taxocönózisának bemutatott változásai arra utalnak, hogy ebben a megfigyelt térségben tenyésztőterületek szárazabb felületűekké váltak, amit a talajnedvesség-mérések is megerősítettek.

**5.1. sz. táblázat: A Görberétek (Dunajské kriviny) térségben (6.sz. monitorozott területen) fellelt százlábú fajok egyedszáma**

Doborgaz - Görberétek (Dunajské kriviny)	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
<i>Lithobius calcaratus</i>	-	-	-	1	-	-	-
<i>L. cythrophus</i>	-	1	-	-	-	-	-
<i>L. erythrocephalus</i>	9	11	1	3	10	5	4
<i>L. forficatus</i>	23	21	49	64	27	43	29
<i>L. lapidicola</i>	-	-	-	-	2	2	-
<i>L. luteus</i>	-	-	-	-	-	-	2
<i>L. lucifugus</i>	-	1	-	-	-	-	-
<i>L. mutabilis</i>	5	3	7	8	5	-	10
<i>L. muticus</i>	-	-	2	-	-	-	1
<i>L. aeruginosus</i>	9	13	12	9	15	6	3
<i>L. austriacus</i>	-	-	-	1	1	-	8
<i>L. crassipes</i>	7	4	7	4	4	4	4
<i>L. curtipes</i>	27	18	14	4	4	7	3
<i>L. microps</i>	3	-	-	-	-	-	-
<i>Clinopodes flavius</i>	-	1	-	-	-	-	-
<i>Pachymerium ferrugienum</i>	8	4	4	5	26	12	9
<i>P. tristanicum</i>	-	2	-	1	4	1	4
<i>Strigamia acuminata</i>	-	-	-	-	-	-	1
<i>Geophilus flavus</i>	9	4	-	-	1	4	19
<b>Fajok száma</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>9</b>	<b>13</b>

**5.2. sz. táblázat: A Bodajki kapu (Bodická brána) térségében (9. sz. monitorozott területen) fellelt százlábú fajok egyedszáma**

Bodajk - Bodajki kapu (Bodická brána)	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
<i>Lithobius agilis</i>	-	8	-	-	-	-	-
<i>L. erythrocephalus</i>	11	13	4	4	-	3	20

<i>L. forficatus</i>	43	34	56	52	19	21	32
<i>L. lapidicola</i>	-	-	-	-	-	-	1
<i>L. mutabilis</i>	1	5	16	12	5	12	5
<i>L. muticus</i>	-	2	-	-	-	-	-
<i>L. aeruginosus</i>	-	8	12	20	2	1	-
<i>L. austriacus</i>	-	-	-	-	-	2	-
<i>L. crassipes</i>	17	-	2	-	19	5	-
<i>L. curtipes</i>	18	18	2	4	10	24	5
<i>L. microps</i>	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pachymerium ferrugienum</i>	6	5	-	4	34	21	20
<i>P. tristanicum</i>	-	-	-	-	3	1	1
<i>Strigamia acuminata</i>	1	5	-	-	-	-	-
<i>Geophilus flavus</i>	1	-	6	4	-	-	11
<i>Schendyla nemorensis</i>	-	-	-	-	4	10	4
<b>Fajok száma</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>10</b>	<b>9</b>

A Duna elterelése előtt a királyréti (Kráľovská lúka) százlábú közösséget a leggazdagabbak közé soroltuk. Az 1991-1997 közötti években itt 17 fajt letek fel. A Duna elterelése után szembeütnően csökkent a fajok száma. A százlábúak taxecönózisát 13 faj alkotta (lásd az 5.3. táblázatot), amelyek közül ezen a tenyészhelyen a ripikol és higrofil *Lamyctes emarginatus*, valamint a higrofil *L. agilis* és *L. microps* fajok voltak a jellemzőek. A *L. emarginatus* volt az eudomináns, a *L. aeruginosus* és a *L. curtipes* pedig a domináns fajok. Az 1993. évet követően itt nem letek fel többet az igényesebb higrofil *L. agilis*, valamint a magasabb fekvésű erdőkre jellemző *L. cyrtopus* fajt, amely egyébként idegen elem az ártéri erdőkben és minden bizonnyal az árvizek által ide szállított uszadékkal került erre a területre. Az 1993 után megfigyelt százlábú közösségekből szintén hiányzik az *L. microps*. Az olyan hipogeikus fajok, mint az elterelést megelőzően fellelt *Geophilus flavus*, a *P. ferrugineum* és a *Strigamia acuminata* - az átmeneti hiányzást követően - ismét megjelentek az 1997-ben vett vizsgálati mintákban. (Ez már minden bizonnyal a mesterséges elárasztások eredménye.) A százlábúak közösségében bekövetkezett változások 1997-ben sem értek véget. Itt ekkor bukkant fel először a *Lithobius pelidnus* és a *Pachymerium tristanicum*. A közösség fajösszetételének változásai arra utalnak, hogy ennek a térségnek a viszonyai még nem állandósultak. A térségben fenntartják domináns, sőt eudomináns súlyukat a *L. forficatus*, valamint mezohigrofil *L. aeruginosus*, a *L. crassipes* és a *L. curtipes* fajok. A ripikol *L. emarginatus* faj dominanciája az 1993-1995 közötti években csökkent, majd 1996-ban növekedett, míg 1997-ben hiányzott a fellelt fajok közül. E faj dominanciájának ingadozása a töltéshez közel eső mellékág akkori kiszáradását tükrözte vissza. A monitorozott területen uralkodó körülmények stabilitásának hiánya teljes mértékben éreztette hatását a százlábúak taxecönózisán is, amelynek hasonlósága a megfigyelt időszak alatt az 1992-1993. években végzett összehasonlítás során mutatta a legkisebb értéket.

**5.3. sz. táblázat: A királyréti (Kráľovská lúka) térségében (10. sz. monitorozott területen) fellelt százlábú fajok egyedszáma**

Bodajk	–	Királyrét	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
--------	---	-----------	------	------	------	------	------	------	------

<b>(Kráľovská lúka)</b>							
<i>Lamictes emarginatus</i>	21	13	2	4	5	15	-
<i>Lithobius agilis</i>	19	-	-	-	-	-	-
<i>L. cyrtopus</i>	-	1	-	-	-	-	-
<i>L. erythrocephalus</i>	3	8	4	11	7	5	11
<i>L. forficatus</i>	5	11	9	24	20	29	12
<i>L. mutabilis</i>	16	18	41	31	17	17	25
<i>L. muticus</i>	3	2	-	3	-	-	6
<i>L. pelidnus</i>	-	-	-	-	-	-	1
<i>L. tricupsis</i>	8	2	-	-	-	-	-
<i>L. aeruginosus</i>	3	20	15	14	4	9	-
<i>L. crassipes</i>	-	-	25	4	19	6	4
<i>L. curtipes</i>	-	11	4	7	24	15	31
<i>L. microps</i>	8	5	-	-	-	-	-
<i>Pachymerium ferrugineum</i>	-	3	-	-	-	-	1
<i>P. tristanicum</i>	-	-	-	-	-	-	3
<i>Strigamia acuminata</i>	13	-	-	-	-	-	-
<i>Geophilus flavus</i>	-	2	-	-	-	-	4
<b>Fajok száma</b>	<b>10</b>	<b>12</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>10</b>

Isztragában (Istragov) a vizsgált 1991-1997 közötti időszakban a százlábúak taxocönózisában 15 fajt azonosítottak. Ezek közül az eurytop *L. forficatus* és a *L. Mutabilis* tartoztak az eudominánsak közé. A tipikus mezohigrofil fajok közül magas százalékban képviseltette magát a *L. aeruginosus*, *L. crassipes*, *L. curtipes* és a hipogeikus életű *P. ferrugineum* faj. A Duna elterelése előtt a térségből nem hiányzott az 1991-1992-ben fellelt higrofil *L. agilis* faj. A monitorozott térségben 1993 óta megfigyelhető kiszáradást jelzi, hogy hiányzik a higrofil *L. agilis* faj, illetve hogy erősödik a nedvességgel szemben toleráns *L. forficatus* dominanciaértéke. Az elterelés utáni években fellelt fajok száma az 5.4. táblázatban található. A megfigyelés éve alatt fenntartották domináns helyzetüket az eurytop *L. fortificatus*, valamint a mezohigrofil *L. curtipes* és a *L. crassipes* fajok. A homokos és nem a nedves élőhelyeket kedvelő hipogeikus *P. ferrugineum* faj dominanciájának 10 %-ról 31 %-ra történt növekedése 1996-ban szintén arra utal, hogy ez a terület a száraz élőhelyek irányába fejlődik. Legnagyobb változás a százlábúak taxocönózisainak az elterelés előtt és a megfigyelések utolsó évében (1997) megfigyelt állapota között található (33 % és 41 %). Ezek szintén azt igazolják, hogy a terület lassan a szárazabb élőhely irányába fejlődik. Ezt bizonyítják a százlábú közösségek fajösszetételének változásai, valamint az alacsonyabb nedvességet tűrő fajok jelenléte azokban.

**5.4. sz. táblázat: Az isztragai (Istragov) térségében (14. sz. monitorozott területen) fellelt százlábú fajok egyedszáma**

Isztraga (Istragov)	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
<i>Lithobius agilis</i>	2	3	-	-	-	-	-
<i>L. erythrocephalus</i>	-	7	2	12	8	4	6
<i>L. forficatus</i>	10	21	23	34	15	24	28
<i>L. latro</i>	-	-	-	-	1	-	-
<i>L. mutabilis</i>	-	32	8	9	14	7	8
<i>L. pelidnus</i>	-	-	-	-	-	-	4
<i>L. aeruginosus</i>	20	14	6	4	-	-	-
<i>L. biunguiculatus</i>	-	3	-	-	-	-	-
<i>L. crassipes</i>	2	-	36	7	14	22	10
<i>L. curtipes</i>	60	7	8	21	5	6	2
<i>C. linearis</i>	-	-	2	2	-	-	-
<i>Pachymerium ferrugienum</i>	6	10	12	10	27	31	26
<i>P. tristanicum</i>	-	-	-	-	3	4	6
<i>Geophilus flavus</i>	-	-	-	-	-	-	6
<i>Schendyla nemorensis</i>	-	-	-	-	-	-	2
Fajok száma	6	8	8	8	8	7	10

A mezei poloskák (Heteroptera) állapotának és az abban bekövetkezett változásoknak a megítélése szempontjából mindenek előtt az avarban és a talaj felszíni rétegeiben élő fajok fontosak, amelyek érzékenyen reagálnak az ártéri erdők jellegének, mindenek előtt a nedvességi viszonyokban bekövetkezett változásokra, mindnek előtt az erdőközösségekbe történt beavatkozásokra, a pusztításokra, a fakivágásokra, majd az ennek nyomán bekövetkező kiszáradásra és a rudelarizációra. A monitorozott területeken összesen 85 fajt leltek fel, amelyeknek átlagos gyakorisági mutatója  $PA = 6,23 \text{ ex.m}^{-2}$  (ŠTEPANOVIČOVÁ, DEGMA 1995). Az egész érintett területen előforduló epigeikus Heteroptera taxocönózisok a kyszámú (10) konstans és eukonstans fajok által befolyásolt magas heterogenitásukkal tűnnek ki. A többi faj a taxocönózisokban csak akcesszórius és akcidentális elemeket képez. Ezek a fajok természetesen az ártéri erdők legszárazabb típusaiban fordult elő, ahová a hibernációs időszakban több faj vándorolt át a közeli dunai ezüstfüzes xerotherofil közösségből. Minőségi összetétel szempontjából ehhez a két cönózishoz a Görberétek (Dunajské kriviny) térségében található földi poloska taxacönózis hasonlít ( $PA = 9,33 \text{ ex m}^{-2}$ ), ahol főleg 1995 után a ruderalizáció következtében fordult elő nagyobb számú faj. Ez a térség a földi poloskák száma tekintetében a legnagyobb hasonlóságot a Bodajki kapuban található cönózissal mutatja ( $10,63 \text{ exm}^{-2}$ ). A vizsgálat egész idején, de főleg az 1995. évet követően egyidejűleg ebben a két térségben voltak a legmagasabbak a PA értékek. A fellelt fajok közül azonban csak 17-et lehet az ártéri erdő felső talajrétegében élő rovarársulások (cenobiont, vagy cenofil) jellegzetes képviselőjének tekinteni. A változások indikációja szempontjából csak azokat a higrofil, illetve mezohigrofil fajokat vettük figyelembe, amelyeknek kvantitatív mutatóikkal (PA, dominancia, állandóság) megfelelnek az indikáció szempontjából jelentős fajoknak: *Drymus brunneus*, *Drymmus ryeii*, *Scolopostethus affinis*, *Scolopotethus thomsoni* és *Legnotus limbosus*. A taxocönózis azon változásainak megítélésakor, amelyekre a vízlépcső építése során került sor, a fellelt fajok ökológiai igényeiből és ezeknek a habitat

által biztosított feltételekhez való viszonyából indulunk ki. A jellegzetes fajok indikációs képességei különösen az elterelés által érintett szakaszon mutatkoztak meg, ahol kvantitatív részesedésük elérte a 74,88 %-ot. A jellegzetes fajok legmagasabb dominanciaértékeit 1996 és 1997-ben jegyezték fel, amikor az ártéri erdők epigeonjában konszolidálódtak a viszonyok és a földi poloskák taxocönózisai elérték a 1991-évi állapotokat (5.5. táblázat).

A jellegzetes fajok dominanciaértékeinek jelentős csökkenését jegyezték fel 1993 – 1995-ben a Doborgaz (Dobrohošť) melletti térségben. Ekkor jelentkeztek az ártéri erdő kivágásának és fokozatos kiszáradásának negatív hatásai. Az ártéri erdő folytatódó aridizációjának és ruderalizációjának következtében az erdei közösségekbe a környező bitópokból kezdtek behatolni a nedvességre kevésbé érzékeny eurytop földi poloska fajok, ami a jellegzetes fajok dominanciájának csökkenése mellett ezeknek a magasabb kvalitatív részesedésében (1995-ben 15 spp.) is megmutatkozott.

A monitorozott Bodajki kapu (Bodická brána), Királyrét (Kráľovská lúka) és Isztraga (Istragov) területek Heteroptera taxocönózisainak kvalitatív és kvantitatív struktúrája közötti jelentős különbségek mindenek előtt az alacsony átlagos egyedsűrűségben mutatkoztak meg (Királyréten az egész időszak alatt  $1,97 \text{ ex.m}^{-2}$ , Isztraga  $3,09 \text{ ex.m}^{-2}$ ), amelyek többszörösen alacsonyabbak, mint a két megelőző területeken. A hét éven keresztül tartó kutatás megmutatta, hogy Királyréten a mélyen fekvő talajokon az avar és a talaj nedvessége még a szárazföldi higrofil földi poloskák tűrőképességét is meghaladta, amelyek ennél fogva csak kis egyedszámban fordultak elő.

**5.5. sz. táblázat: Az átlagos egyedsűrűség értékei ( $\text{A.m}^{-2}$ ), a fajok teljes száma (spp.) és a mezei poloskák jellegzetes fajainak dominanciája (D) a hullámtérben az 1991-1997 közötti években**

Év/Monitorozott terület		6. sz. monitorozott terület	9. sz. monitorozott terület	10. sz. monitorozott terület	14. sz. monitorozott terület
1991	$\text{A.m}^{-2}$	8.18	17.18	1.33	3.50
	Spp.	4	16	3	9
	D	69.02	83.92	50.00	85.72
1992	$\text{A.m}^{-2}$	8.42	8.83	0.50	2.50
	Spp.	7	4	3	5
	D	88.14	98.22	37.50	80.00
1993	$\text{A.m}^{-2}$	5.33	7.00	1.50	5.16
	Spp.	9	11	3	6
	D	62.62	82.14	50.00	85.72
1994	$\text{A.m}^{-2}$	7.33	6.66	2.16	2.50
	Spp.	5	5	6	7
	D	68.00	92.50	84.62	86.66
1995	$\text{A.m}^{-2}$	9.66	10.53	1.83	2.50
	Spp.	15	8	8	7
	D	54.40	80.63	36.36	66.66

1996	A.m <sup>-2</sup>	9.53	7.33	4.60	4.50
	Spp.	11	8	4	9
	D	80.60	84.09	73.91	64.67
1997	A.m <sup>-2</sup>	8.14	4.42	1.87	1.00
	Spp.	8	10	7	3
	D	77.17	87.10	100.00	84.80

**Jelmagyarázat:** N – nem végeztek kísérletet  
 MP-6 – Doborgaz-Görberétek  
 MP-10- Királyrét  
 MP-18-Kulcsod-Vitás nádas

MP – monitorozott terület  
 MP 9 – Bodajki kapu  
 MP-14-Isztragov  
 MP-23- Csicsó-öreg erdő

Az ártéri erdők avartakarója nedvességi viszonyaiban megfigyelt eltéréseinek megítélésére megfelelő módszernek ígérkezett a jó indikációs tulajdonságokkal rendelkező jellegzetes domináns fajok (*D. brunneus* és *L. limbosus*) előfordulására (ŠTEPANOVIČOVÁ 1997), illetve a kvantitatív előfordulásukban létező különbségekre vonatkozó adatok felhasználása (5.6. sz. táblázat). Ennek a két fajnak az előfordulása és populációs sűrűsége alapján - tekintetbe véve eltérő ökológiai jellemzőiket (a *D. brunneus* az ártéri erdők avartakarójának tipikus higrofil lakója, a *L. limbosus* pedig mezofil rovar) – lehetőség nyílik arra, hogy jellemezzük az élőhelyük nedvességi viszonyaiban bekövetkezett tartós, vagy átmeneti változásokat. Előfordulásuk 1992-ben Doborgaznál (Dobrohošť) a 10.50 ex.m<sup>-2</sup>, a Bodajki kapunál (Bodická brána) 1991-ben, tehát a kiterjedt építési munkák és vízgazdálkodási szabályozások beindítása előtt 7.54 ex.m<sup>-2</sup> értéket ért el. Ezeknek a munkáknak a nyomán 1993-ban bekövetkezett hirtelen egyedszám-csökkenés a későbbi években a mesterséges elárasztásokat követően fokozatosan kiegyenlítődt. A *L. limbosus* populációk rendszeresen csak a hullámtéren kívül található legszárazabb ártéri erdőkben (Kopács-Kopáč, Szigeti rétek-Ostrovné lúčky) fordultak elő és ezen a két területen 1995-ben érték el a legnagyobb gyakoriságot. A többi monitorozott területen ennek a fajnak az előfordulása szórványos és rendszertelen volt. Alacsony, az átlag alatti előfordulása, sőt az előfordulás hiánya nem bír olyan bizonyító erővel, amely az ártéri erdők nedvességviszonyainak változásáról, különösen a nedvesség csökkenéséről és a nyilvánvaló kiszáradásról tanúskodna.

5.6. sz. táblázat: A *Drymus brunneus* (A) és a *Legnotus limbosus* (B) fajok átlagos egyedsűrűsége a monitorozott területeken

Év/Monitorozott terület (MP)	6. MP	9. MP	10. MP.	14. MP	18. MP	23. MO	
1991	A	4.81	7.54	0.13	0.13	0.13	N
	B	-	-	-	-	-	N
1992	A	10.50	3.50	-	1.12	5.32	N
	B	0.14	-	-	-	-	N
1993	A	2.38	0.28	0.42	2.24	2.70	3.64
	B	0.56	-	-	-	0.42	0.12
1994	A	5.12	3.52	0.46	0.80	1.12	0.96
	B	-	-	-	-	1.44	1.76
1995	A	3.16	6.83	0.16	0.83	0.83	0.80
	B	0.28	0.50	-	0.66	0.33	0.49
1996	A	2.73	1.33	1.05	0.83	0.16	0.69
	B	2.83	-	1.16	0.33	-	0.16
1997	A	5.33	1.75	0.40	0.16	0.85	3.50
	B	0.73	0.52	-	-	-	-

Jelmagyarázatokat lásd az 5.5. sz. táblázatnál.

A *D. brunneus* és az *L. limbosus* fajok átlagos egyedsűrűsége gyakoriságában megfigyelhető eltérések az erdei közösségek három csoportba történő felosztása esetén is jelentősek. A legszárazabb erdei ártéri erő típusban a *D. brunneus* átlagos egyedsűrűsége  $0.13 \text{ ex.m}^{-2}$ , a *L. limbosusé* pedig  $2.60 \text{ ex.m}^{-2}$  volt. Az elterelt szakaszon a *D. brunneus* átlagos egyedsűrűsége elérte a  $2.50 \text{ ex.m}^{-2}$ , a *L. limbosusé* pedig a  $0,31 \text{ ex.m}^{-2}$  értéket. Azokon a helyeken, ahol a Duna vize visszakerült a régi mederbe, a *D. brunneus* átlagos egyedsűrűsége elérte a  $1.72 \text{ ex.m}^{-2}$ , a *L. limbosusé* pedig a  $0,41 \text{ ex.m}^{-2}$  értéket. A szóban forgó fajok egyedsűrűségében előforduló eltérések megfelelő módon jelzik a legalacsonyabb, a legnagyobb és az átlagos nedvességtartalmú ártéri erdők, illetve az azok avartakarója által nyújtott élőhely állapotait.

Egyes tényezőknek az ártéri erdők talajának felső rétegeiben élő mezei poloskák taxocönózisa alakulására gyakorolt hatása egzakt kimutatására az azonos állapotú mintákon végzett elemzés módszerét alkalmazták (ŠTEFANOVIČOVÁ, DEGMA 1999). A föld alatt élő mezei poloskák taxocönózisának alakulására a 9 vizsgált tényező közül csak 4 gradiens paraméternek van jelentősége: a talaj és az avar nedvessége, a talaj pH értéke és  $\text{CaCO}_3$  tartalma, valamint a levegő hőmérséklete. Az ártéri erdők epigeonjában élő mezei poloskák előfordulása szempontjából a megfelelő nedvesség a legfontosabb tényező. Ez iránt a tényező iránt a legkisebb affinitást a jellegzetes fajok (*D. brunneus*, *S. affinis*, *S. thomsoni*), valamint három további higrofil faj (*S. pilosous*, *H. saturejiae* és *E. testudinarius*) mutat.

Kiderült, hogy a kellő avarnedvesség, amely alapvető feltétele a jellegzetes mezei poloska fajok populációja létezésének, e csoport megfigyelésének utolsó két évében (1996 és 1997) is adott volt. A hét éven keresztül folytatott megfigyelésből az is kiderül, hogy az ártéri erdőknek a felszín alatti vizek által biztosított kellő nedvességgel rendelkező avarjával



ellentétben a felszíni vizek – amelyeknek a szintje az árvizek idején a legmagasabb - a mezei poloskák állományának rövidebb-hosszabb ideig tartó csökkenését idézik elő. Ez a jellegzetes epigeikus mezei poloskafajok egyed-előfordulásának kvantitatív és kvalitatív csökkenésében, valamint taxocönózisai diverzitásának a csökkenésében mutatkozik meg.

Az autochton epigeikus mezei poloskafajok optimális állománya számára a Duna-menti ártéri erdők avarjában és a talaj felső rétegeiben szükséges feltételek meghatározásához fel lehet használni a taxocönózisokkal kapcsolatos kvalitatív és kvantitatív adatokat. Ezekből egyértelműen kitűnik, hogy szükség van az elsősorban a felszín alatti vizek által befolyásolt megfelelő nedvességviszonyokra. Arra, hogy az ártéri erdőkben továbbra is fennáll a mezei poloskák optimális állománya, mindenek előtt az a bizonyíték, hogy továbbra is magas a jellegzetes higrofil fajok populációjának a sűrűsége. Ezeknek a dominanciája az egész érintett területen elérte a 65 %-ot, az elterelés által érintett szakaszon pedig, ahol kedvezőbbek a nedvességviszonyok, a 74,88 %-ot.

Az ártéri erdőkben élő **futrinkafélék** (Coleoptera: Carabidae) természetes közösségeiben többnyire 22 és 35 között mozog a fajok száma, amely ritka esetekben eléri az ötvenet is. A közösségek nagymértékű degradációjára utal (feltéve, hogy az ilyen eredményt nem a megfigyelés módszertani hibája okozza), amikor a fajok száma ezekben a közösségekben 15 alá csökken.

A Duna szárazföldi deltájának legnedvesebb részeiben található ökoszisztémában ciklikusan ismétlődő katasztrofális klímáknak mellett élő természetes futrinka közösségek kiértékelésénél a kumulatív abundancia értékei kb. 80-130 ex/csapda/év határok között mozognak. Azt, ha ez a mutatószám az előbbi érték alá csökken – amennyiben azt nem a hosszú ideig tartó elárasztás okozza – a degradáció jeleként lehet értékelni. Más térségekben végzett megfigyelés alapján az erősen degradálódott közösségekben a legalacsonyabb határértékek az 5-20 ex/csapda/év határok között mozognak. A 130/csapda/év értékeknél magasabb leletekre különböző magyarázatok léteznek. Amennyiben egyszer fordulnak elő és azokat a *Pterostichus melanarius* és/vagy a *Pterostichus niger* fajok hirtelen egyedszámának hirtelen növekedése okozza, azt az adott térség nedvességének átmeneti csökkenésének következménye jelének lehet tekinteni. A *P. niger* jelenlétének hirtelen megemelkedése a hosszú ideig elárasztott területeken végbemenő szukcesszió kezdeti fázisait kíséri. Amennyiben a fajok kumulatív gyakoriságának változását egyes higrofil fajok (*Agonum moestum*, *Pterostichus anthracinus*, *P. nigrita*, *Bembidion mannerheimi*, *B. biguttatum*) számának növekedése okozta, azt annak jeleként kell értékelni, hogy ez a közösség elveszítette a Duna-menti ártéri erdőkben ciklikus kiszáradás körülményei között élő közösségekre jellemző sajátosságait, illetve, hogy élőhelyének tulajdonságai az állóvízzel elárasztott természetes ártéri erdőkre jellemző élőhelyekhez kezdenek közelíteni. Ilyen esetekben a kumulatív abundancia értékei leggyakrabban 200-300 ex/csapda/év körül mozognak.

Az ártéri erdőkben élő fajok igényei változásának bioindikációja szempontjából az egyes fajok ökológiai csoportjai jelenlétének módosulása jelenti a legfontosabb kritériumot. Különösen fontos kritériumnak tekinthető az, hogyan alakul a különböző nedvesség igényű fajok jelenlétének aránya. Nem ismertek a futrinkafélék kísérletekkel megállapított pontos higropreferendum-értékei. Összehasonlítás és a terepi megfigyelések alapján azonban a fajokat szemikvantitatív módon nyolc csoportba lehet besorolni. Az ezekben a csoportokba tartozó fajok előfordulása gyakoriságának módosulásával egyszerű módon kvantifikálhatók a végbemenő változások, s ez felhasználható a közösségek közvetlen vizsgálatához.

További fontos kritériumot képez a fás vegetáció általi állandó árnyékot igénylő, az árnyékolással szemben közömbös, valamint a nem erdős ökoszisztémákat igénylő fajok közötti arány.

A fenti feltételeket kielégítő idealizált összetételű közösség struktúráját a 2.1. és a 2.2. sz. táblázat tartalmazza. Ezeknek a közösségeknek a jellemzője, hogy azokban magas arányban képviseltetik magukat az erősen higrofil fajok (a táblázatokban 6-8. fokozat), illetve hiányoznak azokból, vagy alacsonyan képviseltetik magukat azokban a higrofil *Pterostichus anthracinus*, *P. nigrita*, *Bembidion mannerheimi* és *B. biguttatum* fajok. Ezeknek a közösségeknek több referenciaközösségben elfoglalt helyét a bogarak nedvesség és vegetációs takarással iránti igényeire irányuló közvetlen vizsgálatok mutatják.

A Görbe dűlőben (Dunajské kriviny) 1993-ban nagymértékben lecsökkent a higrofil bogárfajok előfordulása, ugyanakkor megnőtt a nedvesség iránt kevésbé igényes fajok, különösen a *Carabus granulatus* (1993: 21,59 %), *Pterostichus niger* (1992: 25,52 %) gyakorisága. Magasabb gyakoriságuk 1995-ig tartott, ezt követően csökkent, majd 1997-ben ezekkel a fajok már nem fordultak elő. 1994-ben kezdődött a xenocén *Pseudophous rufipes* faj inváziója, amely 1995-ben érte el a csúcspontját (17,12 % egyed). Ennek a fajnak az inváziója időben egybeesett több más xerofil faj egy-egy egyedének az előfordulásával is. Ezek közül a legjelentősebbek a *Licinus depressus* és az *Amara* családhoz tartozó több faj voltak. Az egész időszak alatt a nedvesség iránt kevésbé érzékeny *Stomis pumicatus* faj előfordulása volt viszonylag a legstabilabb (10 % körül). A bogarak taxocönózisa változásait - az 1989. évi kezdeti és az 1997. évi állapotot összehasonlítva - az jellemzi, hogy folyamatosan csökkent az 1990 - 1997 közötti időszakban végzett gyűjtések indexei értékének hasonlósága az 1989- évi gyűjtés indexének értékeivel ( a 43 - 62 % 16 -30 %-ra csökkent). Az elterelés által érintett szakaszon a bogárközösségeket legnagyobb mértékben a térség felső részén bekövetkezett változások érintették (a 6. sz. monitorozott terület: Görbedülő - Dunajské kriviny).

A Bodajki kapu térségében 1993-ban abszolút és relatív vonatkozásban is hirtelen megnőtt a nagyobb tűrőképességű fajok előfordulása: *C. granulatus* (11,11 %), *Pterostichus melanarius* (25,90 %), *P. niger* (24,26 %), *Stomis pumicatus* (3,89 %). Az 1994-1996. években a fajok túlnyomó többségének gyakorisága jelentősen lecsökkent. Ez az 1993. évi kumulatív gyakoriságnak megközelítőleg az 1/3 -1/2-re történő csökkenésében mutatkozott meg. Ez a változás a legnagyobb mértékben a legigényesebb fajokat, különösen a *P. assimilis*, *Clivina fossor*, *B. dentelum* és *B. sodalis* érintette. Csak néhány kevésbé igényes, vagy tűrőképes faj, pl. a *P. strenuus*, *A. flavipes*, *O. obscurus* maradt érintetlen. Ezeknek a gyakorisága az egyes években kis mértékben növekedett. Ezeknek a fajoknak az esetében az a körülmény is fontos szerepet játszik, hogy szomatikus vonatkozásban kis fajokról van szó. Az egyes fajok gyakorisága ezért minden valószínűség szerint nem csak maguknak a hidrológiai viszonyoknak a változását tükrözi vissza, hanem közvetett módon a táplálékkínálat változását is. A helyzet 1995-ben volt a legrosszabb. 1993 óta a térségben tart az euryek xenocén *Trechus quadristriatus* faj inváziója, ami jelentős degradatív változásként értékelhető. Az egyes fajok képviselési aránya azt jelzi, hogy 1997-ben ebben a térségben a nedvesség-viszonyok mérsékelt javulása következett be. Ezeknek a változásoknak mérsékelt a trendje.

Királyréten (Kráľovská lúka) részben már 1192-ben, majd 1993-ban már jelentősen megemelkedett a tűrőképesebb, vagy a nedvesség iránt kevésbé érzékeny fajok - *C. granulatus* (35,6 és 22,5 %), *P. melanarius* (6,5 és 14,2 %), *P. niger* (13,5 és 22,5 %) előfordulása. Mint új faj jelent meg nagyobb számban a térségben a nedvesség iránt kevésbé érzékeny *Epaphius secalis*. Az 1991. évi visszaesést követően abszolút értelemben ismét megnőtt két nedvességkedvelő, kevésbé tűrőképes faj - *Platynus assimile* és *Patrobus atrorufus* - jelenléte is, bár részarányuk csökkent. Az 1994-95-ben felfüggesztett begyűjtések

újraindításakor az egyedszám jelentős csökkenését állapították meg (1993: 1.648 egyed, 1997: 396 egyed). Az 1996. és 1997. évi közösségekben csak három toleráns faj dominált: a *P. strenuus* (30,1 %, illetve 36,36 %), a *C. granulatus* (16,82 %, illetve 19,19 %). Ennek a három fajnak a relatív és abszolút jelenléte annak ellenére befolyásolta jelentős mértékben az 1996 és 1997-ben végzett egész évi gyűjtések indexei értékeinek az 1987. évi gyűjtések eredményeivel való hasonlóságát, hogy több nedvességkedvelő faj jelenléte alacsonyabb volt azokban. 1996-ban jelentkezett a xenocén *T. quadristriatus* inváziója is, de 1997-ben ez a faj részben háttérbe szorult. A fajhasonlósági index 1987-hez képest kisebb ingadozásokkal stabilizált trendet mutatott. A fajok előfordulásában bekövetkezett, az előzőekben leírt változásokkal összefüggésben a proporcionális hasonlóság és a gyakoriság hasonlósági indexe az 1989., 1992. és 1993. években hirtelen lecsökkent. A térségben a nedvesség változásának, valamint a terep tengerszint feletti magasságának kismértékű eltérései (50 – 60 cm) függvényében jelentős változásokat mutat a fajok térbeli elterjedése (ŠUSTEK, 1995). A térség kiszáradását és a nagyon nedvességkedvelő fajok visszaszorulását követően ezek helyét az alacsonyabban fekvő területeken a tűrőképesebb fajok foglalták el, míg a magasabban fekvő területek sokkal kevésbé voltak benépesítve.

Isztragovban (Istraga), amely az elterelés által érintett térségben található legalacsonyabban fekvő monitorozott terület, 1989-ben két apró nedvességkedvelő bogárfaj, az *A. flavipes* (47,7 %) és a *B. femoratum* (15,36 %) élt jelentős túlsúlyban. Jelentős számban képviseltették magukat más nedvességkedvelő fajok is: *P. assimile* (15,5 %), *P. strenuus* (5,7 %), *C. granulatus* (3,6 %), *P. atrorufus* (2,4 %). Ökológiai szempontból jelentősnek mondható az *Europhilus fuliginosus* és az *E. micans* fajok jelenléte. Az, hogy már a hidrológiai viszonyokban bekövetkezett változásokat megelőző időszakban is magas volt a nedvesség iránt kevésbé igényes fajok aránya, azzal magyarázható, hogy megfigyelt terület túlnyomó részének erősen homokos a talaja. Az 1990 – 1992. közötti időszakban a kumulatív abundancia-mutató a felére esett vissza. Ez legnagyobb részben annak a következménye, hogy lecsökkent az *A. flavipes* és a *B. femoratum* egyedeinek a száma. Az összes többi faj gyakorisága is megközelítőleg a 2/3-ra, vagy akár a felére is csökkent. Már 1991-ben megfigyelhető volt a *P. niger* jelenlétének hirtelen növekedése, ami a többi területen csak két évvel később következett be. Az 1990 – 1992. évek során ideiglenesen stabilizálódott helyzet állt be, amely 1993-ban a *C. granulatus* (1992: 58 egyed, 1993: 320 egyed), illetve a *P. atrorufus* (1992: 11 egyed, 1993: 211 egyed) előfordulásának erőteljes növekedése következtében megváltozott. Egyidejűleg több mint duplájára emelkedett a kumulatív abundancia is, majd 1995-ben megközelítőleg az 1992. évi szintre esett vissza. Ezzel egyidejűleg abszolút és relatív mértékben is csak a nedvesség iránt kevésbé érzékeny *E. secalis* aránya esett vissza. Az 1996 – 1997. években a fajok előfordulásának aránya megközelítette az 1990 – 1991. évi állapotokat, tovább csökkent azonban a kumulatív abundancia. Az 1997. évi árvíz a régi meder visszaduzzasztó hatásával együtt hozzájárult néhány paludikol faj (*Agonum moestum*, *Badister sodalis*, *E. micans*) újbóli megjelenéséhez.

Az erdei, a mezei és a lápi ökoszisztémákban a növényekkel táplálkozó **ormányos bogarak (Curculionidea)** ökológiailag domináns helyet foglalnak el. A konvergens láncolatban ők az elsődleges fogyasztók, szorosan kötődnek egy adott növénytársuláshoz, érzékenyen reagálnak a fitocönózis változásaira. A folyó elterelésének időpontjától 1997-ig 6 monitorozott területen folyt ezeknek a tanulmányozása a dunai mellékágak vegetációs övezetében. Itt 113 faj jelenlétét állapították meg. Ezek áttekintő felsorolását alapvető ökológiai jellemzőikkel együtt az **5.7. sz. táblázat** tartalmazza.

A monitorozott Doborgaz (Dobrohošť) – Görbe dűlők (Dunajské kriviny) területén a múltban a *Phalaridetum arundinaceae*, *Phragmitetum communis* és *Rorippo – Agrostietum stoloniferae* társulásokhoz tartozó fitocönózisok nőttek. Az ártéri erdő szélén található

mellékág azonban 1993 óta szárazon áll és annak fokozatosan ruderalizálódott annak az alja. Az ormányos bogarak változó taxocönózisát az 1993 – 1997 között fellelt 51 faj alkotta, de csak a *Phyllobius sinuatus*, *Polydrusus sericeus*, *Gymnetron tetrum* egyedei fordultak elő valamennyi, az egyes években összegyűjtött mintákban. Az ormányos bogarak átlagos abundancia-értékei 1997-re szignifikáns mértékben csökkentek. A térségben a monitorozás utolsó évében (1997) is folytatódott a kimondottan nedvességkedvelő fajok kiszorulása. A nedvesség iránt igényes fajok közül 1997-ben még előfordult a *Chlorohanus vidiris*, *Phyllobius pomaceus* és *Lepyrus armatus*. Ezek a szomszédos ártéri erdőben élő fajok, amelyek képesek tolerálni az élőhely kiszáradását. A monitorozott területekről eltűntek a *Poophagus sisymbrii*, *Chlorophanus graminicola*, *Hypera rumicis*. Megnőtt a xerofil és a reuderáis vegetációra jellemző fajok (pl. *Apion brevisrostre*, *Cionus olivieri*, *Gymnetron asellus*, *G. bitustulatum*) százalékos aránya. A terület 1994 óta erősen megbontottnak minősíthető. Szemmel látható a higrofil növényfajok és az ezekhez kötődő fitofág rovarfajok teljes visszaszorulása.

A Bodajk (Bodiky) – Bodajki kapu térségében található, tartósan leárnyékolt mellékág sajátossága, hogy abban egész évben magasan áll a víz. Az itt található növénytársulásokban túlsúlyban vannak a *Rorippo amphibiae* – *Oenantheum aquaticae*, *Rorippo amphibiae* – *Agrostis stolonifera* as., *Myriophyllum spicatum* as., valamint a mellékág vízfelületén domináns *Lemno* – *Spirodeletum* (frag.) közösségek. A monitoring során 32 ormányos bogárfaj jelenlétét állapították meg, de ebből csak kettő – *P. sisymbrii* és *Tranysphyrus lemnae* - volt a jellegzetes faj (cönobionta). A társulás mennyiségi szempontból gazdag és az egész megfigyelési időszak alatt itt állapítottuk meg a legmagasabb átlagos abundancia értékeket. Ezt a térséget rendkívül jó állapotban megóvottnak lehet minősíteni. Tekintettel arra, hogy a terület tartósan beárnyékolt és magas vízjárású, a ripokol és aquikol ormányos bogár-közösségeket a fajszegénység és kevésbé diverzifikált. Minőségi szempontból a társulásban a jellegzetes fajok túlsúlyban vannak a kísérő fajok felett. Jellegzetesek közé tartozik az álló- és lassan folyó vizek partjain élő (*Tanysphyrus lemnae*), valamint a partmentén gyökerező vegetációban élő két faj (*Pelenomus waltoni*, *P. sisymbrii*). A társulásban kisebb számban (főleg mennyiségi szempontból) fellelhetők a környező ártéri erdőben előforduló fajok is.

Kirányréten (Kráľovská lúka) az erősen higrofil *T. lemnae* volt a domináns faj. Az öt éven át végzett monitoring során ezen a területen 38 faj előfordulását állapították meg (5.7. táblázat). Ezek közül csak a *P. sisymbrii*, a *Mononychus punctumalbum* és a *Ceutorhynchus gerhardti* egyedei fordultak elő az évek során gyűjtött valamennyi mintában. A monitorozott területeken élő ormányos bogarak közössége a fejlődés állapotában található, amit az is alátámaszt, hogy az évek során végzett monitoring során alacsony volt az egyes mintákban előforduló azonos fajok száma. A jellegzetes fajok (cönobionta) jelenléte azonban az álló vizek partjain élő természetes közösségek jelenlétét jelzi. A monitorozott területet ebből a szempontból megóvottnak minősíthetjük, amelyen gazdag a higrofil paludikol fajok előfordulása.

Az isztragovi térségben begyűjtött minták az ártéri erdőben (*Salici* – *Populetum*) található kiszáradó dunai holtágból származnak. A vegetációt a *Phragmitetum communis* közösség képviseli. A mellékágban csak a tavaszi időszakban (április, május) volt nagyobb mennyiségű víz. A térség eudominánsa a csalánon élő monofág ubikvista *Nedyus quadrimaculatus* volt. A jellegzetes fajok közül a következő higrofil és paludikol ormányosok előfordulását állapították meg: *Pelenomus canaliculatus*, *Bagous collignensis*, *Bagous subcarinatus*, *T. lemnae* és a *Phytobius leucogaster*. Az öt éven át végzett kutatás során az isztragovi monitorozott területen 39 faj előfordulását állapították meg. Ezek közül egyetlen egy sem fordult elő folyamatosan az öt év alatt vett valamennyi mintában. 1994 után stabilizálódott a determináns fajok száma (1993-ban csak 9, 1994-ben már 17, 1995-ben 21, 1996-ban 18,

1997-ben 21 faj). A térséget erősen károsodottnak minősítjük. Abban az esetben, ha megoldódik az itt található mellékágrendszer vízutánpótlása, viszonylag rövid idő alatt többé-kevésbé megújulhat az itteni ormányos bogarak közössége. Erre utal a jellegzetes és a kísérő fajok, valamint a higrofil és a nedvesség-preferenciát nem igénylő fajok viszonylag kiegyensúlyozott jelenléte. Minőségi szempontból azonban a taxocönózisok szegényesek és azokra az egész monitoring során, valamint az egyes időszakokban a legalacsonyabb átlagos abundancia volt a jellemző (5.7. táblázat).

**5.7. sz. táblázat A dunai mellékágak melletti vegetációs övezetben fellelt ormányos bogárfajok (Coleoptera, Curculionoidera) teljes áttekintése**

Területek: 6) Doborgaz (Dobrohošť) – Görbe dűlők Dunajské kriviny), 9) Bodajk (Bodiky), 10) Királyrét Král'ovslá lúka), 14) Isztraga (Istragov), 18) Kulcsod (Křučovec)– Pörös sziget (Sproná síhoť), 23) Csicsó (Čičov) – Óreg erdő (Starý les)

Család - Faj	6	9	10	14	18	23	Fi	To	VI	Tr
<b>Attelabidae</b>										
<i>Pselaphornynchites nanus</i> (PAYKULL, 1792)		•					Ch	Eu	Hy	G
<i>Pselaphornynchites tomentosus</i> (GYLLENHAL, 1839)				•			Ch	Eu	Hy	S <sub>3</sub>
<b>Apionidae</b>										
<i>Apion brevirostre</i> (HERBST, 1797)	•						Sp	Eu	Xe	S <sub>2</sub>
<i>Apion frumentarium</i> (LINNAEUS, 1758)	•						Sp	Eu	Ne	S <sub>2</sub>
<i>Apion minimum</i> (HERBST, 1797)	•						Ch	Eu	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Apion urticarium</i> (HERBST, 1784)	•	•					Sp	Eu	Xe	S <sub>1</sub>
<i>Apion confluens</i> (KIRBY, 1808)			•				Sp	Eu	Xe	S <sub>3</sub>
<i>Apion onopordi</i> (KIRBY, 1808)	•		•	•			Sp	Ub	Ne	S <sub>3</sub>
<i>Apion hookeri</i> (KIRBY, 1808)					•		Sp	Eu	Xe	S <sub>2</sub>
<i>Apion tenue</i> (KIRBY, 1808)	•					•	Sp	Eu	Xe	S <sub>2</sub>
<i>Apion pisi</i> (FABRICIUS, 1801)	•		•				Sp	Eu	Xe	S <sub>2</sub>
<i>Apion punctirostre</i> (GYLLENHAL, 1839)	•						Sp	St	Xe	S <sub>2</sub>
<i>Apion apricans</i> (HERBST, 1797)	•						Sp	Eu	Ne	S <sub>1</sub>
<i>Apion assimile</i> (KIRBY, 1808)	•					•	Sp	Eu	Xe	S <sub>2</sub>
<b>Curculionidae</b>										
<i>Otiorhynchus inflatus</i> (GYLLENHAL, 1834)	•						Sp	Eu	Ne	G
<i>Phyllobius sinuatus</i> (FABRICIUS, 1801)	•	•	•	•	•	•	Ch	St	Xe	S <sub>1</sub>
<i>Phyllobius cloropus</i> (LIACHARTING, 1781)				•			Sp	Eu	Ne	G
<i>Phyllobius oblongus</i> (LINNAEUS, 1758)	•	•		•	•		Sp	Eu	Ne	G
<i>Phyllobius calcaratus</i> (FABRICIUS, 1792)				•		•	Ch	Eu	Hy	G
<i>Phyllobius maculicornis</i> (GERMAR, 1824)	•		•				Sp	Eu	Ne	G
<i>Phyllobius pomaceus</i> (GYLLENHAL, 1834)	•		•	•	•		Ch	Eu	Hy	S <sub>1</sub>
<i>Polydrusus pterygomalis</i> (BOHEMAN, 1840)	•	•		•			Sp	Eu	Ne	G
<i>Polydrusus sericeus</i> (SCHALLER, 1783)	•	•	•	•	•		Sp	Eu	Ne	G
<i>Eusomus ovulum</i> (GERMAR, 1824)	•			•			Sp	Eu	Xe	G
<i>Sitona hispidulus</i> (FABRICIUS, 1776)					•		Sp	Eu	Ne	S <sub>3</sub>
<i>Sitona humeralis</i> (STEPHENS, 1831)	•	•			•	•	Sp	Eu	Ne	S <sub>3</sub>
<i>Sitona lineatus</i> (LINNAEUS, 1758)	•	•	•	•	•	•	Sp	Eu	Ne	S <sub>3</sub>
<i>Sitona macularis</i> (MARSHAM, 1802)	•	•	•	•	•	•	Sp	Eu	Xe	S <sub>3</sub>
<i>Sitona puncticollis</i> (STEPHENS, 1831)						•	Sp	St	Ne	S <sub>3</sub>

<i>Sitona suturalis</i> (STEPHENS, 1831)	•	•	•	•	•	•	Sp	Eu	Ne	S <sub>2</sub>
<i>Chlorophanus graminicola</i> (SCHÖNHERR, 1832)	•	•	•				Ch	St	Hy	G
<i>Chlorophanus viridis</i> (LINNAEUS, 1758)	•	•					Ch	Eu	Ne	G
<i>Tanymecus dilaticollis</i> (GYLLENHAL, 1834)					•		Ch	St	Ne	G
<i>Tanymecus palliatus</i> (FABRICIUS, 1787)	•	•		•	•	•	Sp	Eu	Ne	G
<i>Lixus albomarginatus</i> (BOHEMAN, 1843)	•						Sp	St	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Lixus barnadaae</i> (FABRICIUS, 1787)			•			•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Lixus fasciculatus</i> (BOHEMAN, 1843)	•						Sp	St	Ne	S <sub>3</sub>
<i>Lixus parapleticus</i> (LINNAEUS, 1758)					•		Ch	St	Hy	S <sub>3</sub>
<i>Larinodontes sturnus</i> (SCHALLER, 1783)	•						Sp	St	Ne	S <sub>3</sub>
<i>Larinodontes turbinatus</i> (GYLLENHAL, 1836)	•						Sp	St	Xe	S <sub>3</sub>
<i>Cossonus linearis</i> (FABRICIUS, 1775)				•			Ch	Eu	Hy	G
<i>Dicranthus majzlani</i> (KODODA, HOLECOVÁ et BEHNE, 1992)						•	Ch	St	Hy	S <sub>1</sub>
<i>Bagous angustus</i> (SILFVERBERG, 1977)			•				Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Bagous argillaceus</i> (GYLLENHAL, 1836)			•			•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Bagous collignensis</i> (HERBST, 1797)			•	•	•	•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Bagous limosus</i> (GYLLENHAL, 1827)					•	•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Bagous subcarinatus</i> (GYLLENHAL, 1836)		•	•		•	•	Ch	St	Hy	S <sub>1</sub>
<i>Bagous tempestivus</i> (HERBST, 1759)			•		•	•	Ch	Eu	Hy	S <sub>3</sub>
<i>Bagous bagdatensis</i> (PIC, 1904)						•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Bagous galbrirostris</i> (HERBST, 1795)						•	Ch	St	Hy	S <sub>3</sub>
<i>Tanysphyrus lemnae</i> (PAYKULL, 1792)		•	•	•	•	•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Dorytomus affinis</i> (PAYKULL, 1800)			•				Ch	Eu	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Dorytomus longimanus</i> (FORSTER, 1771)				•			Ch	Eu	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Dorytomus ictor</i> (HERBST, 1795)		•		•			Ch	Eu	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Dorytomus hirtipennis</i> (BEDEL, 1884)					•		Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Dorytomus tremulae</i> (FABRICIUS, 1787)		•	•				Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Dorytomus melanophthalmus</i> (PYCULL, 1792)	•	•	•				Ch	Eu	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Notaris bimaculatus</i> (FABRICIUS, 1787)					•	•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Notaris scirpi</i> (FABRICIUS, 1792)						•	Ch	St	Hy	S <sub>3</sub>
<i>Grypus equiseti</i> (FABRICIUS, 1775)	•		•			•	Ch	Eu	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Smicronyx coecus</i> (REICH, 1797)		•					Sp	St	Xe	S <sub>2</sub>
<i>Smicronyx jungermanniae</i> (REICH, 1797)				•			Sp	St	Xe	S <sub>2</sub>
<i>Tychius quinquepunctatus</i> (LINNAEUS, 1758)						•	Sp	Eu	Xe	S <sub>3</sub>
<i>Tychius meliloti</i> (STEPHENS, 1831)						•	Sp	St	Xe	S <sub>2</sub>
<i>Tychius picirostris</i> (FABRICIUS, 1787)				•		•	Sp	Eu	Ne	S <sub>2</sub>
<i>Tychius stephensi</i> (SCHÖNHERR, 1836)	•						Sp	St	Xe	S <sub>2</sub>
<i>Anthonomus rubi</i> (HERBST, 1795)	•						Sp	Ub	Ne	S <sub>3</sub>
<i>Curculio crux</i> (FABRICIUS, 1776)		•					Ch	Eu	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Curculio salicivorus</i> (PAYKULL, 1792)		•		•			Ch	Eu	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Lepyrus armatus</i> (WEISE, 1893)	•			•			Ch	St	Hy	S <sub>3</sub>
<i>Lepyrus palustris</i> (SCOPOLI, 1763)		•					Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Hylobius transversovittatus</i> (GOEZE, 1771)					•		Ch	St	Hy	S <sub>1</sub>
<i>Alophus weberi</i> (PENECKE, 1901)				•			Ch	St	Hy	S <sub>3</sub>
<i>Hyperia postica</i> (GYLLENHAL, 1813)					•		Sp	Eu	Ne	S <sub>3</sub>
<i>Hyperia rumicis</i> (LINNAEUS, 1758)	•	•	•				Ch	Eu	Hy	S <sub>2</sub>
<i>Baris coerulescens</i> (SCOPOLI, 1763)	•			•			Sp	Eu	Ne	S <sub>3</sub>
<i>Limnobaris dolorosa</i> (GOEZE, 1777)			•				Ch	St	Hy	S <sub>3</sub>

Mononychus punctumalbum (HERBST, 1784)			•			•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
Phytobius leucogaster (MARSHAM, 1805)			•	•		•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
Pelenomus waltoni (BOHEMAN, 1843)		•					Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
Rhinoncus albicinctus (GYLLENHALL, 1837)	•		•		•	•	Ch	St	Hy	S <sub>1</sub>
Rhinoncus bosnicus (SCHULTZE, 1900)			•	•	•	•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
Rhinoncus incospectus (HERBST, 1795)	•	•			•	•	Ch	St	Hy	S <sub>1</sub>
Rhinoncus pericarpus (LINNEAUS, 1758)	•	•	•	•	•	•	Sp	Eu	Ne	S <sub>2</sub>
Rhinoncus perpencicularis (REICH, 1797)			•	•	•	•	Ch	Eu	Ne	S <sub>2</sub>
Poophagus sisymbrii (FABRICIUS, 1777)	•	•	•	•	•	•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
Topinotus sellatus (FABRICIUS, 1794)						•	Ch	St	Hy	S <sub>1</sub>
Ceutorhynchus concontractus (MARSHAM, 1802)			•				Sp	Ub	Ne	G
Ceutorhynchus erysimi (FABRICIUS, 1787)				•		•	Sp	Ub	Ne	S <sub>3</sub>
Ceutorhynchus floralis (PAYKULL)			•			•	Sp	Ub	Ne	S <sub>3</sub>
Ceutorhynchus gerhardti (SCHULTZE, 1899)	•	•	•	•	•	•	Sp	Ub	Xe	S <sub>1</sub>
Ceutorhynchus obstrictus (MARSHAM, 1802)	•					•	Sp	Ub	Ne	S <sub>3</sub>
Ceutorhynchus pallidactylus (MARSHAM, 1802)	•	•	•	•	•	•	Sp	Ub	Ne	S <sub>3</sub>
Ceutorhynchus rapae (GYLLENHAL, 1837)						•	Sp	Eu	Ne	S <sub>3</sub>
Ceutorhynchus roberti (GYLLENHAL, 1837)	•						Sp	St	Ne	S <sub>1</sub>
Ceutorhynchus syrites (GERMAR, 1824)						•	Sp	St	Xe	S <sub>3</sub>
Parethelcus pollinarius (FORSTER, 1771)		•		•			Ch	St	Hy	S <sub>1</sub>
Mogulones symphyti (BEDEL, 1885)				•	•		Ch	St	Hy	S <sub>1</sub>
Nedius quadrimaculatus (LINNAEUS, 1758)	•	•	•	•	•		Sp	Ub	Ne	S <sub>1</sub>
Nanophyes brevis (BOHEMAN, 1845)						•	Ch	St	Hy	S <sub>1</sub>
Nanophyes globiformis (KIESENWETTER, 1864)					•	•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
Nanophyes marmoratus (GOEZE, 1777)	•		•	•	•	•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
Gymnetron pascuorum (GYLLENHAL, 1813)						•	Sp	St	Xe	S <sub>1</sub>
Gymnetron veronicae (GERMAN, 1821)					•	•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
Gymnetron villosulum (GYLLENHAL, 1837)						•	Ch	St	Hy	S <sub>2</sub>
Gymnetron asellus (GRAVENHORST, 1807)	•						Sp	St	Xe	S <sub>2</sub>
Gymnetron bipustulatum (ROSSI, 1792)	•						Sp	St	Xe	S <sub>2</sub>
Gymnetron tetrum (FABRICIUS, 1801)	•						Sp	St	Xe	S <sub>2</sub>
Cionus olivieri (ROSENSCHOELD, 1838)	•						Sp	St	Xe	S <sub>2</sub>
Rhampus pulicarius (HERBST, 1795)			•				Ch	Eu	Ne	S <sub>2</sub>
<b>A fellelt fajok száma</b>										
	51	32	38	39	38	49	113			
<b>A begyűjtött egyedek száma</b>										
	87	34	60	22	10	12	7372			
	2	47	8	2	08	15				
<b>Átlagos abundancia</b>										
	33,	16	24,	9,6	42	48,				
	53	4,14	32	5	42	60				
<b>Fidelitás</b>										
A jellegzetes fajok száma	13	17	24	21	22	29				
A kíséző fajok száma	38	15	14	18	16	20				
<b>Az előfordulási helyhez való topikus kötődés</b>										
Az ubikvista fajok száma	9	2	5	4	2	5				
Az eurytop fajok száma	26	18	15	21	16	15				
A stenotop fajok száma	19	12	19	14	20	29				
<b>Nedvesség preferencia</b>										
Higrofil fajok száma	12	16	23	19	20	28				

Xerofil fajok száma	16	5	4	4	5	7				
A nedvesség-preferencia nélküli fajok száma	23	11	11	16	13	14				
<b>Trofikus alkalmazkodás</b>										
S <sub>1</sub> – fajok száma	10	6	5	5	8	13				
S <sub>2</sub> – fajok száma	18	14	19	15	14	26				
S <sub>3</sub> – fajok száma	14	5	10	11	11	17				
G – fajok száma	9	7	4	8	5	3				

Az ormányos bogaraknak a Duna elterelését követően végzett monitorozásának eredményei alapján a monitorozott területeket három csoportba sorolhatjuk:

A természetesen megóvott, gazdag fitográf Coleoptera taxocönózisokkal, ahol jelentős százalékos képvisellettel bírnak a higrofil (beleértve a semiakvatikus és akvatikus) fajok is, amelyek közül több (pl. a *Bagous*, *Tanyospjyrus*, *Limnobaris*, *Notaris*, *Poophagus*, *Phytobius*, *Rhinoncus*, *Palenomus*) a természetesen megőrződött álló és lassan folyó alföldi vizek indikátorának számít. Ebbe a csoportba sorolható a Bodajki kapu (Bodická brána), valamint a Bósi Vízlépcső hatókörén kívül eső referencia térségek (Kulcsod – Pörös sziget/Kľúčovec-Sporná sihot', Csicsó – Öreg erdő / Čičov – Starý les).

A Duna elterelése után szukcesszióssá vált, nem stabilizálódott ormányos bogár taxocönózissal rendelkező területek. Ebbe a kategóriába tartozik a Bodajk – Királyrét / Bodiky – Kráľovská lúka térségében található mellékág, ahol a mesterséges elárasztások hatására javuló feltételek mellett pozitív fejlődést figyeltünk meg.

Erősen ruderalizálódott és aridizálódott területek. Ebbe a csoportba tartoznak a Doborgaz – Görbe dülő / Dobrohošť – Dunajské kriviny térségében található kiszáradt mellékág, valamint az Isztragovban található időszakosan kiszáradó mellékágak. Itt a xerofil, ruderalis fajok, illetve kisebb mértékben a szomszédos ártéri erdőkben élő fajok vannak túlsúlyban. Ez legmarkánsabban Doborgaz / Dobrohošť térségében mutatkozik meg, ahol a fajok számának gyors csökkenése következett be. Itt teljesen hiányzik a *P. sysimbrii* faj, amely annak ellenére kötődik trofikusan a *Rorippa amphibia*-hoz, hogy a gazdanövény továbbra is előfordul ezen a területen. 1993 és 1994-ben ennek a fajnak még viszonylag magas volt dominanciája, de 1995-től már nem fordul elő.

A vizsgált terület ornitocönózisait eredetileg a fajok magas diverzitása és denzitása jellemezte. A Bósi Vízlépcső építését megelőzően a Duna-menti ártéri erdőkben 104 madárfaj fészkel, köztük nagyon sok fészkelő madárfaj is (pl. *Milvus migrans*, *Aythya nyroca*, *Ixobrychus minutus*, *Ciconia nigra*, *Pernis apivorus*, *Alceo atthis*, *Dendrocopos medius*). A Duna-menti ártéri erdők és a Duna egész belföldi deltájának ornitocönózisában a Bósi Vízlépcső építése miatt bekövetkeztek változásokat a mellékágrendszer egy részének megszűnése, majd az annak helyén a Dunacsúni tározóban kialakult biotóp, továbbá az ökoszisztémának Doborgaz és Szap között fennmaradt mellékágrendszer új hidrológiai viszonyaihoz történő alkalmazkodása idézte elő. Ezen kívül hangsúlyozni kell, hogy a Duna-menti ártéri erdők ornitocönózisában bégbemenő változásokra lényeges befolyást gyakorol az erdőgazdasági fakitermelés módja is.

A dunacsúni (körtvélyesi) tározó megépítésével Pozsonypüsoki (Podunajské Biskupice) Gútor (Hamuliakovo), Somorja (Šamorín), Csölösztő (Čilistov) térségében megszűnt az ártéri erdők és dunai szigetek együttese. Az itteni erdőknek eltávolításuk előtt 77 madárfaj alkotta a fészkelő állományát, amelyek közül nevezetesebbek a barna kánya (*Milvus migrans*), a kaba sólyom (*Falco subbuteo*), a közepes fakopács (*Dendrocopos medius*), karvaly poszáta (*Sylvia nisoria*). A Bósi Vízerőmű és az alvív-csatorna megépítésével megsemmisültek a a Duanának azok a holtágai, amelyeknek zoológiai jelentősége túlmutatott a régió keretein. A mellékágak megsemmisülése előtt ezeknek a



térségeknek a fészkelő ornitocönózisát 20 madárfaj alkotta, amelyek közül egyesek - mint pl. a kis vízicsibe (*Porzana parva*), vagy a kontyosráce (*Aythya nyroca*) a mi viszonyaink között a génállomány szlovákiai megőrzése szempontjából jelentős fajoknak számítottak.

A Duna 2002 októberében történt elterelését és a dunacsúni tározó létrejöttét követően egy új biotóp, egy 38 m<sup>3</sup> nagyságú vízfelület jött létre. Ennek az új biotópnak már az első éveiben kitűnt, hogy a tározó fontos szerepet fog játszani a vízimadarak vonulásában és telelésében. A kiterjedt vízfelület a Dunán átvonuló madarakat hosszabb megállásra, csoportosulásra csábítja. A tározóban a vonulás idején kormoránok, vadlibák, vadkacsák, vöcskők, sirályok, gázlómadarak csapatai csoportosulnak. Nagyon sok madárfaj itt is telet. Fészekrakás céljából a tározó közepén egy 5,7 ha területű mesterséges kavicsszigetet létesítettek, ahol egy danka sirály (*Larus ridibundus*) és küszvágó csér (*Sterna hirundo*) kolónia jött létre. A körtvélyesi tározóban más expanzív fajok – mint pl. a kontyos réce (*Aythya fuligula*), üstökös réce (*Netta rufina*), sárgalábú sirály (*Larus cachinnans*) is fészkelni kezdtek. Hasonló folyamatok játszódnak le Szlovákia más térségeiben is (pl. a Pöstyén melletti Slňava tározóban).

A Bösi Vízlépcső üzembe helyezését követően a madarak fészkelése szempontjából fontos mocsári biotópoknál a térségek átengedése következett be. Egyes térségek - mint pl. az elvágott mellékágrendszeren fekvő Bős melletti Isztragov sziget – kiszáradt, de a nádas növényzet kifejlődésével más élőhelyek keletkeztek (pl. a Bodajk melletti Forrás).

Isztragov térsége a kócsagfélék – különösen a nagy fehér kócsag (*Egretta alba*), szürkegém (*Ardea cinerea*), a fekete gólya (*Ciconia nigra*) - fontos táplálékszerző területe volt abban az időszakban, amikor ezeknek a madaraknak a fiókái kirepültek a fészkekből, illetve a vándorlást megelőző időszakban. A madarak a kiterjedt talajmélyedésekben található sekély vizet a könnyű táplálékszerzésre használták fel. A mellékágrendszer más helyein is előfordultak ilyen állapotok, de az Isztragov szigeten voltak a leggyakoribbak. Augusztus-szeptember hónapokban itt nemegyszer akár 200 nagy fehér kócsag és több tucat (70-80) fekete gólya is halászott. A vízjárás dinamikájának kizárásának következtében a Dunának ebből a térségéből eltűnt ez a jelenség. A Forrás-térség jelenleg a litorális vegetációban – mindenek előtt a nádasokban - fészkelő madárfajok számára nyújt fészkelő helyet (BOHUŠ 1999).

A Bösi Vízlépcső üzembe helyezése után a mellékágrendszerből két ott fészkelő madárfaj, a parti fecske (*Riparia riparia*) és a billegető cankó (*Actitis hypoleucos*) tűnt el. A parti fecske a dunai mellékágak partfalaiban fészkel. A vízlépcső üzembe helyezését követően teljesen megszűnt a mérsékelt laterális erózió, a mellékágak partjait benőtte a növényzet és alkalmatlanná váltak arra, hogy a parti fecske ott fészket rakjon. Hasonlóképpen a billegető cankó fészekrakó helyéül szolgáló kavicspadokat is benőtte a növényzet és alkalmatlanná váltak arra, hogy ez a faj ott fészkeljen.

Az utóbbi időben a Duna-menti ártéri erdőkben kedvezőtlen változásokat okoz a túlzott fakitermelés is (tarvágások). Ennek következtében eltűnnek a ragadozó madarak, a fekete gólyák és az odulakó madarak fészekrakó helyei. Emiatt nagymértékben csökken az egyes fajok egyedszáma. A nyolcvanas években pl. a szlovák oldali ártéri erdőkben 13 – 15 pár fekete gólya fészkel, míg 2001-ben csak 3 pár!

A Duna-menti erdők ornitocönózisában bekövetkezett változások ellenére a mellékágrendszer ártéri erdőivel és a mocsári biotóp-mozaikjával ornitológiai szempontból jelenleg is a régió túlmutató jelentőséggel bír. Szükség van azonban a renaturalizálására.

Az emlősök (Mammalia) világa a Bős-Nagymarosi Vízlépcsőrendszer felépítését követően fajösszetételét tekintve lényegében nem változott, de módosult annak strukturális összetétele. Az apró földi emlősök taxocönózisát a következő fajok alkotják: *Sorex araneus*, *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus*, *Sorex minutus*, *Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Microtus arvalis*, *Microtus oeconomus*, *Pitymys subterraneus*, *Apodemus sylvaticus*, *Mucromys minutus*. Antropogén szempontból adóttak a feltételek a nem ide tartozó *M. Arvalis* és *M. Musculus* térhódításához.

Az apró földi emlősök taxocönózisának magját négy faj képezi: *A. flavicollis*, *S. araneus*, *C. glareolus* és *A. sylvaticus*. Ebből az együttesből is az első három univerzális erdei faj játssza a meghatározó szerepet. Ennek az együtt élő közösségnek a dominancia-strukturájának alakulását döntő módon az árvizek, illetve ezek elmaradása alakítja. Első sorban a nedvesség-gradienstől függően változik a dominancia-struktúra. Az áradásokat a sárganyakú erdei egér (*A. flavicollis*) viseli el. Az árvizek elvonulása után gyorsan regenerálódnak a *S. araneus* és a *C. Glareolus* populációk is. Az áradások elmaradása esetén a *C. Glareolus* faj veszi át az abszolút dominán szerepet. Az áradások fékezik ezt. Ilyenkor nem csak a *S. araneus*, de az *A. flavicollis* is visszaszorul. A felszín alatti víz szintjének csökkenésekor csökkent a biotóp eltartóképessége, s ezzel összefüggésben csökken a mikromammália összes egyedszáma és biomasszája.

Nyilvánvaló, hogy a mellékágrendszerben együtt élő közösség hosszan tartó stresszt él át, ami abban jut kifejezésre, hogy természetellenes módon egy faj, a *C. glareolus* dominanciája érvényesül. A mellékágrendszer szabályozását követő első tíz évben a *C. glareolus* rendkívül módon elszaporodott az *A. flavicollis* rovására, amely a múltban a *S. araneus*-szal és a *C. glareolus*-szal együtt a mikromammália biomasszájának 80 – 90 %-át alkották. A vízlépcső üzembe helyezése előtt az áradások csökkentették a *C. glareolus* állományát, mivel ennek a faj kevésbé képes kimászni a fákból, mint az *A. flavicollis*, amely a múltban számát tekintve túlsúlyban volt. Ez a helyzet azért is nem kívánatos, mert a *C. glareolus* életterét és táplálékát tekintve komoly konkurens kihalófélben lévő és kritikusan veszélyeztetett *M. oeconomus* fajnak. A vízlépcső üzembe helyezését követően ennek a fajnak az egyedszáma olyan kritikus szintre csökkent, hogy kérdéses, egyáltalán fennmarad-e Szlovákia területén. Az *A. flavicollis* nem volt az *M. oeconomus* ilyen komoly konkurens, mivel főleg magvakkal táplálkozik. Ezért az *M. oeconomus* a múltban – bár soha sem nagy számban – előfordult a mellékágrendszer minden erre alkalmas élőhelyén és állományában az áradásokat követően gyorsan regenerálódott.

A nem megfelelő időben bekövetkező áradások, amelyek rövid időre 30-40 centiméterrel megemelik a vízszintet és nincs más, pl. tápanyagellátó funkciójuk, pusztító hatást gyakorolhatnak a teriofauna legérzékenyebb és legértékesebb elemeire, amelyek szempontjából előnyösebb, ha egész évben állandó a vízszint magassága. Az őszi árvizek (ebben az időszakban nem tipikusak az árvizek) már nem károsítják kihalófélben lévő és kritikusan veszélyeztetett *M. oeconomus* faj fészkeiben lévő utódait. A mellékágakban e faj életéhez megfelelő területeken ennek a fajnak az egyedszáma jelentősen lecsökkent és az egykor életteréül szolgáló területek többségén ma már nem fordul elő. Eltűnésének elsődleges oka az volt, hogy 1992-93 telén az egész mellékágrendszer kiszáradt és a visszamaradt utolsó sekély vizű pocsolyák fenéig befagytak. Ugyanígy átfagyott a porózus homokos talaj, amelyben az apró emlősöknek, mindenképp az *M. oeconomus* fészkei találhatóak. Ezeken a területeken soha sem tudtak mély üregeket kimélyíteni maguknak, mivel rendszerint magasan állt a talajvíz. A talajvíz viszont az üreg hőmérsékletét a fagypont felett tartotta. A fagyok és a talajvíz hiánya következtében a víztározók partjai mellett található fészkek lakóikkal együtt kifagytak. A konkurens fajokat, az *Apodemus flavicollis*-t, de főleg a *Clethrionomys glareolus*-t ez nem érintette,

mivel ezek populációja odúinak többsége szárazabb, magasabban fekvő részeken volt és különösebb gond nélkül túléltek a telet. A jól áttelelt és kellőképpen szaporodott *C. glareolus* a tavasz és nyár folyamán elkezdett terjeszkedni azokon a területeken is, amelyeket eredetileg az északi rágcshaló lakott és kiszorította onnan az utolsó egyedet is. Ráadásul nem következett be az olyan árvíz, amelyet az *M. oeconomus* sikerebben élne túl, mint a *C. glareolus*. Az *M. oeconomus* megtizedelt populációi további csökkenésének harmadik oka a tavaszi időszakban végrehajtott mesterséges elárasztás volt. A vízszint 40 centiméterrel történő felduzzasztása csak azokat a fajokat, illetve azokat egyedet – mindnek előtt az *M. oeconomus*-t - érintette, amelyek a víz közvetlen közelében nevelik az utódaikat.

További változás, hogy a mellékágak térségéből jelenleg szinte teljesen hiányzik az ártéri erdőkben legnagyobb számban előforduló *S. araneus* faj.

Az elmúlt század nyolcvanas éveiben a teriofauna jelentős képviselőjévé vált a szemiakvatikus életmódot folytató emlős, a hód (*Castor fiber*), amely fontos szerepet foglalhat el az ártéri erők biotájának alakításában. Szlovákiába az ausztriai Eckartsauban 1987-ben történt újratelepítés során jutott el és a Duna folyásirányában terjedt el. Néhány példánya feljutott a Morva folyóba, illetve annak a Búri alföldön (Borská nižina) csatlakozó mellékfolyóiba. Más példányok a dunai mellékágakban telepedtek meg. Míg a Morva folyó mentén megtelepedett hódok kedvező feltételeket találtak a túlélésre, párokat alakítottak és eredményesen kezdtek szaporodni, a dunai mellékágakban megtelepedett példányokat elsodorta az első árvíz. A dunai mellékágakban 1992-t, a Bösi Vízlépcső építésének befejezését és a régi meder Dunacsúnnál történt elzárását követően változtak meg a körülmények. Jelenlegi állapotában a mellékágrendszer ideális biotópot biztosít meg a hódok számára. A Dunacsúni tározó azonban leküzdhetetlen akadályt jelent a hódoknak, s ezért miközben a Búri alföldön (Borská nižina) évről évre növekszik a hódok száma, a mellékágakban található ideális hódélőhelyek megközelíthetetlenek a hódok számára. Jelenleg (a 2002. év) a mellékágrendszerben mindössze 3-4 hódtelepet tartunk számon, s ezek közül is csak egyről tudjuk, hogy ott szaporodni képes szülőpár lakja. Feltételezzük, hogy ezek az állatok kerülő úton, a Kis-Kárpátok patakjain, a Dudvágon, Feket vizen, a Vág-Dunán keresztül jutottak el a Duna fő medrébe, s onnan folyásiránnyal szemben a mellékágrendszerbe. (Két hódtelepet találtak a Kis-Dunán is.)

Összességében elmondható, hogy a teresztikus faunában a legnagyobb változásokat a Doborgaz melletti Görbe dűlőnél (Dobrohošť-Dunajské kriviny), az üzemvíz csatorna elejénél található monitorozott területen figyelték meg (9-23. sz. fénykép). A drénhatás eredményeként, valamint az eredeti vízszint-mozgás megszűnése és az áradások elmaradása következtében az ökoszisztéma komoly változásokat él át. Tekintettel a csatorna legfelső részében, a vízkivételi műnél a csatorna-áteresz küszöbéhez viszonyított nem kielégítő vízszintmagasságra, valamint arra a körülményre, hogy ezt a műtárgyat nem kezelik megfelelően, nem hoznak létre felszíni áradásokat és az irányított mesterséges árvizek időszakát kivéve nem kerül sor az elkerülő meder elárasztására sem. Nem került sor az igényelt fenékküszöb megépítésére sem. Az utolsó olyan árvíz, amely hatást gyakorolt a monitorozott területre, 1991-ben, majd 2002-ben volt. Az eredetileg Dunakiliti térségében tervezett fenékküszöb, amely javíthatott volna a helyzeten, 2 kilométerrel feljebb, a Dunakiliti Duzzasztógát felett létesült. A térséget eredetileg vegyes szil, kőris és nyárfa növényzet fedte. A talaj felső rétegeit vastag homok hordalékok alkották. A talaj nedvességtartalma 15 és 25 % között mozgott. Az 1992. évet követően a régi Duna-meder drénhatása a felszíni vizek eltűnését, a talajvíz szintjének lesüllyedését és a talajnedvesség 0-20 % körül értékre való csökkenését eredményezte. Míg 1991-ben a talajvíz szintje 2,5-3 méter mélységben ingadozott, 1992 novembere után a talajvíz szintje minimális

eltérésekkel 4,2 m mélyen stabilizálódott. Ezzel gyakorlatilag a keményfás ártéri erdők kialakulásához jöttek létre a megfelelő feltételek. A teresztikus közösségekben összességében visszaszorultak a higrofil és a tipikusan ártéri erdőkben élő fajok és előre törtek a xenocén fajok. A mesterséges elárasztások által előidézett mérsékelt talajnedvesség növekedés főleg az euedafon közösségekre (*Acari, Oniscidea, Chilopoda*), s kevésbé az epigenikus taxocönózisokra (*Coleoptera, Heteroptera*) gyakorol kedvező hatást. A nedvességviszonyok javulása megmutatkozott a kis földi emlősök toxocönózisának összetétele alakulásában is. Az ismert adatokból előzetesen nem lehet megítélni, hogy az aridizálódásnak az elmúlt években végzett monitorozás során megfigyelt enyhülése tartós trendnek bizonyul-e, vagy pedig a klímától függő ingadozásról van-e szó. Jelenleg az egész monitorozott területen a teresztikus közösségek a legdegradáltabbak, az antropogén tényező nagyfokú hatását mutatják és a revitalizációs folyamat nagyon lassan halad előre.

Az elterelés által érintett térségben a Bodajki kapu (Bodická brána) (19-28. képek) környékére a szilból kőrishől, a nyárfából és a fűzből álló vegyes növény takaró, a magasabb fokú (25 – 35 %) talajnedvesség és a 2,0 - 2,5 m mélységben található talajvízszint a jellemző. A folyó elterelése után a térséget időnként elárasztásra kerül. A nemes nyár erdők kivágása a talaj nem kívánatos megvilágítását eredményezte, aminek következtében megváltozott a füves és bokros vegetáció összetétele és ehhez kapcsolódóan módosult a teresztikus állatközösségek összetétele is: behatoltak a nyitott térségeket kedvelő fajok, csökkent a higrofil fajok száma, növekedett a mezohigrofil és az euriek fajok jelenléte. Sok higrofil faj (*Mollusca, Coleoptera*) egyedszáma a megfigyelhetőség határán mozog. Az egyedszám csökkenése a fajok egy részénél lelassult, sőt visszafordult, s a monitoring utolsó évében egyes higrofil fajok (*Coleoptera, Lepidoptera, Oniscidea, Chilopoda*) abundanciája meg is nőtt. Megtartották magas fokú dominanciájukat az eurivalens és a nedvesség iránt kevésbé igényes fajok (*Lepidoptera*). Az ismertett változások ellenére ezeknek a fajoknak az állománya még mindig reverzibilisnek mondható (emelkedett egyes nedvességkedvelő fajok abundanciája). Úgy tűnik, hogy az utóbbi két évben a közösség szukcessziója ahhoz az állapothoz tér vissza, amely közvetlenül a Dunának az üzemvíz-csatornába történt elterelését követően alakult ki. Ennek a trendnek a tartósságát azonban nehéz megbecsülni és az a talajnedvesség, az erdőktermelés és a klimatikus tényezők ingadozásának egymásra hatásától függ.

A Bodajk - Kirányrétnél (Bodiky – Král'ovská lúka) található monitorozott terület (56-61. képek) az elterelés által érintett térségben a legtávolabb található az átfolyó mellékágaktól. Ez a térség évente rendszeresen elárasztásra (időnként két alkalommal is) került, s 1997-ig az árvíz által biztosított víztől. Eddig az évig a száraz években megfigyelhető volt a talajvíz szintjének mérsékelt süllyedése és a partmenti mocsaras sáv kiszáradása is. A térség központjában található plesipotamal szemmel láthatóan elválasztja a töltéshez közelebb található, a nyárfás monokultúrával benőtt szárazabb termőhelyeket a nedves puhafás ártéri erdőtől (*Salici-Populetum*). A szárazföldi társulások jelenlegi struktúrája a korábbi évek hidropedológiai viszonyait tükrözi vissza. A fajösszetételben megfigyelhető változások azt jelzik, hogy még nem állandósultak a feltételek. A fajok diverzitásának csökkenő trendje (*Oniscidea, Coleoptera*), valamint a mezofil, a kevésbé igényes és a xenocén fajok (*Mollusca, Coleoptera*) folytatódó elöretörése, bár egyes taxocönózisokban (*Chilopoda, Coleoptera, Lepidoptera*) lelassult, sőt meg is megállt ez a csökkenés, ami a szukcesszió negatív trendjeinek lelassulását, leállítását jelzi. Azonban ezek a megfigyelések két jóval nedvesebb időszakban születtek, miközben az 1997. évi vegetációs időszakban egy hosszú ideig tartó árvíz is előfordult. Összességében a fajok szukcessziója a szárazabb puhafa ártéri erdők közösségeinek irányába tolódik el. A

térségben a nedvességi viszonyok, valamint a tengerszint feletti magasságban tapasztalható kismértékű eltérések (50-60 cm) függvényében jelentősen megváltozott az egyes fajok térbeli elterjedése. A térség kiszáradását és az erősen nedvességkedvelő fajok visszaszorulását követően ezek helyét az alacsonyabban fekvő területeken a magasabb tűrőképességű fajok foglalták el, míg a magasabban fekvő területek kevésbé lakottakká váltak. Az ornitocönózisban bekövetkezett változásokat nem lehet kizárólag a vízlépcső üzemeltetésének rovására írni. Azokra nagy befolyást gyakorolt az erdőgazdálkodás is.

Az elterelés által érintett térség alsó részén található Isztraga (Istragov) 1992-ig a kimondottan az ártéri – több helyen éger csoportokkal tarkított - higrikus puhafa erdők (*Salici-Populetum myosotidetosum*, JURKO, 1958) termőhelyének számított. A Duna régi medréhez közelebb fekvő területeken nyárfa monokultúrák találhatók, amelyekben a monitorozás idején fakitermelés folyt. A területet vastag homok hordalék fedte. A Duna elterelése és a régi mederben lefolyó vízmennyiség csökkenése után bekövetkezett a talajvízszint süllyedése, valamint a talaj felső rétegei nedvességének 25-35 %-ról 15 %-ra történő csökkenése, valamint az előntött mélyfekvésű talajdepressziók felületének visszaesése, és ebben a térségben teret hódít a xeroséria (LISICKÝ 1995, ŠEVČIKOVÁ 1997) és a mélyebb fekvésű területek irányában is a puhafa ártéri erdők egy szárazabb változata irányában folytatódik a szekundáris szukcesszió (*Salici-Populetum typicum*). A terület kiszáradásához a nyárfák tarvágása, a terület talajának megvilágításában bekövetkezett változások is hozzájárultak. A teresztrikus közösségekben csökken azoknak a fajoknak a száma, amelyek a magas talajvízszintű biotópokat, valamint a nedvességkedvelő fajok jelenlétét jelzik (*Mollusca*, *Coleoptera*). Ezek helyét a nedvesség iránt kevésbé igényes erdei higrofil fajok veszik át, ami a termőhely kiszáradást jelzi. Ezek a változások a masszív, tarvágások méretit öltő fakitermeléssel és a többi növény szinten ezeket követő változásokkal is összefüggnek. Az erősen nedvességkedvelő fajok visszaszorulásának trendje és az aridizáció azonban egyes csoportokban (*Mollusca*, *Lepidoptera*) mérséklődött és az adaptív szukcessziós változások a vegetációban bekövetkezett változásokhoz képest lassabbak (*Mollusca*, *Chilopoda*). Az egyes ökológiai csoportok szempontjából az isztragai (Istragov) térségben található közösség a megfigyelt térségek közül a legkevésbé érintettnek tűnik.

### 5.3.3. A vízi bióta

A vízlépcső építése egy sor a természeti környezetben bekövetkezett olyan változással járt együtt, amelyek befolyással voltak a Duna és mellékágai vízjárására, s amelyek ezt követően jelentős mértékben visszatükröződtek a hidrofauna struktúrájában is. A Duna régi medrének vízjárási viszonyaiban 1992-ben és 1995-ben két jelentős változás következett be. A Duna Bős és Medve közötti szakaszán a Pozsonyi szelvényben mért vízhozamoktól, illetve a vízerőmű turbináinak üzembe helyezésétől és leállításától függő, a vízszint 0,5 m ingadozásával járó vízhozam változások vannak. A régi Duna-meder és az erőmű alvív-csatornájának torkolata felett 1995-ig a vízszint általános süllyedése mellett főleg mérsékelt visszaduzzasztás és a finom szemcsés hordalék kiülepedése következett be. A Duna felső szakaszán (Bodajk - Görbe rétek) 1995 után a magyar oldali mellékágrendszerbe a vegetációs időszakban átengedett vízmennyiség szabályozása következtében 5-10 naponként a vízszintek rövid ideig tartó, 0,5 - 0,75 m közötti ingadozására kerül sor. A szlovák oldali mellékágrendszerben 1992 után lesüllyedek a vízszintek, amit azonban 1993 májusától az üzemvíz-csatornából a Doborgaz mellett üzembe helyezett vízkivételi műtárgyon átengedett vízzel pótolnak. A vízszint ingadozása – az irányított elárasztásokat és az árvizeket (pl. az 1997. évit) kivéve - viszonylag kicsi. Változik a Duna vize hőmérsékletének változása is a Doborgaz–Bodajk / Dobrohošť-

Bodíky térségben. A téli időszakban a régi Duna mederben a melegebb felszín alatt a nyári időszakban a tározókból elszivárgott vizeknek a régi Duna meder kisebb vízhozama miatt víz visszaszivárgása következtében a régi mederben a víz hőmérséklete nem csökken  $3,5^{\circ}\text{C}$  alá. Továbbra is fennmaradt az elterelést megelőzően a Pozsony és Medve közötti folyószakaszon a víz megállapított  $2^{\circ}\text{C}$ -os hőmérsékletemelkedése. Ezen kívül megváltoztak a hidrológiai viszonyok, mint például a mellékágrendszer vízhozamai. A fő ágakon 1993 óta ismét tartósan átfolyik a víz, a fő ágakban megnőtt a víz áramlási sebessége. Az folyóágakban megváltozott a víz hordalékszállító ereje, valamint az üledékképződés és az erózió közötti viszony. Megemelkedett a vízszint és ezzel a folyóágak szélessége is, megnőtt a partok hossza és tagoltsága. A talaj mélyebben fekvő részein új állóvíz felületek képződtek. A Duna medrében a fennmarad vízfolyás a megszilárdított partok meanderezni kezdett. Az eredeti mederben a sarkantyúk változatosabbá teszik a víz áramlását. Rögtön azt követően, hogy 1992-ben a folyó eredeti medrében lecsökkent a vízhozam és a vízszint, a szárazra került partokon a bentikus makrofauna pusztulásának nyomaival találkoztunk.

A Dunának mint egységes folyórendszer kiértékelése keretében az ázalékállatkák fajösszetételének megfigyelése alapján az elterelés hatása az elterelés 1993 után a fajok összetételének jelentősen növekedésében mutatkozott meg (MATIS, TIRJAKOVÁ, 1995b, KRNO et al. 1999).

A változások az egyes szúnyogfajok (neusztion) kvalitatív és kvantitatív összetételében is kifejezésre jutottak. Tekintettel arra, hogy az említett család gyorsan reagált a hidrológiai körülmények változásaira, a szúnyogok alkalmas indikációs csoportnak tűnnek a vizsgált terület természeti környezetében bekövetkezett változások monitorozása céljaira. Az egész monitorozott területre jellemző változás, hogy tavaszi áradások elmaradása következtében jelentős mértékben csökkent a tavaszi, főleg az *Aedes* családba tartozó szúnyogfélék (*A. vexans*, *A. sticticus*) előfordulása (BULÁNKOVÁ, HALGOŠ 1995, HALGOŠ, PETRUS 1995). A vízlépcső üzembe helyezéséig a területen elegendő mennyiségű talajvíz volt, ami megmutatkozott a szúnyog fauna egész éves alakulásán is. A korábbi időszakra jellemző rendszeres, három csúccsal tetéző áradások egycsúcsosra módosultak. A vízlépcső (Doborgaz – Bős/Dobrohošť-Gabčíkova) üzembe helyezését követően 1993 után a vízszint lesüllyedése volt megfigyelhető és megszűnt a szúnyogok vészes túlszaporodása.

#### Zooplankton társulások a Duna elterelése után

##### *Eupotamal (fő folyómeder)*

A folyó elterelése utáni első két évben a régi mederben található euplanktonikus fajok éves átlagban nagyobb (ágascsapú rákok), vagy kisebb mértékben (evezőslábúak) visszaszorultak, s ezzel szemben a tychoplanktonikus (bentikus és litorális) fajok kvantitatív részaránya megközelítően azonos mértékben megerősödött (ILLYOVÁ 1996, VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999). Az ágascsapú rákok közül ezek első sorban az *Alona* családba tartozók (*A. quadrangularis*, *A. affinis* és *A. rectangularis*), továbbá a *Macrothrix hirsuticornis* és a *Chydorus sphaericus*, az evezőslábúak közül pedig a *Nitocra hibernica* és az *Eucyclops serrulatus* voltak. Ezzel együtt a Görbe dűlők (Dunajské kriviny) térségében a bösi térséggel összehasonlítva (hasonlóképpen, mint a Duna elterelését megelőzően Dunacsúnnál) sokkal erőteljesebb volt a nem valódi planktonok érvényesülése. Említést érdemel azonban, hogy az egyes mintavételeknél a két összehasonlított ökológiai csoport aránya ingadozott, továbbá, hogy a valódi planktonok jelenléte a Duna főmedrében (régis meder) attól függ, hogy milyen mennyiség sodródik át

oda az meder adott szelvénye fölött elterülő parapotamál, esetleg a plesiopotamál jellegű mellékágakból.

A Duna medrének Dunacsún mellett történt elzárása után az elterelés által érintett folyószakasz potamoplanktonjában csökkent az euplankton jellegű szűfélék átlagos részaránya, ami annak a következménye, hogy az ágrendszerben visszaesett a krustáceoplankton képződése és a régi mederbe való kisodródása is (VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999).

#### *A dunai folyóágak és az időszaki vizek*

##### A parapotamál típusú folyóágak

A bösi kikötő fölött elhelyezkedő, a vajkai, a sülyi a bodajki (Vojka, Šul'any, Bodiky) és a bácsi rendszerhez tartozó folyóágak hidrológiai rezsimje a vízlépcső üzembe helyezése óta nagymértékben különbözik a bösi kikötő és Szap közötti folyóágakétól. Míg az első helyen említett folyóágak a Doborgaz (Dobrohošť) melletti vízkivételi műből vízzel ellátott, mesterségesen átfolyóvá tett rendszer részeivé váltak, a Bős (Gabčíkovo) és Szap (Sap) közötti mellékágak vizét nem pótolják mesterségesen. A felső szakasz mellékágaitól eltérően viszont ezekre intenzív hatást gyakorol az erőmű alviz-csatornája és a régi folyómeder torkolatában fellépő visszaduzzasztás. Ezek a különbségek a doborgazi vízkivételi műtárgy üzembe helyezése óta megjelennek a krustaceoplankton összetételében is. Ezekben a folyóágakban a valódi planktonok visszaszorulásának következtében lényegesen lecsökkent a krustaceoplankton és a zooplankton abundanciája, megnőtt a tychoplanktonikus fajok százalékos részaránya: az ágascsapú rákok közül az *Alona* családba tartozó fajok (főleg az *A. guttata* és az *A. rectangula*), a *Chydorus sphaericus* és a *Disparalona rostrata*, az evezőslábúak közül a *Nitocra hibernica*. Az 1995. évben tovább folytatódott az euplanktonikus szűfélék alacsony abundanciája, valamint a tychoplanktonikus formák dominanciája (VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999).

Az Isztragovi folyóágban, amely olyan térségben helyezkedik el, ahol nincsen mesterséges vízutánpótlás, mennyiségét tekintve fennmaradt a viszonylag gazdag krustaceoplankton, amelyben aránylag erősen képviseltetik magukat az euplanktonikus fajok, mindenek előtt az evezőslábúak. Az euplanktonikus ágascsapú rákok közül a *Bosmina longirostris*, vagy a *Diaphanosoma orghidani* dominált, az evezőslábúak közül a *Cyclops vicinus*, az *Acanthocyclops robustus*, vagy a *Thermocyclops aithoides* volt a leggyakoribb. Ez azzal is összefügg, hogy a folyóágban nem tartós a vízátfolyás, hanem abban többnyire pang a víz. A folyóág vízjárása attól függ, hogy a régi Duna meder legalsó szakaszán mennyire emelkedik meg a visszaduzzasztott víz szintje. Véleményünk szerint a tychoplanktonikus formációk arányának a korábbiakhoz képest tapasztalható növekedése a mellékág felgyorsult eliszaposodásával, a elsekélyesedésével és növényekkel való benövésével magyarázható.

A Doborgaz (Dobrohošť) és Bős (Sap) közötti (1840-1820 fkm) folyószakaszon található parapotamál típusú folyóágak planktonjában (az egykori csak egyik végén nyitott mellékágak) az elterelés után jelentősen csökkent a zooplankton – mindenek előtt a planktonikus szűfélék - átlagos egyedszáma és biomasszája és a nem valódi, tychoplanktonikus (litorális és bentikus) fajok jutottak dominanciához. A felsorolt változások annak a következményei, hogy a mellékágak – ahol az elterelés előtti időkben a folyó fő ágával való kapcsolatnak köszönhetően szabályos időközönként változott a pangó vízű és az átfolyó állapot, s ez lehetővé tette a mellékágakban a krustaceoplankton képződését – állandó átfolyásúvá váltak, ahol nagymértékben korlátozottak a zooplankton – főleg a krustaceoplankton – fejlődéséhez szükséges abiotikus feltételek. Ez az állapot a

vajkaitól a sülyi ágrendszerig lényegében 1995-ben és az ezt követő években is fennmaradt. Az gyakori bácsi mellékágrendszer alsó szakaszán a zooplankton – főleg a krustaceoplankton – egyedszámának és biomasszája értékeinek növekedése a zooplankton növekedéséhez szükséges abiotikus feltételek bizonyos javulására utal az átfolyó mellékágrendszer legalsó szakaszán (VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999).

A Bős és Szap közötti térségben létezett egykori parapotamál típusú mellékágakban – annak ellenére, hogy a töltések közötti, az elterelések által érintett területen fekszenek – a Duna elterelése után is fennmaradtak a korábbi állapothoz hasonló és az euplanktonikus szűfélék számára kedvező életfeltételek. Általában itt továbbra is fennmaradt az euplanktonikus fajok dominanciája a tichoplanktonikus fajok felett.

#### A plesiopotamal típusú folyóágak

A plesiopotamal típusú folyóágak középső részében a kopepodok taxocönózisában az euplanktonikus fajok (főleg az *Eudipatomus gracilis*, *Cyclops vicinus*, *Acanthocyclops robustus*) voltak a dominánsak. Az ágascsapú rákok taxocönózisában az elterelés utáni első időszakban a litorális, azaz tichoplanktonikus fajok (mindenek előtt a *Chydorus sphaericus* és a *Simocephalus vetulus*) voltak túlsúlyban. A tichoplanktonikus fajok képviselői növekvő arányának trendje nem csak az ágascsapúak esetében, hanem az evezőslábúak esetében is folytatódott. Az 1996-1997. években a tichoplanktonikus fajok közül itt a *Chydorus sphaericus*, az euplanktonikus fajok közül pedig a *Bosmina longirostris*, az evezőslábúak közül 1996-ban – miként az előző évben is – *Thermocyclops oithinoides*, 1997-ben pedig több euplanktonikus faj dominált. A dominánsak közé tartozott az *Eucyclops serrulatus* is (VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999).

Az elterelés által érintett egykori plesiopotamal típusú folyóágak közül – amennyiben azok nem száradtak ki a talajvízszint lesüllyedése következtében – az elterelés után is fennmaradt a planktonikus szűfélék sokszínű állománya, amelyekhez növekvő arányban csatlakoznak a tichoplanktonikus fajok. Ez a fajdiverzitás növekvő indexében is kifejezésre jut. Ez a mellékágak növényzet általi természetes benövésének, e víztestek előregedésének és teresztrifikációjának a következménye. Ezt még felgyorsítja az a körülmény, hogy a folyó elterelését megelőző árvizekhez képest ritkábbak és kevésbé intenzívek a mesterséges elárasztások. A Pozsony délkeleti szélén és a város alatt, a tározó mindkét oldalán található mellékágakban, amelyek a folyó elterelése előtt gyors teresztrifikációra voltak ítélve, a talajvizek szintjének emelkedésének köszönhetően megteremtődtek a feltételek a hidrocönózis – beleértve a zooplankton – revitalizálásához. Az elterelés által érintett folyószakasz alatt található plesiopotamal típusú mellékágak maradékai megőrizték az ahhoz a hidrológiai rezsimjükhöz megközelítőleg hasonló vízjárásukat, amely itt a Bósi Vízlépcső üzembe helyezését megelőzően volt a jellemző. Ezek krustaceoplanktonjának f jagazdagsága és diverzitása viszonylag magas és fokozatosan még mindig növekvő értékű. Ezek a sekély víztestek azonban a növényekkel való természetes benövésnek, elsekélyesedésnek és eliszaposodásnak vannak kitéve (VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999).

#### A zoobentosz és neuszton társulások a Duna elterelését követően

##### *Eupotamal (fő folyómeder)*

A Duna elterelésének hatása a mikro- és meizoobentosz közösségek jelentős változásában mutatkozott meg (MATIS, TIRJAKOVÁ 1995 a, b). A közösségekben főleg a teresztikus fajok (*Colpoda* család képviselői) részaránya nőtt meg. Ezek a tározó területének rendezését követően bemosódással kerültek a folyóba. Az elterelést követően a



vízhozamok jelentős csökkenése, a tározó feltöltése a baktériumok hirtelen fejlődésével együtt a rothadási folyamatoknál jelen lévő közösségek kialakulásához járult hozzá. Ez az ázalék- és az ostoros állatkák abundanciájának és diverzitásának növekedésében nyilvánult meg. Az ismertetett változások következtében megváltozott a biotóp jellege: a gyorsfolyású szakaszoktól azokig a szakaszokig, ahol lelassul a folyó sodrása, majd néhány térség elszigetelődik, amelyek aztán állóvízes területekké válnak, s amelyekben azután az állóvizekre jellemző tipikus közösségek alakulnak ki. Az átfolyóvá tett mellékágakban első sorban ázalék- és az ostoros állatkák abundanciája és diverzitása bővül. Az elterelés feletti térségben (Kopács) ez nem változik és a fajok száma és abundanciája az eredeti folyóra jellemző. Ebben az időszakban itt olyan ritka fajok is felbukkantak, amelyeket első alkalommal regisztráltak Szlovákia területén: *Stentor multififormis*, *Balantiodiodes bivacuolata*. A fő folyómederben a többi megfigyelt csoport közül első sorban a Mastigophora fajdiverzitása és abundanciája emelkedett mérsékeltén. Ezt a folyó sodrásának lelassulása és a kiüledés növekedése idézte elő. Feltűnő a teresztikus fajok számának növekedése (*Colpoda cucullus*, *C. inflata*, *Leptopharynx costatus*, *Colpoda steinii*), ami arról tanúskodik, hogy a folyó sok üledéket hoz magával és a meder alja eliszaposodik. Az elterelést követően a magas diverzitású és egyedszámú közösségek megállapodása zajlik, miközben ezek a közösségek egyre inkább az átfolyó jellegű mellékágakra jellemző sajátosságokat mutatnak. A Doborgaztól Isztragov felé haladva fokozatosan csökken a fajok spektruma (KRNO et al. 1999), valamint a mederfenéken bekövetkező változások következtében az abundancia. A tározó feltöltését követően a kulcsodi térségben is megnyilvánult a magasabb diverzitás. Az elterelést megelőzően az ázalékállatkák abundanciája egész évben alacsony értéken maradt. Az elterelés hatása 1993-at követően keletkezett, amikor jelentősen megnőtt az abundancia és ez a stabil mederfenék következtében a következő években is fennmaradt.

A **makrozoobentoszban** a permanens fauna és a *Chironomidae* képviselői vannak túlsúlyban az időszaki fauna többi csoportjával szemben. A hidrológiai viszonyok megváltozása azt idézte elő, hogy az eredeti folyómederben két eltérő szakasz alakult ki. A felső szakaszon, amelyhez a Görbe dűlők szelvény tartozik, lecsökkent a régi mederben folyó víz áramlási sebessége, s ennek következtében stabilizálódott a korábban mozgó mederfenék. A megváltozott abiotikus tényezők módosulás lehetővé tette, hogy a szilárd kavicsos mederfenéken dús algatelepek alakuljanak ki. Az alsó szakaszon (Isztraga/Istragov), ahol érvényesül a visszaduzzasztás hatása, illetve a Pörös szigetnél (Sporná sihot'), ahol naponta rendszeresen a vízszint ingadozások, következett be a bentikus biocönózisok legnagyobb mértékű struktúraváltozása. A szubsztrátum és a hidrológiai viszonyok (a vízhozam jelentős csökkenése, a víz áramlási sebességének lelassulása) jellegének teljes módosulása az eredeti bentikus közösség pusztulása következett be. A kezdeti időszakban a mederfenékről csaknem teljesen hiányzott a zoobentosz, majd fokozatosan növekedett az új bentikus közösség képviselőinek egyedszáma (KRNO et al., 1999). A vízhozamnak és a vízszintnek az Duna eredeti medrében 1992-ben történt lecsökkenése után a szárazra került partokon a bentikus makrofauna tömeges pusztulásának jeleivel találkoztunk.

Az permanens faunának az 1992 utáni megfigyelésekor (KOŠEL, 1995b, KRNO et al., 1999) a felső szakaszon (Görbe dűlők – Bős) a Gastropoda csoporthoz tartozó egyedek számának növekedését jegyezték fel (KOŠEL, 1995a). A legnagyobb növekedést az addig domináns fajoknál következett be: *Ancylus fluviatilis*, *Lymnaea ovata*, és *Bithynia tentaculata*. Olyan új fajokkal is bővült a közösség, mint a *Nais christinae* (Naididae), *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Potamothrix vej dovskyi* (Tubificidae), *Gammarus roeseli* és *Chaetogammarus tennelus* (Amphipoda). Ezzel szemben lecsökkent az örvényférgék

*Dendrocoelum lacteum* és az ászkafélék családjába tartozó *Dikerogammarus haemobaphes* aránya. Az 1995. évet követően a permanens fauna faji összetételének gazdagodása következett be. A Dunában elszaporodott a csigafélék családjába tartozó *Lithoglyphus*. Hasonlóképpen mint az időszakos fauna esetében a táplálék gildek jelenlétében is a jelentős eltolódás figyelhető meg a filtrátoroktól az algofág fajok irányába, ami azt tükrözi vissza, hogy a folyóban jelentős mértékben felszaporodott a periphyton, s a folyó metabolizmusa a heterotrófikusból autotrófikusság változott. Megnőtt a pontokaspikus biomassa és héjas bogárfajok gyakorisága (*Jaera istri*, *Corophium curvispinum* és *Dikerogammarus villosus*). A kis sörtéjűek esetében megemelkedett a Tubificiade családba tartozó egyedek száma. Dominánsakká váltak a kövek felszínén megtelepedett algákat „lelegető” fajok: *Dikerogammarus haemobaphes*, *Dikerogammarus villosus*, *Corophium curvispinum* (Amphipoda), valamint a szálas algákkal táplálkozó *Jaera istri* (Isopoda), valamint az algák növekményein élő Naidiade családba tartozó fajok. A kavicsok között leülepedett finom üledék megfelelő élőhelyet kínál a Tubificiadae családba tartozó, a mocsaras szubsztrátumot benépesítő fajok számára (*Limnodrilus* spp., *Potomothrix* sp.). A felsorolt csoportok esetében a táplálékkínálat mennyiségének növekedése ezeknél a fajoknál az abundancia és a biomassa sokszoros növekedését eredményezte.

A Duna alsó szakasza (Isztraga) állandó bentikus faunája fajösszetételének esetében a korábban ott domináns felemás-lábú rákok kipusztultak és a kisorsotéjűek olyan új képviselői jelentek meg, mint a mocsaras szubsztrátumoz kötődő *Limnodrillus* családba tartozó fajok, s ezek abundanciája fokozatosan növekedett. Újként jelentek meg itt a stagnofil fajok: az *Asellus aquaticus* és a *Limnomysis benedeni* (Crustacea). Az Isztragov félsziget szelvényében 1995 után az itt korábban domináns felemás-lábú rákok kipusztultak és a kis sörtéjűek csoportjába tartozó olyan új fajok jelentek meg és ezeknek fokozatosan nőtt az abundanciája, amelyek korábban itt egyáltalán, vagy csak kis számban voltak jelen, mint például a mocsaras szubsztrátumú élőhelyekhez kötődő *Limnodrilus* családba tartozó fajok. A szubsztrátum és a hidrológiai viszonyok teljes változása (a vízhozam és a víz sebességének csökkenése) az eredeti bentikus közösség pusztulását eredményezte. Kezdetben a mederfenékről csaknem teljesen hiányzott a zoobentosz és csak fokozatosan következett be az új bentikus életközösség egyedszámának növekedése, amelyben abszolút túlsúlyba kerültek az ilyen biotópok esetében nem őshonosnak tekintett, kevés sörtés fajok, mint a *Limnodrilus claparedeanus* és a *Limnodrilus hoffmeisteri*. A Görbe dülő és Bős közötti Duna-szakaszin 1995 második felében az eredeti fauna makrozoobentoszának jelentős csökkenését észleltük. Ezek a változások a régi Duna mederben Dunakiliti térségben, a doborgazi szelvényben található vízkivételi műtárgy felett létesített fenékküszöb építésével hozhatók összefüggésbe, amikor is a víz erősen zavarossá vált és a meder fenekét finom hordalék lepte el. A folyómederben 1996-ban bekövetkezett vízszint-ingadozások a folyó ripáljának elöntését és szárazra kerülését eredményezték, annak függvényében, hogy milyen volt a magyaroldali mellékágrendszer vízutánpótlása. Mivel az árhullámok rövid idejűek voltak, a partmenti bentikus fauna viszonylag szegényes volt.

Az **időszaki fauna (5.8. táblázat)** esetében - hasonlóképpen, mint a Rhône folyó szabályozott alsó szakaszán (FRUGET, 1991) - 1991 óta a Dunán is (az álszúnyogok kivételével) a *Beateis fuscatus*, *Caenis luctuosa* (Ephemeroptera), *Psychomyia pusilla*, *Hydropsyche modesta* és *Ceraclea dissimilis* (Trichoptera) van túlsúlyban. A Rajnán például a későbbiekben (TITTIZER és koll., 1989) a vízminőség javulása ellenére nem következett be alapvető változás a makrozoobentosz összetételében. Ez, miként a Dunában azzal függ össze, hogy csökkent a folyó geomorfológiai diverzitása, illetve a

folyó és a mellékágak közötti kapcsolat, ami a vízrendszerek heterogenitásának jelentős csökkenésében (FRUGET, 1992), valamint a mellékágrendszer és a folyó közötti kapcsolat funkcionális integritás megbomlásában tükröződik vissza. A régi mederben 1993 óta nagymértékben csökkent a kérészfélék minőségi (KRNO, 1995) és mennyiségi állománya, amelyben már csak két európai faj (a *Baetis fuscatus* és a *Caenis luctuosa*, ritkábban a *C. macrura*) fordult elő. Ennek a két fajnak a helyébe az egész folyószakaszon (a doborgazi elterelés helyétől Szapig, a bösi alvíz-csatornának a régi folyómederbe történő csatlakozásig) a *Caenis pseudorivulorum* foglalta el. Miként más szabályozott nagy európai folyókban, a Rhônen (BOURNAUD et al., 1990) és a Rajnán, a tegzesek faunáját a Dunában is csak két faj (*Hydropsyche* és *Psychomya*) képviselte. A filtrátorok (*Hydropsyche*) rovására jelentősen megnőtt az algofágok (*Psychomya*) aránya. Ugyanakkor a *Hydropsyche contubernalis* és a *H. bulgarorum* fajokat a *H. pellucidula* és a *H. modesta* váltotta fel (KRNO et al., 1999). Később megjelent itt a *Rhyacophila dorsalis* faj is. Az utóbb felsorolt fajok előfordulása az olyan kisebb folyókra jellemző, mint amilyené Doborgaz alatt a Duna vált. A mederfenék stabilizálódása és a kedvezőbbé vált trofikus feltételek 1994ben és 1995 első felében lehetővé tették a kérészek, különösen a tegzesek abundanciájának jelentős mennyiségi növekedését.

**5.8. sz. táblázat: A kérészek (Ephemeroptera), álkérészek (Plecoptera) és a tegzesek (Trichoptera) állomány változása a Duna folyóban 1991 és 2001 között.**

Taxon	1991-92	1993-94	1995-96	1997-98	1999-00	2001-
<b>Ephemeroptera</b>						
Leptophlebiidae						
Habrophlebia fusca (CURTIS, 1834)	+					
Habrophlebia lauta (EATON, 1884)	+					
Potomanthiidae						
Potomanthus luteus (LINNEUS, 1767)				+		
Ephemeridae						
Ephemera vulgata (LINNEUS, 1758)	+	+	+	+	+	
Caeniidae						
<i>Caenis luctuosa</i> (BURMEISTER, 1917)	++	++	++	++	++	+
<i>Caenis macrura</i> (STEPHENS, 1835)	+	++	+	+		
<i>Caenis pseudorivulorum</i> (KEFFERMULLER, 1960)	+++					
Ephemerelliidae						
Serratella ignita (PODA, 1761)		+				
Baetiade						
<i>Baetis fuscus</i> (LINNEAEUS, 1761)	+++	+++	++	+		
<i>Baetis vardarensis</i> (IKOMONOV, 1962)	+					
<i>Baetis vernus</i> (CURTIS, 1834)	+					
<i>Centroptillum luteolum</i> (MUELLER, 1776)	+					

<i>Cloeon dipterum</i> (LINNAEUS, 1761)	+					
<i>Procloeon bifidum</i> (BENGTSSON, 1912)				+		
<b>Heptageniidae</b>						
<i>Heptagenia flava</i> (ROSTOCK, 1877)	++					
<i>Heptagenia sulphurea</i> (MUELLER, 1776)	+++	++	+	++		
<i>Rhitrogena semicolorata</i> (CURTIS, 1934)				+		
<b>Plecoptera</b>						
<b>Leuctidae</b>						
<i>Leuctra fusca</i> (LINNAEUS, 1758)		+		+		
<b>Trichoptera</b>						
<b>Rhyacophiliadae</b>						
<i>Rhyacophilia dorsalis</i> (CURTIS, 1834)		+			+	
<i>Rhyacophilia pascoei</i> (McLACHLAN, 1879)		+				
<b>Hydroptilidae</b>						
<i>Hydroptila</i> sp.			++			
<b>Hydropsychidae</b>						
<i>Hydropsyche bulgaroromanorum</i> (MALICKY, 1977)	+++	++	+	+	++	
<i>Hydropsyche contubernalis</i> (McLACHAN, 1865)	+++	++	+	+	++	
<i>Hydropsyche exocellata</i> (DUFOUR, 1841)		++				
<i>Hydropsyche incognita</i> (PITSH, 1993)	+	++	++	+	+	++
<i>Hydropsyche modesta</i> (NAVÁS, 1925)	++	+++	++	+	++	
<i>Hydropsyche pellucidula</i> (CURTIS, 1834)	+++	+++		++	++	+
<b>Psichomyiidae</b>						
<i>Psychomyia pusilla</i> (FABRICIUS, 1781)	+++	+++		++	++	+
<b>Brachycentridae</b>						
<i>Brachycentrus subnubilus</i> (CURTIS, 1834)	+++		++	++	+	+++
<i>Goera pilosa</i> (FABRICIUS, 1775)	+					
<b>Lepidostomatidae</b>						
<i>Lepidostoma hirtum</i> (FABRICIUS, 1775)	+					
<b>Leptoceridae</b>						
<i>Ceraclea dissimilis</i> (STEPHENS, 1836)	++	++	+	+	+	

A folyó elterelése következtében az 1992. évet követően a Dunán jelentősen megnőtt a feljegyzett álszúnyog fajok száma (KRNO et al., 1999). Míg 1990-1992-ben 6 faj előfordulását figyeltük meg, az 1993 – 1995. években ezek száma 18-ra nőtt. Ez a változás a hidrológiai feltételek változásával függ össze, amikor is a vízhozamok, majd a víz áramlási sebességének csökkenése következtében bizonyos mértékben stabilizálódott a mederfenék, ami lehetővé tette több olyan új faj megtelepedését, amelyeknek a korábbi extrém lotikus körülmények nem feleltek meg. Az eredeti domináns *Chironomus* nemzetséghez *fluviatilis* tartozó fajok egyedszáma kisértékben csökkent fajok, míg egyes korábban kevésbé gyakori fajok (*Microtendipes* nemzetséghez tartozó *chloris*, *Chironomus* nemzetséghez tartozó *reductus* és a *Chironomus* sp.) fajok egyedszáma jelentős mértékben megnőtt. Az előfordulási és számbeli állandóságukat is megőrző fajok közé tartoznak a *Cryptochironomus* nemzetségbe tartozó *defectus* és a *Dicrotendipes nervosus*. A régi Duna meder alsó szakaszán a víz áramlási sebességének jelencsős csökkenése az üzemvíz-csatorna és a folyómeder torkolatában, az Isztraga félsziget térségében több mint 0,5 m vastag homokos-agyagos üledék képződéséhez vezetett, amelyet az álszúnyogok (*Chironomus* nemzetség *fluviatilis*, a *Chironomus* nemzetség *reductus*, a *Chriptochironomus* nemzetség *defectus*, a *Endochironomus* sp., a *Polypedium* nemzetség *nebeculosum*) és a stagnikol psamofil környezetben élő *Ephemera vulgata* (Ephemeroptera) kivételével nem népesítenek be más vízi rovarok.

Míg az elterelés előtt a Dunában a makrozoobentosz abundanciájában az időszaki fauna éves átlagban körülbelül 30 %-ot tett ki, a vízlépcső hatása által érintett szakaszon ez az érték az 1998-2001 években 10 % alá csökkent, ami bizonyos analógiát mutat a dunai mellékágakban természetes állapotokkal. 2001 őszén a dunai tegzesek népességének alakulására nagyon pozitív hatása volt a mesterséges elárasztásnak. A *H. incognita* és további más tegzes fajok egyedei révén ismét megjelentek a *Hydorpsyche* család képviselői (5.8. sz. táblázat).

#### *A dunai mellékágak és ideiglenesen vízzel borított területek*

##### A parapotamál típusú mellékágak

A Duna mellékágrendszerének felső szakaszán (Bodajki kapu), amely a felvív-csatornából kap vízutánpótlást, miután a rendszer vízzel való feltöltését követően létrejöttek a reofil feltételek, csökkent a mikro- és a meio-zoobentosz fajösszetételének sokszínűsége. A közösségek a nem stabil megújulással reagáltak a mellékág jellegének módosulására (KRNO et al., 1999). A felső szakasz átfolyásos jellegű mellékágainak kavicsos-homokos partjait benépesítő **permanens fauna** esetében az 1992-1993 évek fordulóján jelentős mértékben csökkent a kis sörtéjúk faunája. 1993-ban a bentikus faunából eltűntek a Tubificidae család, valamint a *Hypania invalida* (Polychaeta) képviselői. A kis sörtéjúk közül csak a Naididae családba tartozó, a periphytont benépesítő, a gyors rekolonizációra képes, esetleg az amfibiotikus fajok fordultak elő. A permanens fauna többi csoportjainak rekolonizációja a víz áramlása által sodort hordalék segítségével következett be. A rekolonizáció viszonylag gyors volt, amit a diverzitás növekedése is jelez, amely két hónap alatt csaknem a duplájára nőtt. Lényegesebben alacsonyabban képviseltették magukat a magasabb rendű ászkafélék (Amphipoda, Mysidacea). A tavaszi mintavétel alkalmával – hasonlóképpen, mint a Duna fő medrében – kis sörtéjúk között a Naididae családba tartozó fajok domináltak. Az 1995. évben domináns helyet foglaltak el az amfibiotikus, mozgékony fajok (Amphipoda), a kis sörtéjúk közül pedig a Naididae családba tartozó rövid életciklusú fajok. A kavicsos altalajon később a permanens fauna képviselői közül az Amphipoda fajok kerültek domináns helyzetbe. Az 1997. évben megemelkedett a fajok diverzitása. A nyári és az őszi időszakban nagy egyedszámra tettek szert az Amphipoda fajok. Nagy egyedszámra tett szert a *Jaera istri* (Isopoda) is.

A felső dunai bodajki mellékágrendszer mesterséges vízutánpótlásban részesített mellékágaiban a víz folyamatos áramlása az 1992. évet követően lehetővé tette, hogy az **időszaki faunában** megjelenjenek a reofil fajok is. A vízszint ingadozása következtében a mellékágak litorális zónája gyakran víz nélkül marad, s ez megmutatkozott az ezt a területet benépesítő vízi fauna változásában is (KRNO et al., 1999). A vízzel mesterségesen ellátott mellékágakban az új reofil viszonyok között a tipikusan stagnikol jellegű *Caenis horaria* helyét fokozatosan a *C. luctuosa* (Ephemeroptera) faj veszi át. A *Baëtis fuscatus* és a *Caenis luctuosa* (Ephemeroptera), *Athripsodes cinereus*, *A. albifrons*, *Oecetis furva* fajok és az *Anabolia* család azt jelzik, hogy az eredetileg plesiopotamal típusú mellékágak folyamats felszíni és felszín alatti vízutánpótlásban részesülnek. Ezzel szemben visszaszorulnak az olyan tipikusan stagnikol taxonok, mint a *Caenis simile* (Ephemeroptera), a *Cyrnus* és az *Oligotrichia* család, valamint a *Mystacides azurea* (Trichoptera) faj. A szitakötőfélék között 1993-ban megfigyelték a pionír fajok közé számító *Anax imperator* és a *Libellula quadrimaculata* megjelenését. Az 1994-1995. években a térségben a reofil (*Calopteryx splendens*, *Plaricnemis pennipes*), valamint stagnofil (*Enallagma cyathigerum*, *Coenagrion puella*) fajok jelenlétét is feljegyezték. Az 1992. évi állapotokkal összehasonlítva megváltozott az álszúnyogok csoportjának összetétele. Új fajok jelentek meg: *Potthastia longimana*, *Paracladius conversus*, *Endochironomus* sk. *signaticornis*, *Endochironomus* sp., *Glyptotendipes* sp., *Polypedilum convictum*, és *Micropsecta junci*. Ezzel szemben az elmúlt években nem jegyeztük fel a *Macropelopia nebulosa*, a *Chironomus* sk. *flaviatilis*, a *Ch.* sk. *salinarius*, a *Dicrotendipes* sp., *Paratendipes untermidius*, a *Stictochironomus* sp., a *Paratanytarsus* sk., *lauterborni* és a *Tanytarsus* sp. előfordulását. Az 1994. évben a térségben folytatódott a fitofil *Glyptotendipes* sp. és a *Polypedilum-exectum* családba tartozó fajok óriási előrenyomulása, amelyek a homokos-kavicsos szubsztrátumon meglepedett alga- és növényzetet megfelelő létfeltételeket találtak maguknak és a legnagyobb számban képviseltetik magukat. Az 1995. évben az álszúnyogfélék fajösszetételének alakulása alapján is megállapítható a hidrológiai viszonyok változása: a tavaszi reofil körülmények között (ilyenkor több vizet engednek át a mellékágrendszerbe) a *Cricotopus bicinctus* faj fordul elő; ősszel, amikor kevesebb víz jut a mellékágakba, a *Microtendipes chloris* a *Glyptotendipes gripekoveni* és a *Chironomus* sk. *thumi* fajok előfordulása arról tanúskodott, hogy a hidrológiai feltételek az ezen fajok által kedvelt állóvizekéhez közelítenek. Az átfolyó jellegű mellékágakban az 1995. évben az időszakos faunában megsaporodott a mozgó vizeket kedvelő fajok száma. Ezek a jellegzetesen reofil, inkább az inkább eupotamál mellékágakra jellemző dunai fajok közé tartoznak (*Heptagenia sulphurea*, *Serratella ignita* és *Psychomya pusilla*). Valamennyi vízutánpótlásban részesülő mellékágban jelentősen visszaesett a tegzesek *Ecnomus tannelus* előfordulása. Az 1995. évet követően az álszúnyogfélék közösségében a reofil fajok lettek a dominánsak. A tavaszi időszakban az *Orthocladius thienemanni*, a *Cricotopus bicinctus*, a *Rheatanytarsus* sp., a *Pottastia gaedii*, míg az év második felében az állóvizeket kedvelő *Microtendipes chloris*, a *Glyptotendipes pallens* és a *G. gripekoveni* fajok voltak túlsúlyban (KRNO et al., 1999).

A mesterséges vízutánpótlásban nem részesülő mellékágakban (Isztraga), ahol egyelőre nem megoldott a vízellátás, a főmederhez hasonlóan jelentős változások következtek be a vízi fauna összetételében. Az eredetileg átfolyó jellegű, makrovegetációs növénytakaró nélküli isztragai mellékágban szórványosan kezd megjelenni a víz alatti makrovegetáció (*Potamogeton pectinatus*). Ezt az idézi elő, hogy a mellékágba, hasonlóan mint a Viatott szigeti mellékágrendszerbe is csak a folyóág kifolyó torkolatán keresztül jut víz (a Bösi Vízlépcsőből áteresztett víz visszaduzzasztó hatása) és a mellékág felső elzárásán nem folyik át a víz. Ezekben a mellékágakban hiányzik a víz áramlása, amely eredetileg megakadályozta, hogy ezekben a mellékágakban makrovegetáció alakuljon ki. A kavicsos aljzatot szerves anyagmaradványokat tartalmazó iszapos homokos agyagos üledék borítja.

Az isztragai mellékágban az **állandó faunában** domináns helyet foglalnak el a Tubificidae családba tartozó kevés sörtésfajok (*Limnodrillus hoffmeisteri*, *L. claparedeanus*), amelyek itt magas egyedszámot és biomassza értéket érnek el. Az 1997. évben, amikor a nyári időszakban a főmederben magasak voltak a vízhozamok, a felvett mintákban a *Dikerogammarus bispinosus* és a *Corophium curvispinum* fajok révén megjelentek az Ampiphodák is. Az őszi időszakban már nem volt felfedezhető a jelenlétük. Ami azt igazolja, hogy nem megfelelőek a számukra a mellékágban jelenleg fennálló hidrológiai viszonyok.

Az időszakos faunában (5.9. sz. táblázat) első sorban az álszúnyogfélék lárvái képviselték magukat. Ezek között a legnagyobb számban a *Glyptotendipes* családba tartozó fajok, a *Chironomus* sk. *fulviflavus*, a *Procladius* sp., a *Cladotanytarsus* sk. *mancus* vannak jelen. 1995-ben radikálisan csökkent az álszúnyogfélék egyes fajaihoz tartozó egyedek száma. A *Glyptotendipes* családba tartozó fajok teljesen eltűntek és a *Chironomus* családba tartozó egyedek közül is csak kevés fordult elő. Ttt a *Cricotopus* sp., a *Procladius* sp., a *Cladotanytarsus mancus*, tavasszal pedig a *Cryptochironomus defectus* és a *Chironomus* nemzetségbe tartozó *semireductus* képviselteti magát. A szitakötőlárvák esetében is csökkent az előforduló fajok száma. Az 1996. évet követően csak mérsékelt változások következtek be: a 3 eltűnt fajt (*Cricotopus* sp., *Chironomus* sk., *thumi* és a *Cryptochironomus* sk. *defectus*) 2 új faj (*Endochironomus* sk. *nymphoides* és a *Paratanytarsus* nemzetséghez tartozó *lauterborni*) váltotta fel. Az 1992. évi adatokkal összehasonlítva az egyedszám növekedését figyeltük meg a *Chironomus* nemzetséghez tartozó *plumosus*, a *Polypedilum* sk. *pedestre*, s különösképpen a *Tanipus kraatzi* fajoknál. Az ezt követő években stabilizálódott az álszúnyogfélék közössége. Előfordultak az olyan kiegészítő fajok is, mint a *Eukiefferiella devonica*, *Brillia modesta* és a *Rheotanytarsus exiguus*. Fajválasztékukat tekintve szegényes volt a szitakötőfélék előfordulása. A szitakötők fajösszetétele a korábbi 3 fajról fokozatosan egy euritop fajra (*Ischnura elegans elegans*) redukálódott. A szóban forgó biotóp meglehetősen alkalmatlan a **neusztón** előfordulása szempontjából (HALGOŠ, 1995). A vizsgált években csak szórványosan fordult elő egyes fajok (*Aëdas vexans* és *Aëdas sticticus*) néhány képviselője. Érdekes az 1998 szeptemberéből származó megállapítás (KRNO et al., 1999), amikor egy nagymértékben vízi növényzettel benőtt mellékágban jelentősen lecsökkent a víz szintje, az *Anopheles maculipennis* s.l. nagyszámú, illetve a *Culex hortensis* és a *Culex pipiens* ritka előfordulását figyelték meg, ami stabilizációs jellegre utal.

#### A plesiopotamál típusú mellékágak

A Királyrét (Král'ovská lúka) melletti mellékágnak (a 48 – 55. sz. képek) – bár a Duna hullámterében fekszik – nincs felszíni kapcsolata a környezetében található további más mellékágakban. Különösen 1997 után folytatódik a mellékág makrovegetációval, a vízfelszín és a mederfenék szubmerzív vegetációval való benövése, ami a meder gyors elsekélyesedését és feltöltődését okozza. Az 1993 év elejétől szeptemberig terjedő időszakban a mellékágban tartósan nagyon alacsony volt a víz szintje (0,3 m a vízmércén mérve) és a mellékágrendszer mesterséges vízutánpótlásának hatása csak hét hónappal később, októberben érezte hatását. Az alacsony vízszint idején a víz hőmérséklete elérte a 33 °C-t (1993. június 9.).

Az ilyen típusú mellékágakban folytatódik a mikro- és meiofauna stabilizálódása, ami afajdiverzitás emelkedésében is megjelenik. A ritkán előforduló fajok közül itt megfigyelték a *Histiobalantium natans*, a *Tintinnopsis cylindrica*, az *Ophyradium crassicaule*, a *Frontonia ambigua*, a *Holosticha grisea* a *Stombidium turbo*, *S. velox*, *Frontonia ambigua*, *Holosticha grisea*, stb. (KRNO et al., 1999).

Az állandó fauna jellegzetes képviselői közé tartoztak az *Asellus aquaticus* (Isopoda) és a *Limnomysis benedeni* (Mysidacea). Ebben a térségben új fajoknak számítanak *Psammoryctides albicola* és a *Gammarus roeselii*. 1995-ben a jellegzetes képviselők közé került a *Rhynchelmis limosella*, a *Dero digitata* és a *Nais* spp. (Oligicheata). Jelnetősen

megnőtt a mohaállatok (*Plumatella fungosa* és *P. repens*) előfordulása, amelyek mintegy 50 %-ban borították el a szilárd szubsztrátumot. Egy éves kihagyás után 1994-ben ismét megjelentek azok a fajok, pl. az *Eprobdella actoculata* pióca, a a kagylófélék közül a *Planorbis planorbis* és a *Bithynia tentaculata* amelyek itt 1992-ig jellemzőek voltak. Megjelentek az itt addig ismeretlen csigafajok is, mint pl. *Physella acuta*, *Hippeutis complanatus*. Megnőtt egyes itt élő csigafajok egyedszáma is (*Lymnaea auricularia*, *L. stagnalis* és *Gyraulus albus*). A mellékágban 1995-ben a korábbi évekhez képest megemelkedett a vízszint. Tavasszal a víz felszínén túlsúlyban volt a szubmerzív növényzet (*Batrachium sp.* és *Myriophyllum sp.*). A térségben új csigafélét (*Anisus vortex*) jegyezték fel. 1996-ban az örvényférgék közössége kibővült a *Dufesia lugubris* (Turbellaria) fajjal, a *Glossiphonia complanata* (Hirudinea) pióccával és a csigaféle *Armiger crista* (Gastropoda). 1997-ben újabb, Szlovákia faunájában új fajok jelentek meg (*Chaetogaster langi* és *Pristina longiseta*), valamint a *Glossiphonia concolor*, *Theromyzon tessulatum* és az *Eprobdella testacea* piócák.

**5.9. sz. táblázat: A dunai mellékágak kérész (Ephemeroptera), álkérész (Plecoptera) és tegzesek (Trichoptera) állományának változása az 1991 – 2001 közötti években**

Taxon	1991-92	1993-94	1995-96	1997-98	1999-00	2001-
<b>Ephemeroptera</b>						
Ephemeridae						
<i>Ephemera vulgata</i> (LINNAEUS, 1758)	++	++	+++	++	++	
Caeniidae						
<i>Caenis horaria</i> (LINNAEUS, 1758)	+++	+++	++	++	+	++
<i>Caenis lactea</i> (BURMETSTER, 1839)	+					
<i>Caenis luctuosa</i> (BURMEISTER, 1917)	+++	+++	+++	+++	++	+++
<i>Caenis macrura</i> (STEPHENS, 1835)	++	+	+	+	+	
<i>Caenis robusta</i> (EATON, 1884)		++	++	++	++	++
Ephemerelliidae						
<i>Serratella ignita</i> (PODA, 1761)				+		
Baetiidae						
<i>Cloeon dipterum</i> (LINNAEUS, 1761)	+++	+++	+++	+++	+++	+++
<i>Cloneum simile</i> (EATON)	+	+				
Heptageniidae						
<i>Heptagenia flava</i> (ROSTOCK, 1877)					+	
<i>Heptagenia sulphurea</i> (MUELLER, 1776)				+		
Plecoptera						
Chloroperliidae						
<i>Isoptena serricornis</i> (PICTET, 1881)					+	
Trichoptera						



Hydroptiliade						
<i>Agraylea sexmaculata</i> (CURTIS, 1834)		+				
Polycentropodidae						
<i>Cyrnus trimaculatus</i> (CURTIS, 1834)		+				
<i>Cyrnus flavidus</i> (McLAHLAN, 1864)					+	
<i>Holocentropus stagnalis</i> (ALBARDA, 1874)			+			
Psychomidiidae						
<i>Psychomyia pusilla</i> (FABRICIUS, 1781)			++		+	
<i>Ecnomus tenellus</i> (RAMBUR, 1842)	+++	+++	+++	+	+	
Phryganeidae						
<i>Agripnia varia</i> (FABRICIUS, 1793)				+		
Limnephilidae						
<i>Anabolia furcata</i> (BRAUER, 1857)	+		++	++		++
<i>Limnephilus flavicornis</i> (FABRICIUS, 1787)		++	+	+		
Leptoceridae						
<i>Athripsodes albifrons</i> (LINNAEUS, 1758)			+			
<i>Athripsodes atterimus</i> (STEPHENS, 1836)				+	+	
<i>Athripsodes cineris</i> (CURTIS, 1834)	++	++	++	+	+	+
<i>Leptocerus tineiformis</i> (CURTIS, 1834)			+	++	+++	
<i>Mistacides azurea</i> (LINNAREUS, 1761)		++	+			
<i>Mistacides longicornis</i> (LINNAEUS, 1758)		++	+++	++		
<i>Mistacides nigra</i> (LINNAEUS, 1758)		+++	++	++	++	
<i>Oecetis furva</i> (RAMBUR, 1842)		+				
<i>Oecetis lacustris</i> (PICTET, 1834)						+
<i>Oecetis ochracea</i> (CURTIS, 1825)			++			

Az időszakos fauna esetében (5.9. sz. táblázat) a kérészek fajösszetételének változása történik. Ezekben a mellékágakban a *Caenis robusta*-t a *C. horaria* és a *C. luctuosa* váltja fel. A szitakötőfélék közül ezekben a térségekben a stagnofil jellegű fajok domináltak (*Ischnura elegans*, *Coenagrion puella*, *C. pulchellum*, *Enallagma cyathierum*, valamint a *Erythromma* családba tartozó fajok). A növekvő eutrofizációt és a víz túlmelegedését igazolta a termofil fajok (*Crocothemis erythraea*, *Sympetrum meridionale*) előfordulása. A Chironomidae fajok az állóvízű, kifejlett makrovegetációval, esetleg a kavicsos szubsztrátumon kifejlődött gazdag alga- és növényzettel rendelkező mellékágakra jellemző közösséget képviseltek (*Procladius* sp., *Procladius conversus*, *Endochironomus* nemz. *nymphoides*, *Glyptotendipes* sp. és *Polypedilum convictum*). Az egyedszám csökkenését észleltük a *Microtendipes chloris* és a *Polypedilum*

*pedestre* fajoknál. Az 1995. évet követően jelentek meg itt az *Ablabesmyia monilis*, a *Polypedilum* sk. *nubeculosum*, a *Cladotanytarsus* sk. *mancus*, *Tanitarsus* sk. *obatifrons*, *Tanytarsus* sk. *macrosandalum*, *Paratanytarsus* sk. *lauteborni*, *Endochironomus* sk. *tendens* fajok. Jelentősen megnőtt a *Glyptotendipes* családba tartozó fajok száma. Az 1996. évet követően megnőtt a stagnofil jellegű szitakötők részaránya, amelyek túlsúlyban voltak az eurytop jellegű fajok felett. Az álszúnyogfélék közösségében érződött, hogy folytatódott a folyóág makrovegetációval való benövése, s a fitofil és a virágporkedvelő fajok (*Glyptotendipes gripekoveni*, *Einfeldia* nemz. *pectoralis*, *Einfeldia* nemz. *pagana*, *Tanitarsus* nemz. *macrosandalum* és *Dicrotendipes nervosus*) abundanciájának erősödése.

Az 1999. évben rendkívül megromlottak a hidrológiai viszonyok. Voltak olyan időszakok, amikor az epifauna egyáltalán nem fordult elő (főleg a telet követően, amikor erősen túlszaporodott a makrofit növényzet, és ennek bomlása a mellékágakban csaknem anoxikus viszonyokat teremtett). A 2001 júniusi áradások lelassították ezt a kedvezőtlen trendet.

Az ezekben a folyóágakban található **neuston**-ban túlsúlyban voltak a szúnyogok (BULÁNKOVÁ, HALGOŠ, 1995): *Anopheles maculipennis*, s.l., *Culiseta annulata*, *Aedes vexans*, *Aë. Flavescens*, *Culex pipiens*, *C. territans*, *C. mosestus*.

#### A hullámtérben található kis tavak

A Duna hullámtérében - főleg a káros szúnyogfajok preimaginális stádiumi fejlődése szempontjából – a hullámtéri tavacskáknak van a legnagyobb szerepük (HALGOŠ, 1995). Ezek természetes módon, vagy emberi tevékenység által előidézett olyan mélyedések, amelyeket a Duna főága vízszintjének megemelkedése idején a talajvíz nagymértékben vizenyössé változtat, vagy eláraszt. Monitorozás szempontjából az alábbi biotópokat választottuk ki.

A Bodajki kapu térségében található monitorozott területen 1991-ben első sorban az *Aedes* családba tartozó, főleg az *Aë. vexans*, *Aë. sticticus*, *Aë. cinereus* fajok voltak túlsúlyban. 1992-ben megállapítottuk a *Culex pipiens*, *Culex territans* és *Anopheles maculipennis* s.l. fajok előfordulását. Az elkövetkező években a biotóp erősen kezdett kiszáradni. Az 1995. évi áradások hatására az a biotóp alkalmassá vált a szúnyogok kifejlődésére. Nagyon érdekes, sőt nagyon értékes szúnyogfajokat figyeltünk meg itt (pl. *Culex territans*, *Culex hortensis*, *Culiseta ochroptera*). 1996-ban a késő őszi hónapokban a folyó fő medre vízszintjének jelentős megemelkedése következtében a szivárgó vizek megjelenését észleltük. Az 1995-1997 között végrehajtott mesterséges elárasztások (KRNO et al., 1999), valamint a főmeder jó hidrológiai viszonyainak eredményeként a vizsgált mindkét biotópot elárasztották a szivárgó vizek, ami főleg a tavasszal élő, preimaginális fejlődési stádiumban lévő szúnyogfajok, pl. *Aedes cantans*, *Aedes communis* és *Aedes leucomelas* előfordulásában is. Sajnos a mesterséges elárasztások kedvező hatását közömbösítette az ártéri erdő kivágása, ami a vizsgált térségekben teljesen tönkretette a biotópot.

Az időszakosan víz borította isztragai területeken 1991-1992-ben a káros szúnyogfajok jelentős mértékű növekedését figyeltük meg. A vízlépcső hatásának következtében 1993-ban nagymértékben lecsökkent a felszín alatti vizek szintje és ezzel kezdetét vette ennek a biotópnak az erős degradációja. Itt víz ( a szúnyogok preimaginális stádiumai nélkül) csak akkor fordul elő, ha a főmederben a megszokotthoz képest – mint pl. 1996-1997-ben - megemelkedik a víz szintje. Jelenleg a biotópot bokros növényzet és a fakitermelés hulladéka lepi el.

#### Az időszakos vízfelületek

A dunai Görbe dülőknél lévő monitorozott területeken 1991-ben egy erdei úton eső után visszamaradt tócsában az *Anopheles maculipennis* s.l. faj lárváinak viszonylag gazdag előfordulását állapítottuk meg (HALGOŠ, 1995). Az ilyen biotópban viszonylag ritkának

számít ennek a fajnak az előfordulása és ezt követően az időszakos tócsákban már nem állapították meg előfordulását. Az isztragai területen kiválasztott időszakos esővíz tócsa a csapadékvizektől függött. Június végén itt az *Aëdis vexans* faj lárváinak és bábjainak gazdag előfordulását figyelték meg. A következő években elsősorban a felszín alatti vizek szintjének csökkenése következtében az esővíz tócsák nagyon hamar kiszáradtak és nem voltak alkalmasak arra, hogy azokban végbemenjen a szúnyogok preimaginális stádiumú fejlődése.

### A Duna meder ichthyocönózusa

#### *Eupotamál (fő meder)*

A Bösi Vízlépcső üzembe helyezését követően a régi mederben jelentősen csökkent a vízhozam, lecsökkent a víz áramlási sebessége, a partvonal a meder közepe felé tolódott el, elsekélyesedett, illetve az isztragai térségben eliszaposodott a parti sáv, amelyről hiányzanak a halak számára szükséges természetes búvóhelyek. Ezek a változások kihatással voltak az ichthyocönózus relatív egyedszámának és fajdiverzitásának csökkenésére. A fajok spektruma az 1991-1992-ben fellelt 19-ről 1993-ban 7 fajra csökkent. Az elégtelen búvóhely és a partok eliszaposodása ezt eredményezte, hogy ezt a térséget nem a reofil, hanem az eurytop fajok keresik fel. Az elégtelen búvóhely és a parti sáv monoton jellege a faji diverzitás csökkenését idézte elő. Az 1993 után már elő nem fordulók közül 9 a reofil (*L. lota*, *G. baloni*, *B. barbatus*, *C. gobio*, *L. csphalus*, *L. idus*, *G. kessleri*, *G. albipinnatus*, *L. leuciscus*, *L. idus*, *B. barbatulus*), 8 pedig az eurytop (*A. alburnus*, *A. bjoerkna*, *C. auratus*, *C. caprio*, *E. lucius*, *S. lucioerca*, *P. fluviatilis* és *P. marmoratus*, ČERNÝ, 1999) fajok közé tartozott.

Eltűntek olyan kritikusan veszélyeztetett fajok, mint a vad *Cyprinus caprio* és a *Gobio kessleri*, a veszélyeztetett *Gymnocephalus baloni*, valamint a különös figyelmet igénylő *I-L. idus* és *L. lota*. Aggodalomra ad okot a *Chondostoma nasus* és a *Stidostedion lucioperca* fajok populációinak visszaszorulása is.

#### *Dunai mellékágak*

##### Parapotamál

A Bodajki kapunál található mellékág ichthyocönózisában kvantitatív változásokat, nevezetesen a gazdaságilag értékes fajok, különösen a ragadozók súlyának csökkenését figyelték meg. Ezt a Bösi Vízlépcső építésével összefüggő hidrológiai változásokon túlmenően főleg az illegális halászattal magyarázzák. A bodajki ágrendszer halállományát megtizedelő illegális lehalászás főleg 1992-ben, a mikor rendkívül alacsony volt a víz szintje, illetve amikor a folyó vizének az üzemvíz-csatornába való elterelése történt. A Bodajki kapunál monitorozott térség jellegének jelentősebb módosulását mérsékelte az üzemvíz-csatornából biztosított vízutánpótlás. Ebben a térségben első sorban a Duna fő medrének elzárás idején következett be a halak abundanciájának és fajdiverzitásának csökkenése (az 1990. évi 19-ről 1994-ben 8-ra csökkent a fajok száma), amikor a lecsökkent vízszint idején az ichthyocönózis túlnyomó része elvándorolt, a talajmélyedésekben visszamaradt halállományt pedig az orvhalászok fogták ki. A mellékágakban elhelyezett fenékgátak megakadályozták az ichthyofauna visszavándorlását a főmederből, de a mellékágaknak az üzemvíz-csatornából történő vízutánpótlásának beindulását követően a mellékágrendszerben megfigyelhető az ichthyofauna összetételének bizonyosfajta stabilizálódása (ČERNÝ, 1999).

##### Plesiopotamál

A Királyrét melletti mellékágat az 1981-1990 közötti években az ichthyocönózis magas abundanciája jellemezte. 1991-ben azonban megállapítást nyert, hogy a vízszint ingadozása a mellékágban csak jelentős késéssel követi a fő ág vízszintjének változásait. Ez a tény felgyorsította a mellékág feltöltődését és elöregedését. Ezt a folyamatot egyebek mellett nagyban felgyorsította az is, hogy a Bösi Vízlépcső üzembe helyezését követően a régi

mederben lényegesen lecsökkent a vízhozam. A megszűnt a mellékág főmederből való korábbi vízutánpótlása, sőt ellenkezőleg a főmeder részben drénhatást fejtett ki. A mellékágban annyira lecsökkent a víz szintje, hogy kiszáradtak a *Nuphar lutem*-mel és *Trapa natans*-szal benőtt sekély részei. A Királyrét melletti mellékágban ez az előregedési folyamat amiatt is gyorsabb lefolyású, mert a mellékág az év túlnyomó részében plesio-paleopotomál jellegű volt és a mi oldalunkon elterülő hullámtér legszélén található. Az említett tényezők, valamint a gazdaságilag értékes és ragadozó halak intenzív halászata ebben a mellékágban csökkentették az ichthyocönózis fajdiverzitását. Az állományban megnőtt az ökológiailag plasztikus, eurytop (*Rutilus rutilus*), az introdukált (*Lepomis gibbosus*) és expanzív (*Carassius gibelio*), s ugyanakkor csökkent azoknak a fajoknak a száma, amelyek a múltban recedens fajoknak számítottak ugyan, de 1992-ben feltehetően eltűntek ebből a mellékágból. A telepített (*Cyprinus caprio*), valamint a volgai fogas (*Sander volgense*) esetében ez minden bizonnyal a halászok részéről megnyilvánuló nyomás eredménye. A veszélyeztetett (*Gymnocephalus schraester*), valamint az értékes fajok (*Abramis sapa*) esetében ezt a helyzetet a mellékág és a hullámtér többi vízteste közötti kapcsolat hiánya idézi elő (ČERNÝ, 1999).

## 6. AZ EDDIGI INTÉZKEDÉSEK

A vízerőmű-rendszer tervezése idején az ártér rendezésére vonatkozó eredeti elképzelés az olyan felszín alatti vízszint biztosítása volt, mint amilyen az elterelés előtt (az 1985-1989. években) a Duna körülbelül  $1300 \text{ m}^3/\text{s}$  vízhozama mellett létezett. Az ilyen talajvízszint már képes lenne lejuttatni a nedvességet a ligetes erdők gyökérrendszeréhez. Ezen kívül az alapvető elképzelések közé tartozott az is, hogy a Duna mindkét oldalán található mellékág-rendszer olyan vízutánpótlást kapjon, amelynek eredményeként a fő mellékágakban állandóan átfolyjon a víz.

A magyar-oldali mellékágrendszer kiépítettsége már 1992 előtt 80%-os volt, és annak vízellátását a Dunakiliti Duzzasztómű vízkivételi mű biztosította volna. A vízelosztást úgy oldották meg, hogy a Duna régi medrével párhuzamos területen, a régi mellékágak felhasználásával kiépítettek egy csatornát, amely képes vízzel ellátni az összes mellékágat. A kellő vízszint-magasságot a csatornában és a mellékágakban elhelyezett fenékküszöbök és bukógáták biztosítják. Jelenleg a magyar oldal mellékágrendszer vízutánpótlását a Dunából biztosítják a Dunakilitinél létesített fenékküszöb által visszaduzzasztott víz, valamint a Duna medrének partján nyitott három nyílás segítségével, amelyek közvetlenül kapcsolódnak a Duna mellékágaihoz. A parti nyílások vízhozam-kapacitása a vízszint alapján a Dunakiliti Duzzasztómű segítségével szabályozott vízszinttől függően meghaladja a  $200 \text{ m}^3/\text{s}$ -értéket. Ennek általában kevesebb mint a felét veszik igénybe.

A Duna vize egy részének az üzemvíz-csatornába történt elvezetése után, a Dunacsún (Čuňovo) és Szap (Sap) közötti egykori hullámtér ökoszisztémái a funkcionális provizórium állapotában találhatóak, ami már az eredeti belföldi delta ökoszozológiai értékeinek megtartása szempontjából sem megfelelő. Itt a bióták adaptív változásának folyamata zajlik, amely fokozatos degradációjukhoz vezet (LISICKÝ et al., 1997). Ennek az állapotnak a helyrehozására irányuló erőfeszítések eddig csak a bal parti hullámtér vízszabályozására korlátozódtak, miközben ennek a lehetőségeit sem használták ki teljesen. A szimulált árvizek javítják az ökoszisztéma kondícióját, de nem pótolhatják a Duna-menti ligetes erdőkre és más társulásokra tipikus diszturbanciát, mert kisebb dinamikájukkal és hatékonyságukkal (a mederből kilépő vízhozam és az elárasztott terület nagysága), a víz minőségével (a durvaszemű uszadékokra kötődő tápanyagok egy része a dunacsúni tározóban marad), valamint a folyó és mellette található vizek hiányzó kapcsolatával (a víz a csatornából jön, nem a folyóból, a mellékágak nincsenek összekapcsolva a folyóval), jelentősen különböznek (LISICKÝ 2001). A Duna régi medrének rendezésére eddig javasolt vízgazdálkodási szabályozások csak a felszínalatti vizek szintjének emelésére, valamint a régi mederben a vízfelületeknek duzzasztás segítségével történő összekapcsolására vonatkoznak, de nem foglalkoznak a Duna önszabályozó tevékenységeinek megújításával. A hidrobiológiai tipológia alapján azonban a fő folyómeder (eupotamál) mellékággá változott (parapatomál). A vízszint emelésével a kis vízhozamok idején az eddig tartó lotikus rendszer gyakorlatilag lenitikus rendszerré változott. A régi meder eltorlaszolása és duzzasztása ezért ökoszozolikus szempontból a mellékágak egymással történő összekapcsolása szempontjából átmeneti stádiumként megengedhető mindaddig, amíg az eredeti mellékágrendszer gerincágain működőképes állapotba nem kerül az eupotomál.

### 6.1 VÍZKIVÉTELI MŰTÁRGY ÉS A MESTERSÉGES ÁRVIZEK

Szlovák oldalon 1993 májusában üzembe helyezték az önálló független hullámtéri vízutánpótlását biztosító rendszert. A vízkivételi mű a doborgazi üzemvíz-csatornából

vételezi a vizet, és látja el a Duna mellékágait. Terv szerinti vízkivételi kapacitása  $234 \text{ m}^3/\text{s}$ : A hullámteret és a mellékágrendszer látja el vízzel, valamint lehetővé teszi a vízszinteknek és a vízhozamoknak az erdőgazdálkodás igényei és az ökológiai szempontok szerinti szimulálását, az áradások utánzását a mellékágaknak a szerves üledékétől és más hasonlóktól való megtisztítása céljából. A hullámtérben a víz áramlását és a vízszintet vizesések, átereszek és sekély bukógátak segítségével szabályozzák (2.1. ábra).

Ezzel a mellékágakban 7 lépcsőzetesen szabályozható vízszintű részterület jött létre. A zuhatagos bukógátak közötti vízszintkülönbség alacsony vízhozamoknál 0,6-tól 1,2 m-ig terjed, magasabb vízállásoknál ez a különbség csökken. A szimulált áradások során az egyes szekciók területének 60 -70%-át lehet elárasztani. A szekciókat különböző módon, esetleg közösen lehet elárasztani, némelyeket nem kell, másokat el lehet árasztani. A hullámtérben a zuhatagos bukógátak a Dunára merőlegesen helyezkednek el és mind a hét szekciót az eredeti bal parti árvízvédelmi töltés, a Duna felől pedig a megemelt mederpart határolja le. Ezek a zuhatagok a terepen nem feltűnőek, és azokat általában a megerősített erdei utak alkotják. A hullámtérben az első mesterséges elárasztásra 1995. július 19. és augusztus 18. között került sor. A hidrológiai analízis igazolta, hogy nagysága és időtartama megfelelt az elterelés előtti  $3000 - 4500 \text{ m}^3/\text{s}$  Duna vízhozamának

A megoldás fő célja az volt, hogy biztosított legyen a hullámtérben az állandó vízhozam a fő mellékágakban, megemeljék a felszín alatti vizek szintjét, növelni a talajnedvességet, valamint biztosítani az árvizek szimulálását. Ezt a célt szolgálja a doborgazi (Dobrohohoš') vízkivételi mű is. Az utánpótlást szolgáló állandó vízhozamot (minimálisan)  $20 - 30 \text{ m}^3/\text{s}$  mennyiségben képzelték el. Ezen kívül a hullámtér egyes szekcióit hallépcsők segítségével, vagy közvetlenül tervezték összekapcsolni a Duna régi medrével, attól függően, hogy a Duna régi medrének vízszintje milyen módon került volna szabályozásra. A szekciókat közvetlenül, esetleg hallépcsők segítségével tervezték összekapcsolni. A feltételezett áradások száma évente 2 - 5 lett volna. Összel tervezték a mellékágrendszer fő ágainak átmosását is. A szimulációk azonban eddig más gyakorisággal szerint történtek (6.1. ábra). A meglévő állapotot és a meglévő berendezéseket műszaki szempontból tovább lehet tökéletesíteni jobban ki lehet használni, esetleg újakat lehet építeni, például bukógátakat, hallépcsőket, a mellékágaknak a Duna régi medrével való összekapcsolását, a mellékágak vízfolyásának átírányítását, stb. Néhány intézkedést a magyar féllel való megállapodás után lehet megvalósítani.

A folyóágrendszer területére biztosított a víz állandó bevezetése, amely a vízkivételi mű kapacitásán belül szabályozható. A teljes kapacitás eddig gyakorlatilag nincs kihasználva, a legnagyobb kipróbált vízhozam-kapacitás  $140 \text{ m}^3/\text{s}$ -ig volt. Az elterelés előtti állapothoz képest lényegesen megnőtt a vízzel állandóan elárasztott terület nagysága és a vízszint magassága, jelentősen javult a mellékágrendszer vízminősége, amely az megfelel a dunai víz minőségének. A terület nagy részén megemelkedett a felszín alatti víz szintje és a talajnedvesség is. A mellékágak a hatvanas évekre, a dunai folyópartok megerősítése és a mellékágak lezárása előtti állapotokra emlékeztetnek. A partok megerősítése akkor megváltoztatta a folyó természetes kapcsolatát az ártérrel. Ma itt nagyon változatos az áramlás, a különböző helyeken letérő a víz sebessége és mélysége, az  $1 \text{ m/s}$ -tól a plesiopatomál típusú régi mellékágak állóvízéig, amelyeket most a felszín alatti vizek töltenek fel. Megszűnt az elterelés előtt ismert anaerób (oxigén nélküli) típusú rothadás kialakulásának veszélye, valamint a mellékágaknak a halak pusztulásával kísért kiszáradása. Az átlag feletti eutrofizáció a holt ágakban fordulhat elő, de az csak az eredeti természetes mértékek között fog mozogni. A vízszabályozás különböző szempontok szerint alakítható, a hullámtérnek

azonban teljesítenie kell az alapfunkcióját, azaz az árvízvédelmet, ami viszonyt összhangban áll azzal a céllal, hogy ökológiai szempontból minél jobban közelítsünk a természetes állapotokhoz, pl. a létező fő mellékágak segítségével elő kell segíteni az új folyami eupotamál kialakulását.

A Duna régi medrében tervezett intézkedések elmaradásával (a vízszint-magasságnak az elterelés előtti  $1.300 \text{ m}^3/\text{s}$  vízhozamnak megfelelő emelése elmaradásával) még inkább feltűnővé vált az, hogy megszakadt a Duna és a mellékágai közötti kapcsolat, és a régi Duna meder parti övezetében, főleg a Görbedülők (Dunajské kriviny) és az Isztraga (Istragov) területén tovább csökkent a felszín alatti vizek, valamint a mellékágak vízszintje, annak minden negatív következménnyel együtt.

## 6.2. A DUNAKILITI TÉRSÉGÉBEN LÉTESÍTETT FENÉKKÜSZÖB

A „Megállapodás 1995” (AGREEMENT 1995, JOINT ANNUAL REPORT 1996, 1996 és más, REPORT ON THE ACTIVITY, 1995) alapján megvalósított intézkedések az alábbi felszíni vízszabályozást biztosították:

- A régi Duna medrének 1843. fkm-én, Dunakilitinél fenékküszöb épült.
- A mosoni Duna-ágában megnőtt a vízhozam és az egész évben folyamatosan biztosított. A vizet a Duna Mosoni-, Zátonyi- és más magyaroldali mellékágakba kerül elosztásra.
- A magyar ártéri mellékágrendszer folyamatosan és elégséges vízellátásban részesül. A vízszint és a vízhozam szabályozása a Dunakiliti Duzzasztómű segítségével és a magyar mellékágrendszerben történik.
- A Dunában a dunakiliti fenékküszöb és a dunacsúnyi tározó közötti szakaszon megemelkedett a vízszint.
- Ezeknek az intézkedéseknek a nyomán régi meder jobb partján, Dunakiliti felett megemelkedett a felszín alatti vizek szintje is.
- A Bösi Vízerőmű üzembe helyezése után a szlovák vízgazdálkodási szervek a vízkivételi művön keresztül a  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  vízhozamot engedtek át a Mosoni Dunába a szivárgó-csatornába. A Szlovákia és Magyarország között előzőleg megkötött megállapodásnak megfelelően 1994 októberétől a kivett vízmennyiség  $40 \text{ m}^3/\text{s}$ -re növekedett (JOINT ANNUAL REPORT 1995, 1996 és más, REPORT ON THE ACTIVITY, 1995).
- A szlovák-magyar közös megállapodás alapján kiépített fenékküszöb a Dunakilitinél felépített duzzasztóval szemben fekszik.
- 1995 június 23 óta a dunakiliti fenékküszöb és duzzasztómű által megemelt dunai vízszint lehetővé tette  $40$  és  $130 \text{ m}^3/\text{s}$  közötti vízmennyiséget folyamatos áteresztését a magyaroldali hullámtér mellékágaiba. A hullámtér fő mellékágában víz szintje átlagosan  $1 \text{ m}$ -rel emelkedett, így néhány mellékág, amelyek ezelőtt szárazak voltak (nem a vízerőmű építése, hanem a hosszú távú mederelfajulás miatt) újra vízellátás kapott ((JOINT ANNUAL REPORT 1995, 1996 és más, REPORT ON THE ACTIVITY, 1995). A fenékküszöb fölötti fő- és mellékágak a folyó parti nyílásain keresztül ismét közvetlen kapcsolatba kerültek a Dunával. A vízszint a gát fölött  $123 \text{ mbf}$  feletti magasságban van és azt a Dunakiliti Duzzasztómű szabályozza.
- A víz minőségének rendszeres ellenőrzése már a Duna elterelése előtt több éven keresztül folyamatos volt (JOINT ANNUAL REPORT 1995, 1996 és más, REPORT ON THE ACTIVITY, 1995 NATIONAL ANNUAL REPORT, 1995). A Duna vizének több éves ellenőrzése főleg az organikus anyagok komponensei, a növényi

nutriensek, a nitrogén és foszfor tekintetében javulást mutat (JOINT ANNUAL REPORT 1995).

- A Mosonyi Duna-ágban a víz minősége több tényezőtől függ. A magyar jelentés alapján ezek közül a Lajta, a Rábca és Rába mellékfolyók vízminősége a legfontosabb (REPORT ON THE ACTIVITY, 1995). A Mosoni Duna-ágban, főleg annak felső szakaszán jelentősen javult a víz minősége és az megközelíti a Duna vízének minőségét. A múltban, a Mosoni Duna-ág kifolyásánál létesített vízkivételi mű kiépítését megelőzően a Mosoni Duna-ágban pangott a víz, a hullámtérben található mellékágakban egyáltalán nem volt, vagy csak állóvíz volt. A Mosoni Duna-ág az év nagyobb részében el volt vágva a Dunától, és az nem kapott vízutánpótlást a Duna fő medréből.

A „Megállapodás 1995” alapján megvalósult intézkedések érezhető hatásai által érintett terület minimum a Dunához legközelebb eső mellékágak térségtől egészen a Mosoni Duna-áig terjedő területben, illetve a Dunacsúntól (Čučovo) folyásirányban a Mosoni Duna-ágnak Gönyűnél a Duna fő medrére való betorkolásáig terjed. Valójában a hatás a Dunától a Mosoni Duna-ágnál túlra terjed, mert a Mosoni-Duna vízszintje - főleg alacsony vízálláskor - a lényegesen magasabb vízhozamok következtében emelkedett meg. Szlovák oldalon ezek a hatások kicsik, általában nem is mérhetőek, s csak Dunacsúny alatt a Duna, valamint a víztározó közötti, a Dunacsún (Čučovo) és Dunakiliti közötti folyószakasz jobb parti területén fordulnak elő. A „Megállapodás 1995” intézkedéseinek hatásai általában a teljes magyar ártér és az egész Szigetköz területén jelentkeznek.

A magyar adatok alapján arra a következtetésre lehet jutni, hogy a Szigetköz teljes területén - a mellékágrendszerrel a Mosoni Duna-áig - a „Megállapodás 1995” feltételezése szerinti intézkedések megvalósításának eredményeként megemelkedett a felszín alatti víz szintje. Az intézkedések megvalósítását követően magasabb a felszín alatti víz szintje, mint amilyen az 1991-ben a Duna alacsony vízhozama során, és általában magasabb, mint az elterelés előtti hasonló vízhozamok során volt. Ez azt jelenti, hogy a Szigetközben a felszín alatti vizek szintje a megállapodott intézkedések megvalósítása után a terület nagyobb részén magasabb, mint amilyen az elterelést megelőzően az átlagos vízhozamok során volt.

### 6.3 A „MEGÁLLAPODÁS 1995” SZERINT MEGVALÓSÍTOTT INTÉZKEDÉSEK HATÁSA A TERMÉSZETI KÖRNYEZETRE

A „Megállapodás 1995” szerint megvalósított intézkedések hatása a természeti környezetre a felszíni és felszín alatti vizek közvetítésével érvényesül. Az elterelés előtti hosszú távú fejlődés a Duna jobb partján, a Dunában és a felszín alatti vizek esetében is általános vízszint-csökkenéssel járt. A felszín alatti vizek szintje a megvalósított intézkedéseket követően megemelkedett, és az elterelés előtti állapottal összehasonlítva is megemelkedett, s ezt az intézkedések kedvező eredményeként kellene értelmezni. A mellékágakba áteresztett állandó vízhozam, a felszín alatti vizek szintjének emelkedése, a talajnedvesség növekedése a magyar hullámtér teljes területén és a Szigetközben az előző állapotokkal összehasonlítva, a vízfelület és a folyópartok hosszának növekedésével együtt visszaállítja a flóra és fauna nedvesség szerető fajai számára kedvező feltételeket. A felszín alatti vizek szintjének emelkedése javítja a szigetközi mezőgazdaság, főleg a mélyebben gyökerező növények (pl. kukorica) termesztésének a lehetőségeit.

### 6.4 A „MEGÁLLAPODÁS 1995” SZERINT MEGVALÓSÍTOTT INTÉZKEDÉSEK KIÉRTÉKELÉSE



A „Megállapodás 1995” szerint elvégzett intézkedések teljesítették a feltételezett elvárásokat és magyar oldalon, valamint a Szigetköz mezőgazdasági területein javították a felszíni és felszín alatti vizek mozgását, a Duna elterelése előtti, vagy még jobb állapotra állították vissza a felszín alatti vizek mozgását, mint amilyenben az eredetileg volt, vagy mint amilyenné az a működő vízi erőmű nélkül alakult volna. A Mosoni-Duna és a magyar hullámtér mellékágrendszerének állandó vízhozama megfelel annak az állapotnak, amelyik akkor lenne, ha a dunai víz viszonylag nagy része a dunai mellékágakon folya át. A magyar ártéri területeken a felszíni és felszín alatti vizeket a Dunakiliti Duzzasztómúval és a mellékágrendszerben rendelkezésre álló más lehetőségek segítségével lehet szabályozni.

A közös monitoring fontos információt ad a tározóban zajló öntisztító folyamatokról. Ezeknek pozitív hatása van a Duna vizének minőségére. Ez a Bős alatti Duna szakaszon, és lejjebb, a magyar területen nyilvánvaló. A tározónak ilyen pozitív hatása van a felszín alatti vízre, mert a Duna itt nem egy az erősen megerősített partok közötti víztest, mint amilyen a múltban volt, ráadásul rövid a víz tartózkodási ideje is. A tározó és a sekély területeken és a partmenti vízi vegetáció változatossága, beleértve az átfolyó mellékágakat is, a víz öntisztító folyamatait segíti.

Jogos az a feltételezés, hogy a régi Duna-mederben bukógátakkal és más, a vízszint emelésére vonatkozó más hasonló tervezett, vagy a dunakiliti fenékküszöbnél jobban kialakított elgondolások megvalósítása - főleg a Duna melletti partmenti sávban - lényegesen javítaná a vízjárást és jelentősen csökkentené a régi meder drénhatását.

## 6.5 TOVÁBBI CÉLSZERŰ INTÉZKEDÉSEK

Minden arra irányuló igyekezet, valamint sok megvalósult intézkedés ellenére, hogy a Duna árterében kedvező vízjárást és nedvességi állapotokat biztosítsanak, a természeti környezet monitoringja hiányosságokat tár fel, illetve arra figyelmeztet, hogy jobban ki kellene használni a vízszabályozás nyújtotta lehetőségeket, továbbá feltár néhány olyan hiányosságot, amelyek az utóbbi időben keletkeztek.

Ezen a helyen a vízszabályozás alapvető hiányosságait mutatjuk be, amelyeket a soron következő lépések során fokozatosan meg kell oldani. Elsősorban az alábbiakról van szó:

- meg kell határozni az árvízvédelmi intézkedéseket, ki kell jelölni a legelőket és kaszálókat, az azokon folytatott gazdálkodási módokat,
- meg kell határozni a régi Duna-medernek az árvizek levezetéséhez, esetleg más felhasználáshoz, pl. sporthajózáshoz szükséges rendezésének és fenntartásának a módját,
- a Duna és mellékágrendszerének több helyen való összekapcsolása,
- a vízszint olyan ingadozásának biztosítása a Duna régi medrében és a mellékágrendszerben, amely megfelel a Duna pozsonyi vízhozamának, elősegítve ezzel a felszín alatti vizek szintjének nagyobb ingadozását,
- biztosítani kell az árvizek természetes, a Duna árvízi vízhozamaihoz kapcsolódó szimulálását,
- elő kell segíteni, hogy a mellékágak a hullámtérben legalább részlegesen meanderezzenek,
- a régi Duna-meder vízszintjének, és ezzel együtt a folyó partmenti övezetében a felszín alatti vizek szintjének emelése,

- a felszín alatti vizek természetéhez közeli módon történő rendezése, a felszín alatti vizek lesüllyedt szintjeinek emelése, első sorban a Görbe-dűllők (Dunajské Kriviny), Isztraga (Istragov), esetleg a térség felső részén (A és C vonal), valamint a mellékágrendszer és a régi Duna-meder torkolata térségében, a Királyrét (Kráľovská lúka), esetleg más térségekben,
- biztosítani kell a jobb kapcsolatot és az élőlények migrációját a kaszkád-vonalakon keresztül (hallépcsők létesítése, közvetlen kapcsolat kialakítása),
- a bio-korridorok meghatározása, főleg a mellékágak partvonala mentén, a bioközpontok megújítása, valamint a produktív erdőterületek meghatározása,
- a hullámtér turisztikailag és más módon hasznosított területeinek meghatározása,
- a jobboldali szivárgó-csatorna vízszint-szabályozásával összefüggő követelmények meghatározása,
- az árterület felszíni és felszín alatti vízszintjével összefüggő követelmények meghatározása,
- további, esetleg a hullámtéren kívül elvégzendő intézkedések megfogalmazása.

Elsősorban a hullámtérnek az árvízvédelmi és az árvizek levezetésére történő felhasználásával kell foglalkozni. A hullámtér ökológiai szempontból úgy kell meghatározni, hogy annak a természetéhez közeli és teljesen funkcionális jellege legyen (pl. a legelőket és a kaszálókat úgy kell elhelyezni, hogy segítsék az árvízvédelmi intézkedéseket). Nyilvánvaló, hogy a máig meg nem valósult intézkedések és a jelenlegi vízszabályozás az oka annak, hogy nem teljesülnek a projekttel szemben támasztott eredeti elvárások (pl. a Duna vízszintje, az isztragai vízszabályozás). Egyes megvalósult intézkedések nem teljesítik azt a célkitűzést, amelyeket azoknak eredetileg szántak (pl. vízutánpótlás a Görberétek/Dunajské Kriviny számára). Más megvalósított intézkedések csak részben érték el a céljukat, illetve azokat nem használják ki optimálisan (pl. a mellékágrendszer és a felszín alatti vizek vízszintingadozása). A természetes környezet monitoringjával összefüggésben megjelentek a szabályozás javításával (pl. a nedvességi viszonyok) összefüggő további követelmények, illetve újabb követelmények fogalmazódtak meg (főleg a terület társadalmi hasznosításával összefüggő igényeinek változása miatt).

Ezek azok az okok, amiért szükség van a foganatosításra javasolt intézkedések különböző forgatókönyveinek kidolgozására. Módszertani szempontból a forgatókönyvek összehasonlításával, az azokban szereplő projektek finomításával, ezek közül a forgatókönyvek közül ki lehet választani azt, vagy annak az olyan elemeit, amelyek több szempontból és a különböző prioritások alapján a legalkalmasabbnak tűnnek. Az új javaslatok megfogalmazására első sorban azért van szükség, mert azon túl, hogy nem teljesültek az eredeti célok (pl. a Duna vízszintjének emelése), a természeti környezet monitorozása kezdi betölteni azt a feladatát, hogy segítségével alaposabb ismeretekre teszünk szert a szóban forgó térségről, annak biotópjairól, hogy új ismeretek állnak a rendelkezésünkre, hogy most már jobban és a terepen konkrétan tudjuk, mi az, amit a természeti szempontok alapján el kell érünk. Ugyanakkor e célok megvalósításához rendelkezésünkre állnak a megfelelő létesítmények is (ezek kihasználásának a javítása), az esetleg szükséges további létesítményeket fokozatosan és nagyobb ráfordítások nélkül lehet megvalósítani.

E tanulmány eredményének nem egy projekt, vagy kész felvetések megfogalmazásának kell lennie. Az eredményeket azok a javaslatok fogják képezni, amelyek leírják, hogy oldhatóak meg a gyakran különböző szempontokból feltett kérdések (árvízvédelem – tulajdon – természeti környezet – rekreáció – gazdaság), mert biztosan nem csak kompromisszumos, de olyan megoldások is léteznek, melyek szimbiózist is kifejeznek olyan a szempontok között,

mint pl. a hullámtér funkciója és a hullámtér természet közeli állapot kialakításának célja. Ebben az esetben biztosan léteznek, vagy létezhetnek pl. olyan réti biotópok, amelyek közül néhány ökoszozológikus értékük alapján védett lesz, míg másokat legelőként lehet használni, pl. ismeretterjesztési, vagy turisztikai célokból.

## 6.6. AZ OPTIMALIZÁLÁS CÉLJA

Az optimalizálásra és a menedzsmentre vonatkozó javaslatok célja **az ökoszisztémák integritásának megújítása** az eredeti árvízvédelmi gátak közötti az árterületen (a hullámtérben). Ennek keretében a **meghatározó ökológiai folyamatok** segítségére kell összpontosítani. Nem a minél több faj optimális élő környezetének biztosítása a fő cél, hanem a **természetes biodiverzitás megőrzése, a változások amplitúdójának és frekvenciájának fenntartása (dinamikus egyensúly), valamint a reparációs és regenerációs folyamatok megőrzése.**

Az optimalizálás a **természetes (nem az eredeti) állapothoz való visszatérést kell eredményeznie**, azaz az **ökológiai törvényszerűségek természetes érvényesítéséhez és az egész ökoszisztéma, mint az azonális rendszerek komplexuma - önszabályozásához** szükséges feltételek kialakításához kell vezetnie. Amennyiben az olyan szárazföldi deltára vonatkozó elképzelésekből indulunk ki, melyet az akvatikustól (eupotamáltól a pesiopotamálig) a szemiakvatikus-litorális és a nedvességi gradiens által meghatározott teresztikus társulások katénája alkot, az ennek megfelelő felszín alatti vízzinttel és az árvizek formájában jelentkező ciklikus diszturbanciákkal, akkor a **cél egy olyan állapot elérése lehet, amelyben a mesterségesen kialakított feltételeket követően megvalósulhat az önszabályozó működés, valamint bizonyos az értelemben azoknak a társulásoknak a másodlagos szukcessziója, amelyek a különböző beavatkozások miatt eltávolodtak a természetes állapottól.** Nyilvánvaló, hogy egy ilyen fejlődés következtében előfordulhat a létező társulások változása és megszűnése is. A feltételeket azonban úgy kellene meghatározni, hogy a természetes szukcesszióval (az első időszakban az ökoszisztémák fejlődésének irányításával) ezek a megszűnő társulások megfelelő más helyen újra kialakuljanak. Ennek az elképzelésnek a következetes megvalósítása során **el kell fogadnunk a nedvességi gradiens szárazabb területéről származó társulások kialakulását is** (keményfafélékből összetevődő ártéri erdő, dunai erdős sztyepp), amelyek ebben a térségben a hullámtér drénezett területén kezdenek kialakulni.

A társulások potenciális állapotát azonban nem szabad statikus állapotként felfogni, hanem azt a két idealizált természetes állapot (az ismétlődő erős diszturbanciákkal szélsőségesen nedves, és relatíve szárazabb stabilabb) közötti dinamikus oszcillációnak kell tekinteni. Ez a potenciális állapot ugyanakkor nem tekinthető az adott konkrét hely megváltoztathatatlan jellemzőjének, hanem csak olyan határoknak, amelyet a társulások konkrét állapota hosszútávon nem lépne át. Ez azt jelenti, hogy **a rendszer nem csak időben, de térben is változhat.**

**Ez az állapot nem jelenti automatikusan valamennyi, az itt jelenleg előforduló faj és a jelenleg fajdiverzitás teljes fennmaradását. Ezt a diverzitást jelenleg - ugyanis tágabb ökológiai toleranciával nézve - egy sor, ökológiailag inváziós faj is alkotja, amelyek másodlagos behatolását a megváltozott feltételek tették lehetővé. Az inváziós növényfajoknak az addig történő visszaszorítása érdekében, amíg ezt a feladatot az önszabályozás át nem veszi, szükség van a megvalósuló renaturáció irányítása. Az ilyen irányításhoz fontos a célirányosan végzett monitoring, az elemzés módszertana, valamint a megfelelő irányítási eszközök.**

## 7. A JÖVŐBENI MEGOLDÁSOK FORGATÓKÖNYVEI

### 7.1. AZ ÁRTERÜLETEN ELVÉGZENDŐ MŰSZAKI MEGOLDÁSOK KIINDULÓ PONTJAI A FAUNA SZEMPONTJÁBÓL

A Duna német szakaszának (TITTIZER et al., 1995), valamint a szlovák-magyar szakasz egy részének szabályozása következtében a folyóban jelentősen lecsökkent a víz áramlási sebessége. Ennek következtében a Dunából először a *Hydropsyche contubernalis*, később a *Brachycentrus subnubilus* reofil filtrátor pusztult ki. Hasonló folyamatot ír le a Duna osztrák szakaszán HUMPESCH (1996). A víz áramlási sebességének a csökkenése következtében megemelkedett a hordalékok kiülepedése (szerves összetevőivel együtt), a vízoszlop áttetszőbb lett, és megnőtt a hidrobionták elsődleges produkciója. A szlovák-magyar folyószakasz régi medrében hasonló folyamatokat ír le BERCZIK (1998). A kisebb vízhozamoknál az időszakos (temporális) faunából a mi feltételeink között is kivész a *Hydropsyche* család, és ha a magas vízhozamoknál újra meg is jelennek (KRNO 2001), azokat akkor sem a tipikus dunai formák – *H. contubernalis* a *H. bulgaroromanum* - képviselik, hanem a *H. ingocnita* faj. A Duna osztrák szakaszának ártéri területein és belföldi deltájában a vízhálózat hidrológiai kapcsolódásának három alapvető stádiumát írták le (TOCKNER, et al., 1999). Az első a diszkontinuitási fázis (paleopotamál – plesiopotamál), amelyekben az ökoszisztémák biológiai irányítás alatt állnak. A második fázis az időszakos kontinuitás (parapotamál), amikor a mellékágakba intenzív a tápanyagok importja, ami a jelentősen megnöveli az elsődleges fitoplankton termelést. Az utolsó fázis a teljes kontinuitás (eupotamál), amelyet transzport fázisként jellemeznek, amikor az ökoszisztéma és a vízrendszer teljesen hidrológiai irányítás alatt áll. Ausztriában a Dunán most zajlik a dunai ökoszisztéma kapcsolatának javítását célzó projekt megvalósítása, amely ez a produktivitás emelését az egyensúlyt a retenciót, valamint a tápanyagok és a szerves anyagok exportja közötti fenntartásával kívánja elérni. WARD (1997) arra figyelmeztet, hogy az olyan hullámtérben, ahol a folyó fő ága és a mellékágak között széleskörű kapcsolatok léteznek, első sorban a halak és makrozoobentoszok (főleg a temporális epifauna) dominálnak. Ezzel szemben az olyan hullámtérben, ahol alacsony szintű ez a kapcsolat, a makrofitok és a kételtűek dominálnak. Az átmeneti típusú hullámtérben a szitakötők dominálnak.

gyermekvíz  
csapadék.

A folyóágaknak a hullámtérben létező kapcsolatai a vizek, a források és organizmusok cseréjét teszik lehetővé (WARD, STANFORD, 1995) a folyó fő medre és a hullámtéri mellékágak között. Pontosán a magas szintű tér- és időbeli homogenitás, a víztestek magas fokú összeköttetése teszi lehetővé a vízi organizmusok, valamint a veszélyeztetett hidrobionták magas fajgazdagságát a folyók hullámtérében (WARD, et al., 1999) és fordítva. Ez egyértelműen megmutatkozott a Duna osztrák szakaszán. A hullámtérben található ökoszisztéma (WARD, STANFORD, 1995) jelentős mértékben függ az áradások kinetikus energiájától, amelyek fenntartják ezt a kölcsönös kapcsolatot. Az áradások intenzitása és frekvenciája befolyásolja a hullámtér vízi és szárazföldi környezete között „a ripál és a litorál mozgását”, és ez az oka e terület magas biodiverzitásának és produkciójának, mert a száraz és a nedves fázis közötti állandó változások jelentősen felgyorsítják a szerves anyagok bomlását és szállítását. Az ebben a környezetben található gazdag élelmiszerforrásokat a száraz fázisban a szárazföldi organizmusok, a vizes fázisban pedig a hidrobionták hasznosítják. A változatos vízi biotópok közötti magas fokú ökológiai kapcsolat a hullámtérben lehetővé teszi (WARD, 1997), hogy ezek a szervezetek élelmiszerszerzési és szaporodási célból elvándoroljanak, lehetővé teszi továbbá a hidrobionták élőhelyül szolgáló bentál és hiporeál

közötti migrációt, a szerves anyagok cseréjét a vízi és szárazföldi környezet között, valamint a szárazföldi organizmusok migrációját. A nem migráló organizmusok többsége a vízi fázist nyugalmi stádiumban éli túl. Az áradások ingadozásától függő hidrobionták az alacsony vízállású időszakban a fő medret menedékhelyként (refugium) használják, fejlődésük gyakran szinkronban van a vízhozamok alakulásával. A mozgó ripál, illetve litorál a hidrobionták korai stádiuma számára jelent megfelelő környezetet: kis vízmélység, makrofitok, magasabb vízhőmérséklet, ami lehetővé teszi a nagyragadozók előli menekülésüket is. Hasonló, a szárazföldi ragadozókkal szembeni védelmi funkciót lát el a szárazföldi vegetáció is. A nedves fázis végeztével a hidrobionták visszatérnek a fő mederbe és ezzel megmenekülnek a téli időszakban esetleges előforduló anoxiától. A hullámtérben található folyóágak a lotikus és a lentikus biotópok széles skáláját képviselik, amelyek esetében jelen vannak, vagy hiányoznak a szerves, vagy ásványi szubsztrátumok, a makrofitok, amelyeket különböző áramlások és hőmérsékleti viszonyok jellemeznek. Az eupotamál rendelkezik a legmagasabb fokú, a paleopotamál pedig a legalacsonyabb fokú összeköttetéssel a folyómederrel, és a szukcesszió ebben az utóbbi környezetben közelít legjobban a szárazföldi környezet biotópjához. A hullámtérben található, a felszín alatti vizek által táplált patakok nyáron hűtötték, télen pedig melegítették a környező területet. Ez a hőmérséklet-gradiens a felszín alatti vizek által táplált parapotamálban is jelentkezik. Mindez ebben a térségben a tér-idő heterogenitását idézi elő. A szárazföldi környezetből allochton törmelék kerül a vízbe, amely fontos élelmiszerforrást jelent a hidrobionták számára. A víz alá került fa a hidrobionták számára fontos környezetet jelent (BENKE et al., 1985).

Az olyan emberi beavatkozások nagy része (WARD, 1998), mint a folyók szabályozása és a meder kotrása, csökkentik a magasabb biodiverzitást és termelést támogató természetes tér-idő heterogenitást, de negatívan befolyásolják az ökoszisztéma ökológiai integritását. A folyók ökológiai menedzsméntjének alapelve az environmentális változók természetes szintjei ingadozásának a megóvása, illetve azon alapszik, hogy megújuljanak a különböző ökológiai rendszerek közötti kapcsolatok dinamikus interakciói. A folyók, mint ökoszisztémák holisztikus menedzsméntje szintén igényli az átmeneti zónák kialakítását és a köztük lévő funkcionális összeköttetés megteremtését.

A vízhozamok szabályozása (WARD, STANFORD, 1995) csökkenti az áradások magasságát és gyakoriságát, valamint a hullámtéren belüli mederváltozást. Erősíti a meder stabilitását, lerövidíti az üledékek szállítási távolságát, lecsökkenti az elárasztott területek nagyságát, az ezek közötti kölcsönös összeköttetését és kiszáradást okoz. Negatívan befolyásolja az ártéri erdőket és az eutrofizációval gyorsítja a paleopotamál az autogenetikus szukcesszióját, a kiülepedéssel pedig a plesiopotamál alogenetikus szukcesszióját. Mind a két szukcesszió a szárazföldi biotópok felé halad. Ezek a folyamatok nagyon negatívan befolyásolták a temporális epifauna biodiverzitását a Duna Pozsony és Bős közötti szakaszának hullámtérében.

A hullámtéri vízszabályozás változásával kapcsolatos követelményekkel összefüggésben röviden meg kell említeni a halak reprodukciójának sajátosságairól is (HOLČÍK 2001 és 2003). A környezet típusát figyelembe véve olyan fajok vannak, melyek nem ívnak a kimondottan folyó vízben (pl. *Acipenser ruthenus*, *Chondrostoma nasus*, *Vimba vimba*), mások elsősorban állóvízben ívnak (pl. *Carassius carassius*, *Tinca tinca*, *Leucaspis delineatus*). Vannak olyan fajok, amelyek folyó és álló vízben is ívnak (pl. *Leuciscus idus*, *Abramis bjoerkna*, *Esox lucius*, *Gymnocephalus cernuus*). Tekintettel arra, hogy a hullámtérben (az elárasztott területen és a mellékágakban) magasabb a víz hőmérséklete, mint

a fő folyóágban, az áradások során zajlik a halak ívása. A tavaszi áradás idején két fajcsoport ívik. Az első ívik korábban, a másik utána.

Az ezekben a csoportokba tartozó fajok (időrendi sorrendben vannak felsorolva):

- 1.csoport (ívásra a 6 – 10 °C víz hőmérséklet a legoptimálisabb): *Esox lucius*, *Leusciscus leusciscus*, *Gymnocephalus cernuus*, *G. baloni*, *G. schraetser*, *Aspius aspius*;
- 2.csoport (ívásra a 10 – 14 °C víz hőmérséklet a legoptimálisab): *Zingel zingel*, *Zingel streber*, *Chondostroma nasus*, *Abramis ballerus*, *Rutilus pigus*, *Abramis sapa*, *Sander volgensis*.

A nyári áradások idején ívó fajok (ívására a 11 – 23 °C víz hőmérséklet a legoptimálisabb) folyamatos időrendet mutatnak ebben a sorrendben: *Rutilus rutilus*, *Perca fluviatilis*, *Acipenser ruthenus*, *Stizostedion lucioperca*, *Leusciscus cephalus*, *Barbus barbus*, *Vimba vimba*, *Abramis brama*, *Pelecus cultratus*, *Abramis bjorknea*, *Alburnus alburnus*, *Carassius gibelio*, *Cyprinus carpio*, *Silurus glanis*.

Az összes említett faj ívási ideje átfedi egymást és az ívás kezdetének és végének hőmérsékleti tartománya a tavasszal ívó fajok esetében 4 és 19 °C víz hőmérséklet között, a nyáron ívó fajok esetében pedig 5 – 24 °C víz hőmérséklet között van. A helyzetet az tény bonyolítja, hogy bizonyos fajok több adagban adják le az ikrájukat, s emiatt az ívási időszakuk nagyon hosszú (pl. a *Carassius gibelio* április végétől július elejéig tart), míg más, egyszerre ívó fajok nagy hőmérséklet tartományon belül ívnak (pl. néhány koncér populáció képes már 5 °C, mások 19 °C-nál képesek ívni).

Még bonyolultabb a helyzet az ívási szubsztrátummal és az utódok gondozásával. Ezzel kapcsolatban hangsúlyozni szükséges, hogy néhány faj, pl. *Cyprinus carpio*, *Esox lucius*, *Leusciscus delineatus*, *Tinca tinca* kizárólag a növényi szubsztrátumra ívnak, azaz a vízi növényekre és az elárasztott szárazföldi vegetációra. Semmilyen helyettesítő szubsztrátumot nem használnak, a reprodukciójuk központját az elárasztott hullámtér jelenti. Amennyiben nem állnak a rendelkezésükre ezek a feltételek, a reprodukció elmarad, a populáció létszáma csökken. A hullámtérnek a folyó fő ágától való tartós leválasztása, valamint az áradások megszűnése esetén a folyó adott szakaszáról fokozatosan eltűnnek ezek a fajok.

A Duna elterelésének a hullámtérre gyakorolt negatív hatásai csökkentés szempontjából két alapvető, a magas faj diverzitást, produktivitást és az áradó folyók halzsákmányát biztosító tényezőt kell figyelembe venni (HOLČÍK 2001 és 2003). Ezek a következők:

- 1. a mellékágrendszer kapcsolata és a fő folyóág közötti, a halaknak mellékágrendszer és a fő folyó közötti migrációját lehetővé tevő kapcsolat,**
- 2. a vízhozam szezonális pulzációja és a hullámtér elárasztása.**

A mellékágrendszer és a fő folyómeder közötti kapcsolat biztosítása céljából HOLČÍK (2001) **funkciós hallépcsők kiépítését ajánlja a folyó fő és mellékágai, valamint a mellékágrendszer egyes fokozatai között.** A hallépcső az alábbi típusú lehet:

- *by-pass*, azaz egy elkerülő csatorna, amely a folyó duzzasztómű alatti és feletti szakaszát kapcsolja össze, vagy
- **kőtömbökből készített surranó.**

Az említett a létesítmények mindkét fajtájának biztosítania kell a halak különböző fajainak migrációját, azaz univerzális jelleggel kell bírniuk. Ismertek az építményekkel szemben támasztott environmentális követelmények (HOLČÍK, BASTL 1996, HOLČÍK et al., 1992, HOLČÍK et al., 2000). Az azokkal kapcsolatos részletek, beleértve a műszakikat is PAVLOV (1979, 1989), CLAY (1995) és JUNGWIRTH et al., (1998) munkáiban találhatóak.

A szárazföldi delta ökoszisztémájának létezését, valamint biológiai funkcióját a vízhozam pulzációjával kell biztosítani (HOLČÍK 2001). Abban a helyzetben, amikor az átlagos évi vízhozam  $Q = 2050 \text{ m.s.}^{-3}$  volt, a hullámtér elárasztása a  $Q = 3500 - 4000 \text{ m.s.}^{-3}$  vízhozamnál következett be, és a  $Q = 4500 \text{ m.s.}^{-3}$  vízhozam esetén az árvízvédelmi töltésekkel körülhatárolt egész hullámtér elárasztásra került. Év közben általában (lásd a **4.6. táblázatot**) két áradásra került sor: a februárban kezdődő, márciusban kulmináló és áprilisban véget érő tavaszi, valamint a májusban kezdődő, júliusban kulmináló és szeptemberben véget érő nyári áradás. Ezzel esett egybe a halaknak a mellékágakba és az elárasztott területekre való migrációja, valamint ívása is.

Az 1995 és 2001 közötti években a hullámtér hat irányított elárasztására került sor, de ezek közül egyik sem vette tekintetbe a természetes állapotot. Ezekre az elárasztásokra ugyanis túl későn került sor (év: az elárasztás kezdete és vége): 1995: 7. 19. – 8. 18.; 1997: 4. 22. – 5. 25.; 1998: 4. 20. – 6. 31. és 8. 1. – 8. 12.; 2000: 6. 19. – 7. 4.; 2001: 5. 18. – 6. 14.). Figyelembe véve azt a körülményt is, hogy csak kis mennyiségű víz beengedésére került sor ( $75 - 125 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ), csak a hullámtér egy kis része került elárasztásra (**6.1. kép**). Csak a 2002, évben volt két nagy természetes árvíz, márciusban és augusztusban.

**A hullámtér elárasztásának az eredeti állapotot, azaz a tavaszi és nyári áradásokat kellene utánoznia (4.6. táblázat). Az ichtyconózus számára akkor teremődnek meg az optimális állapotok, ha mindkét áradás teljesen, az árvízvédelmi töltésekig lefedi a teljes hullámteret (HOLČÍK 2001 és 2003). Az áradások kezdetének, kulminációjának és végének hasonló jellegűnek kell lennie, mint a Duna elterelése előtt (lásd a 4.8. kép).**

**Fontos követelmény, hogy az elárasztott területen betartsák a vízzel való feltöltés, majd leürítés menetrendjét (4.9. kép). A feltöltés görbéje meredekebb lehet, azaz rövidebb ideig is tarthat. Ellenkezőleg, a leürítés görbéjének folyamatosnak és állandónak kell lennie, azaz a hullámtér leürítésének tovább kell tartania, hogy lehetővé váljon a lerakott ikrák kikéltése és a kifejlődött fiatal halaknak a hullámtérből való kiúszása. Az áradások kezdete és folyamatai konkrét adatainak összhangban kell lenniük a hullámtér vizének hőmérséklete alakulásával (4.14. kép):**

- tavaszi elárasztás: a feltöltést akkor kell elvégezni, amikor az átfolyó víz hőmérséklete  $4 \text{ }^\circ\text{C}$ , a leeresztést akkor kell elkezdni, amikor a víz hőmérséklete a hullámtérben eléri a  $15 \text{ }^\circ\text{C}$ -ot;
- nyári elárasztás: a feltöltést akkor kell elvégezni, amikor az átfolyó víz hőmérséklete  $15 \text{ }^\circ\text{C}$ , a leeresztést akkor kell elkezdni, amikor a víz hőmérséklete a hullámtérben eléri a  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ -ot.

Az előzőekben említett hőmérsékleti és időbeli határokat ellenőrizni kell és azoknak a változásoknak a figyelembe vételével kell azokat módosítani, amelyek a Duna elterelése és az egyéb más intézkedések nyomán következtek be a hullámtérben. Az is egyértelmű, hogy az nem minden évben lesznek optimális elárasztások.

A feladat megszabása a természeti környezet elvárásainak ad prioritást. Az árterület értékeinek megőrzése és az ártér sajátosságainak a szempontjából világos, hogy **az alapvető prioritást az árvízvédelmi szempontú funkcionális hullámtér, valamint a Dunának ezen a szakaszán így definiált területen a hidrológiai és ökológiai sajátosságait figyelembe vevő és ehhez kapcsolódó természetes biodiverzitás, valamint ökológiai folyamatok megtartása jelenti.** Ezért minden más érdeket annak kell alárendelni, hogy a területet el van árasztva, illetve elárasztásra kerül, és a terület hasznosítása során ezeknek és a természetes biodiverzitást, valamint az ökológiai folyamatok fennmaradását kell segíteniük.

### 7.1.1. Alternatívák, lehetőségek és megoldási javaslatok

A hullámtér vízszabályzásának optimalizálásának a természetes állapothoz kell közelítenie. A vízszabályozás optimalizálása során az **új eupotamál kialakítására** kell törekedni, **mivel ennek a javaslatnak a megvalósítása a természeteshez legközelebb álló feltételeket alakítaná ki (2.2. kép).** Tudomásul kell ugyanis venni, hogy a Duna medrének kiegyenesítésével és a vízhozamoknak egy fő, megerősített mederbe való összpontosításával visszafordíthatatlan változások következtek be. A vízlépcső felépítésével olyan feltételek alakultak ki, amelyek segítségével lehetőség nyílik arra, hogy – legalább is az ártéren, hullámtérben – közelítsünk az ilyen természetes állapothoz közeli helyzethez.

A mellékágrendszerek történelmi fejlődését figyelembe vételével az eredeti (a töltések közötti területen található) hullámtérre kell összpontosítani. Figyelembe kell venni azt a kockázatot is, hogy nem alakul ki kapcsolat a Duna régi medrének vízszintje és a mellékágak között. A Duna régi medrének megsüllyedt feneké ma már megfelelő vízszint-duzzasztás nélkül nem teszi lehetővé, hogy a víz kilépjen medréből és a folyó egykori hullámtere alacsonyabb vízhozamok idején elárasztásra kerüljön. Miután a régi mederben a vízszint alacsonyabb, mint a mellékágrendszerben, a régi meder drénhatást fejt ki és a részben a mellékágrendszer vizét szívja el.

A mostani állapotban olyan lehetőség adódik, hogy az egyes mellékágrendszerek az eredeti fő ágait úgy használjuk ki, hogy azok átvegyék a folyó fő ágának funkcióját. Az elképzelés az optimális állapot olyan körülmények közötti elérése, hogy az a vízgazdálkodási berendezéseken történő legkisebb beavatkozással és minimális manipulációval járjon együtt.

Abban az esetben, ha nem kerül elfogadásra a komplex és bilaterális eupotamál új koncepciója, főleg az isztragai mellékág (Istragov) térségében okoz majd problémát a vízszabályozás optimalizálása. Ugyanis ezen a területen ez ideig műszakilag nem került megoldásra a mellékágak vízutánpótlása. Jelenleg ebbe a vízi biotóp rendszerbe a mellékágak kifolyó kapuin keresztül jut el a víz annak a visszaduzzasztásnak köszönhetően, amelyet az alvív-csatornának a folyó eredeti medrébe történő betorkolása idéz elő. Az alvív-csatorna közelében található mellékágakba, mint pl. az „Ispáni Duna” valószínűleg szivárgó víz is kerül. Tekintettel azonban arra, hogy az alvív-csatornának a Duna eredeti medrébe való betorkolása a meder mélyülését idézi elő, a közeljövőben a visszaduzzasztott vízszint csökkenése várható a Duna régi medrében, s ezáltal a Dunának ezen a szakaszán visszaszorul a mellékágak és a főmeder közötti vízi kapcsolat. Ugyanakkor itt nagyon értékes biotópok találhatóak: náddal (*Phragmites*) és sással (*Typha*) benőtt sekély belföldi „tavak”, „lagúnák”, amelyek az elterelés előtt produkció és a fajok előfordulása szempontjából gazdag vízi biotópokat jelentettek.



A vízszabályozás optimalizálása ezen a szakaszon egy a dunakilitihez hasonló átfolyó (bukó) gát kiépítésén alapulna, hasonlóan, amelyet az Isztragai mellékág (Istragov) felső belépő kapujának magasságában a Duna régi medrében kerülné elhelyezésre. Ez a fenékküszöb az Isztragai mellékágban felduzzasztaná a víz szintjét, és ezáltal megnöve az Isztragai mellékágon, valamint a Foki mellékágon keresztül átfolyó vízhozam mennyisége. Az Isztragai mellékág alsó kapuja lezárásra kerülhetne. (Amennyiben a hidrológiai körülmények ezt nem tennék lehetővé, az ilyen fenékküszöböt gátat magasabban, az Isztragai elkerülő kis mellékág torkolata alatt is el lehetne helyezni.) Az összekötő mellékágak megmaradt medrei lehetővé tennék a Duna Ispáni mellékágának vízzel történő feltöltését, amelynek lenti vége az alvíz-csatorna és a Duna összefolyásán torkollik a régi mederbe. A fő ág megemelt vízszintje lehetővé tehetné az Isztragai kör-mellékág vízzel történő feltöltését és az említett belső lagúnák vízutánpótlását.

### 7.1.2 Az ártérben végrehajtandó intézkedések összessége

Az intézkedések a következő fő részekből állnak:

- „Új folyó” kialakítása az egyes mellékágrendszerek fő mellékágai közötti összeköttetés kialakításával. Ezzel biztosítható lenne a különböző víztestek megmaradása (mellékágak, hullámtéri tavacskák, hullámtéri tócsák, stb.) az eredeti hullámtérben, az eredeti árvízvédelmi töltések között.
- **Az új folyók számára** megfelelő vízmennyiség biztosítása a felvíz-csatornából és/vagy a Duna régi medréről Doborgaz (Dobrohošť) felett (pl. a dunakiliti mellettihez hasonló fenékküszöb segítségével).
- **Az egymásba megnyitott mellékágak megszűnt torkolatainak megújításával sokszínű hidrológiai feltételek** biztosítása ezekben a víztestekben, a víz áramlási sebességének széles skálájának elérésére az egyes mellékág típusokban.
- A víztestekben biztosítani kell a **vízszintingadozását**, a fenék ideiglenes szárazra kerülésétől kezdve a magas vízállás idején való kapcsolatuk kialakításán keresztül, az ártér elárasztásáig.
- Biztosítani kell, hogy a **vízszintingadozás összhangban legyen** a Duna Pozsony feletti szakaszának **vízhozam ingadozásával**.
- A mellékágak végeit több helyen össze kell kötni a Duna régi medrével. *M. Kellermann*
- Az elárasztások idején a fő „új ágban” lehetővé kell tenni, hogy a víz a lehető legnagyobb áramlási sebességet érje el, ami a **víztestek átöblítését** szolgálná, s ezzel lelassítaná a szukcesszió természetes következményét jelentő feltöltődésüket, valamint segítené az **eróziós szedimentációs folyamatokat és a mellékágak partjainak átalakítását** a hullámtérben.
- A fenti célok elérése érdekében egyértelműen ki kell jelölni a **prioritásokat** és meg kell határozni azokat az alapvető korlátozásokat, amelyek ennek a területnek a szabályozásából következnek (**üzemeltetési rend**). (A prioritások sorrendje például: árvízvédelem a hullámtéren kívül, az ökoszisztémák természetes funkcionalitása és a természet védelem, a terület erdőgazdálkodási funkciója, üdülés, stb.).
- A valóságban ez a terület funkcionális ártár, s ezért egyértelmű, hogy a Duna magas árvízi vízhozamai esetén mindig természetes úton elárasztásra kerül. Ezen a területen **hullámtéri szabályozást** kell bevezetni, ami többek között arra figyelmeztetné az összes felhasználót, hogy a terület elárasztásra szokott kerülni,

miközben az elárasztás időszaka nem adminisztratív módon kerül megállapításra, hanem az mindig a Duna vízhozamának alakulásától függ. Ugyanakkor minden olyan esetben, amikor a Duna vízhozama Pozsonynál meghaladja a  $4500 \text{ m}^3/\text{s}$  értéket, ezen a területen mindig a magas vízszintek kialakulása várható.

## 7.2. A RÉGI MEDERBEN ÉS A MELLÉKÁGRENDSZERBEN ESZKÖZLENDŐ INTÉZKEDÉSEKKEL KAPCSOLATOS ELKÉPZELÉSEK

A Duna régi medrének elsődleges és legfontosabb funkciója azoknak a vízhozamoknak a levezetése, amelyek árvizekkor és a megnövekedett vízhozamok idején nem folynak át az üzemvíz-csatornán, a mellékágakon és a hullámtér felületén, például amikor jégtáblákat eresztenek le a Dunacsúni Vízlépcső a középső duzzasztóján keresztül, majd a Dunakiliti Duzzasztóművön keresztül. Nem árvízi helyzetekben a Duna régi medrének nem lenne szabad dréneznie környezetének felszín alatti vizeit, ellenkezőleg, segítenie kellene a felszín alatti vizek optimális szintjének és ingadozásának a kialakulását. Ezt a funkciót csak akkor töltheti be, ha a mederben található víz szintje a mainál magasabb lesz és kielégítő mértékben, nagyjából az elterelés előtti vízhozamnak -  $1300 \text{ m}^3/\text{s}$  (1985 -1989) - megfelelően fog ingadozni. Ezt a vízszintet és a vízszint ingadozását billenő zsilipszárnyakkal, megfelelően kialakított és extrém áradás esetén szétszerelhető fenékküszöbökkel, valamint egyéb más olyan megoldásokkal lehet biztosítani, amelyek nem akadályoznák az árvíz levezetését. A fenékküszöbös megoldás mellett szól az árvízi vízmennyiségek ideiglenes tárolásának az igénye is. A legolcsóbb és megfelelő megoldásnak a fenékküszöbök tűnnek, amelyet az áradó víz meghatározott körülmények között valamilyen mértékben szét is szedhet. Hátrányuk az lenne, hogy a nagyobb árvizek után helyre kell azokat állítani. Feltételezve, hogy  $4000 \text{ m}^3/\text{s}$  víz elvezetését kell megoldani az üzemvíz-csatorna segítségével, meg lehet becsülni, hogy ezzel a helyreállítással 15 – 50 évente egyszer kell számolni, mégpedig annak függvényében, hogy milyen lesz a Duna meder szerkezete és miképpen fog sor kerülni annak karbantartására. Az árvízmentes időszakokban a Duna régi medrében szanitárius, de ugyanakkor változó vízmennyiség folya le, attól függően, hogy milyen lesz a mellékágrendszer szabályozása és annak vízzel való utánpótlása.

Az eredeti projekt a mellékágrendszer olyan a vízellátásával és a régi meder vízszintjének az olyan felduzzasztásával számolt, amely a közönséges vízhozamok esetén a Doborgaz (Dobrohošť) és Szap (Sap) közötti szakaszon nem áll kapcsolatban egymással. Ezt a koncepciót a nyolcvanas évek végén és a kilencvenes évek elején ismételt bírálókat érte az ökológusok, a természetvédők, de néhány vízgazdálkodási szakember részéről is (lásd pl. LISICKÝ (1992), BARTOLČIČ (1992)). A Bösi Vízlépcső üzembe helyezését követően alkalmazási céllal több javaslat került kidolgozásra, amelyeket öt csoportba lehet felosztani (7.2.1 – 7.2.5 pontok). Ezek az elméleti javaslatoktól a tanulmánytervekig terjedő állapotig terjedő skála különböző konkrétság fokozataiban található, s ezeket előzetesen a numerikus, illetve fizikai modellek segítségével ellenőrizni kell. A szakértők döntő többsége az „OPTIMALIZÁCIA” 2001 (MUCHA et al., (eds), 2001) című tanulmányban szükségesnek tartja a folyó fő medre és mellékágrendszere közötti kapcsolat megújítását. Alternatív véleményt képvisel UHERČÍKOVÁ (2001), aki a mellékágrendszerrel és a főmederrel összefüggő problémákat autonóm rendszerként javasolja megoldani, tekintettel arra a körülményre, hogy a szárazra került régi meder alja olyan ökotópot jelent, amely főleg azoknak a fűzesek természetes megújulását teszi lehetővé, amelyek az intenzív erdőgazdálkodás következtében csaknem teljesen eltűntek a szóban forgó területről.

### 7.2.1. Fenékküszöbök segítségével történő sűrű duzzasztás

Több olyan megoldási javaslat született, amelyek mindegyike valamilyen műtárgy felépítésével számolt az eredeti Duna mederben. Az egyik elfogadható javaslat a széles „V” betű formájú, alvizi oldalon kis esésű sekély fenékküszöbök megépítése. Az egyes fenékküszöbököt az egyes folyószakaszokon a meglévő és új az újonnan épített vízkormányzó gátak egészítenék ki. Ehhez hasonló intézkedésekkel lehet megerősíteni a természetes gázlókat, az alacsony (pl. felfújható) duzzasztógátakat, folyó meandereit és a Duna medrében található más szabályozási létesítményeket, esetleg ezek kombinációját.

A Duna régi medre szabályozásának alapvető kritériuma a megfelelően értékelhető bizonyos vízszint-magasság elérése. A Duna elterelése előtt ez a vízszint-magasság a Szlovák Környezetvédelmi Bizottság (SKŽP) megállapítása szerint az 1300 m<sup>3</sup>/s vízhozamnak felelt meg. Ez volt az a vízszint-magasság, amely olyan felszín alatti vízszintet tudott fenntartani, amely a hullámtérben nedvességet tudott biztosítani az erdők gyökérrendszere számára. Az így definiált igényt figyelembe véve több szlovák és magyar javaslatot dolgoztak ki a régi Duna meder vízszintjének a kisebb vízhozamok melletti megközelítőleg ilyen szinten történő biztosítására. Az egyik ilyen javaslatot a „Report on Temporary Water Management Regime” című jelentés tartalmazza, amelyet a „Working Group of Monitoring and Water Management Experts for the Gabčíkovo System of Locks” (CEC, December 1, 1993) munkacsoport állított össze. Ez a javaslat egy 8 fenékküszöböl álló rendszerből állna a Dunakiliti Duzzasztómú és a Dunakiliti Vízlépcső alatt. Ezeket a fenékküszöbököt a **7.1. táblázat** és a **7.1. ábra** tünteti fel. A konnektivitás biztosítására ezeken kívül hallépcsők kialakítására születtek javaslatok a Duna és mellékágrendszere között, **7.2. táblázat** és a **7.1. ábra**.

### 7.1. táblázat

Fenékküszöbök a Dunán, a CEC jelentésében megfogalmazott javaslat (CEC, 1993. december 1.)

Fenékküszöb	fkm	A fenékküszöb koronájának tengerszint feletti magassága (m)	A vízszint tengerszint feletti magassága 350 m <sup>3</sup> /s vízhozam mellett (m)	Térség
1	1814,20	112,05	113,80	Isztraga alatt.
2	1818,60	113,35	114,19	Isztraga felett.
3	1821,30	114,55	115,55	A mellékágrendszer torkolata felett.
4	1824,45	115,75	116,70	Az F és a G vonal között.
5	1828,35	116,95	117,95	Az E vonal alatt.
6	1831,70	117,85	118,20	A C vonal alatt.
7	1834,90	119,10	119,42	A B vonal alatt
8	1838,65	120,15	120,80	Doborgaznál.
9	1843,00	121,80	122,00	A Dunakiliti Duzzasztómú

### 7.2. táblázat

Javasolt hallépcső

Hallépcső	fkm
1	1817,90
2	1824,86

3	1827,63
4	1829,325
5	1830,50
6	1832,792
7	1838,44

Ebből a javaslatból az 1995. évi Megállapodás alapján az 1841-es fkm-nél - tehát 2 km-rel feljebb, mint ahová a javaslatban szerepel – a Dunakiliti Duzzasztónál megvalósítottak egy leegyszerűsített, rosszul kialakított fenékküszöböt.

Hasonló javaslatot tartalmaz a magyar fél által a Miniszterelnöki hivatal Dunai Kormánybiztosának Titkársága számára kidolgozott a „Dunai hatásvizsgálatok elemzésével összefüggő feladatok” elnevezésű jelentés is, amelyet 1999 decemberében adtak át a szlovák félnek (Magyar Köztársaság 1999). Ezt a javaslat az alábbi táblázat tartalmazza:

### 7.3. táblázat

Fenékküszöbök, az 1999-ben előterjesztett magyar javaslat – mint III. változat

Fenékküszöb	fkm	A fenékküszöb koronájának (nagyjából a korona formájától függő) tengerszint feletti magassága (m)	A vízszint tengerszint feletti magassága 350 m <sup>3</sup> /s vízhozam mellett (m)	Térség
1	1812,00	110,60	112,90	Isztrarov alatt.
2	1816,50	112,20	114,30	Isztrarov mellett.
3	1822,00	114,40	116,20	A mellékágrendszer torkolata felett.
4	1825,60	115,70	117,50	Az F és a G vonal között.
5	1828,80	117,10	118,70	Az E vonal alatt.
6	1831,70	117,85	118,20	A C vonal alatt.
7	1834,90	119,50	121,10	A B vonal alatt.
8	1838,65	123,00	122,10	Doborgaznál.
9	1843,00	123,10	124,80	A Dunakiliti duzzasztónál.

Alapjában véve a két javaslat hasonlít egymásra és ugyanazt a célt követik. A cél a Duna régi medre és a mellékágrendszer fő ágai közötti kapcsolat megteremtése, valamint annak a biztosítása, hogy a Duna vizének egy része a mellékágakban folyjon át, és aztán visszatérjen, beletorkoljon a Dunába, majd egymás után fokozatosan újra egy másik mellékágba folyjon, pl. a Duna másik oldalán.

A víz szintjét mind két esetben az elvárt vízszintek szerint és a vízhozamok ingadozásai alapján a vízhozammal, valamint a helyesen megválasztott formájú fenékküszöbvel szabályoznák. A fenékküszöbnek alapjában véve „V” betű alakúnak kellene lennie, hogy lehetővé tegye a vízszintek megfelelő ingadozását. A fenékküszöbnek megfelelő alakúnak és folyásirányban enyhe (cca. 1 : 50) esésűnek kellene lennie. Azokat úgy kellene megépíteni, hogy a bizonyos kritikus értékeket meghaladó rendkívüli árvíz, legalább részben megbontaná

ezt a fenékküszöböt. A régi mederben állandóan folyóvíznek kellene lennie és azt úgy kellene fenntartani, hogy levezesse az árvízi vízhozamokat. A mellékágrendszereket - az árvízvédelem követelményeit leszámítva - nem kellene szabályozni. Ez bizonyos vízhozamot és partvédelmet jelent az íveknél, valamint az előre meghatározott területeken. Számolni kell azzal, hogy a hullámtér víz alá kerül és a vízhozam a terület felszínén is levonul, amit természetesnek és a valóságban a hullámtér „alapvető funkciójának” is kell tekinteni. Vita tárgyát képezheti a Duna régi medrében és folyóágrendszerében történő hajózásról. A magyar fél érdekelt abban, hogy a Duna régi medrében és a saját területén fekvő mellékágrendszerben lehetőség legyen nemzetközi sporthajózásra és a kis hajók közlekedésére (MAGYAR KÖZTÁRSASÁG 1999). A szlovák fél a Duna régi medrében csak bizonyos sajátos feltételek esetén számol póthajózással. A mellékágrendszerben nem engednék meg a motorcsónakok közlekedését (szlovák fél véleménye). Az ártéren a vízszintnek semmilyen körülmények között sem lenne szabad meghaladja azt az értéket, amely a Duna elterelése előtti természetes állapotnál keletkezne árvíz idején. Ezekkel a feltételekkel kellene számolniuk a terület tulajdonosainak és használóinak, valamint a területi terveket és a területhasznosítást engedélyező szervezeteknek is.

Ezen kívül az 1997. évi keretegyezmény is tartalmaz egy javaslatot. Ez a Dunakiliti Duzzasztómű és a Duna torkolata, valamint az alvív-csatorna között a vízszint olyan megemelését javasolja, hogy a Duna, valamint a jobb- és baloldali mellékágrendszere több helyen is összekapcsolódjon. Műszakilag ezeket az intézkedéseket úgy kellene megvalósítani, hogy biztosítsák az árvízi vízhozamok biztonságos levezetését, tegyék lehetővé a sport- és rekreációs célú hajózást, szükség esetén pedig a póthajózást a Duna medrében. A víz áramlási sebességét, valamint a környező területen felszínalatti vizek dinamikáját az ökológiailag elfogadható szinten tartják fenn.

#### 7.2.2 A régi meder duzzasztása ritka duzzasztással (1 – 4 gát)

A kilencvenes évek elején BARTOLČIČ (1992) egy a régi mederben, az Ásványi mellékágnál létesített, szilárd küszöbvel kombinált, szabályozási feladatokat ellátó duzzasztó létesítmény segítségével történő duzzasztás megvalósítását javasolta. Ez az objektum a régi meder alsó szakaszán Ásvány és a Bodajki mellékág torkolata között olyan módon duzzasztotta volna a vízszintet, hogy közben meghagyta volna dinamikusnak a duzzasztás feletti szakaszt. J. Komora ebben az időben a duzzasztás lehajtható gumi duzzasztóművekkel javasolta megoldani. Az 1999-ben született magyar javaslat (MAGYAR KÖZTÁRSASÁG 1999.) 3 - 4 duzzasztóműnek, például lehajtható gumi duzzasztóműnek a Dunán történő kiépítésével számol. Az ezek elhelyezésére vonatkozó javaslatot a 7.4. táblázat tartalmazza.

#### 7.4. táblázat

Fenékküszöbök, 1999-ből származó magyar javaslat – IV. változat  
(MAGYAR KÖZTÁRSASÁG 1999.)

Duzzasztómű	fkm	A fenékküszöb koronájának (nagyjából a korona formájától függő) tengerszint feletti magassága (m)	A vízszint tengerszint feletti magassága 350 m <sup>3</sup> /s vízhozam mellett (m)	Térség
1	1815,10	113,80	114,40	Isztragov alatt.
2	1821,00	116,10	116,60	A mellékágrendszer torkolatánál.

3	1829,00	118,40	119,00	Az E vonalnál.
4	1835,70	120,30	120,70	A B vonal alatt.
Létező	1843,00	123,10	124,80	A Dunakiliti Duzzasztónál.

Ebben az esetben a vízszintek különbsége nagyobb, mint több fenékküszöbös megoldás esetén, és a duzzasztó létesítményeket helyesen kell telepíteni. A funkció hasonló, a Duna vízszintjének elérését azonban magasabb lépcsők alkalmazásával oldják meg. Lehetőség van a mellékágak összekapcsolására, a kapcsolódási pontokon azonban hidraulikus gradiensek alakulnak ki és szükség lenne a mellékágrendszerbe belépő és kilépő vízfolyók és kifolyók műszaki átalakítására. Ennél a megoldásnál az egyes lépcsőket a működés egész ideje alatt aktívan ki kellene szolgálni. A valóságban tökéletesen megalapozott duzzasztógát típusú műtárgyak felépítéséről van szó, amelyeknek a felszíni környezetét is rendezni kell.

### 7.2.3. Az új eupotamál

A folyó fő ágának a csatornába való elvezetését követően, amely összefügg eupotamál funkciójának egy, vagy esetleg több, a létező mellékágrendszer útvonalába eső kisebb mederbe történő áthelyezésével, már a bősi vízlépcső építésének befejezése előtt előfordultak (LISICKÝ, 1992). Ezeket a Duna fő ágának lotikus feltételeinek megőrzésével indokolták. Az akkori tervező és a szakmai nyilvánosság egy részének elvi ellenállására való tekintettel, amely ezeket a megoldásokat futurisztikus utópiának nevezte, még a műszaki tanulmányterv szintjén sem dolgozták ki azokat. A Bősi Vízlépcső működésének első két évében elvégzett bióta monitoring rávilágított arra, hogy megalapozottak voltak a megvalósított puffer intézkedések kis ökológiai hatékonyságával összefüggő aggodalmak (lásd a 6. fejezetet) és megerősítették az elvi alternatíva szükségességét is (LISICKÝ, 1994, LISICKÝ, 1995). Az új eupotamál koncepcióját a következő csoportban (7.2.4. fejezet) leírt rendezések kezdeti preferálását követően elfogadta a WWF is, amely kezdetben saját javaslatot terjesztett elő (a magyar tanulmány részként, mint II. változatot – lásd a további szöveget).

A jelenlegi helyzetben lehetőség adódik az egyes mellékágrendszerek fő folyóágainak olyan felhasználását, hogy azok a Duna egyik mellékágát utánozzák. A Duna a **múltban** ezen a szakaszon a vízgazdálkodási célú szabályozást megelőzően **több ágra oszlott szét, s ennek eredményeként a vízhozam több párhuzamosan folyó meder között oszlott meg.** Az ilyen elképzelés szerinti megoldás **a fő folyó egyik, megfelelően csökkentett vízhozammal ellátott mellékágát jelentené.** A hidrobiológiai terminológia szempontjából ez egy osztállyal való eltolódásra kerülne sor, amikor is a volt parapotamál típusú mellékágak fő folyóággá (eupotamál) válnak. Ezt követően bekövetkezne a többi mellékág típus eltolódása is. Az így kialakult folyó fontos tényezőt jelentene az olyan hidrológiai feltételek biztosítása, hogy az „új folyóban” a vízhozam a relatíve kevésbé megzavart folyó vízhozamával összhangban ingadozzon. Ez azt jelenti, hogy az „új folyó” vízszintjét egy új vízutánpótló műtárgy segítségével szabályoznák a vízmércén (pl. Pozsony – Dévény) mért vízszint-magasságok alapján. A legmagasabb vízszinteknél a víz kilépne medréről és bekövetkezne a közeli víztestek elárasztása, esetleg ez az elárasztás a vonalak segítségével (zuhatagok) elvégzett vízszint-szabályozás segítségével történne.

Az a cél, hogy az optimális állapotot a legkisebb beavatkozások és a vízgazdálkodási létesítményekkel történő minimális manipuláció segítségével éri el. A kezdeti időszakban ki

kellene mélyíteni néhány feltöltött mellékág torkolatát annak érdekében, hogy biztosított legyen az „új folyóval” való jobb kapcsolat.

Az 1999-ben előterjesztett magyar javaslat (az új meanderezet folyóra vonatkozó javaslat – V. változat) (MAGYAR KÖZTÁRSASÁG 1999) a WWF által előterjesztett előző javaslatra támaszkodik. Konkrétan 8, a **7.5. táblázatban** megnevezett potenciális vízi létesítményt lokalizál.

### 7.5. táblázat

**Fenekküszöbök, 1999-ben előterjesztett magyar javaslat – V. változat**  
(MAGYAR KÖZTÁRSASÁG 1999.)

Fenek- küszöb	fkm	A fenékküszöb koronájának (nagyjából a korona formájától függő) tengerszint feletti magassága (m)	A vízszint tengerszint feletti magassága 350 m <sup>3</sup> /s vízhozam mellett (m)	Térség
1	1814,90	111,10	113,70	Isztraga alatt.
2	1820,30	113,20	115,60	A bősi kikötő felett.
3	1825,10	115,00	117,40	Az F és G vonal között.
4	1829,80	116,80	119,10	A D vonalnál.
5	1831,80	117,70	120,10	A C vonalnál.
6	1836,30	119,00	124,40	A B vonal felett.
7	1838,30	119,80	122,30	Doborgaznál.
8	1843,00	123,10	124,80	A Dunakiliti Duzzasztónál.

A fenékküszöb koronájának magassága a vízhozamtól függ. Ezzel a megoldással, a fenékküszöbökön való duzzasztással, gyakorlatilag tetszőleges vízhozamnál biztosítani lehet az elvárt vízszintet. A Duna régi medre megtartaná a dunacsúni és dunakiliti duzzasztógátakon keresztül történő leeresztése idején az árvizek és részben a jégtáblák levezetésére szolgáló funkcióját. A WWF javaslata alapján (Kern javaslata) a domináns mellékágat ki kell kotorni (új meanderező folyó) és így egy új tekervényes folyómedret kell kialakítani, amely kisebb vízhozammal működik.

LISICKÝ (2001) a folyó a legnagyobb mellékágak felhasználása segítségével kialakított meanderező képeinek megújítása mellett, amikor az új eupotamál 4-10 helyen keresztezné a régi medret, és egyben jelentősen erősítené az anasztomózist. Ez lehetővé tenné nagyobb vízhozam átvezetését a hullámtéren keresztül anélkül, hogy kotrást kellene végezni az egyetlen domináns meanderező mederben. Az ilyen jövőre nyitottabb megoldás mellett szól az a tény is, hogy nem tudjuk egyértelműen előre jelezni a folyó mederalakító munkáját a jelenlegi helyi antropogén korlátok között, ezért nincsen szükség arra, hogy a priori módon megszabjuk, milyen módon és hol kell kialakulnia az új eupotamálnak és hogyan kell annak kinéznie. Valószínű, hogy a víz eleinte kihasználja a létező, jól átfolyó mellékágakat, de a jövőben az árvízi vízhozamok részben átalakítják a hullámteret.

A forgatókönyvek ilyen megoldása esetén ebből a csoportból javaslatokat kell kiválasztani és fokozatosan meg kell valósítani a régi Duna mederrel kapcsolatos műszaki intézkedéseket. Az

marad a kérdés, milyen mértékben lenne optimális ez a forgatókönyv, pl. az árvízi vízhozamok és a jégtömbök levezetése esetén. Az ebbe a csoportba tartozó, kevésbé radikális megoldások közé tartoznak azok a javaslatok, amelyek a szlovák és a magyar oldalon található a gerinc mellékágakban kialakítandó két paralel eupotamál megerősítésére vonatkoznak, s amelyek nem kereszteznék a régi medret (ŠPORKA, 2001). Ideiglenes megoldásként LISICKÝ (2001) is ezt ajánlja. Az ilyen funkcionális korlátozásoknak mögött azonban nem ökológiai, hanem politikai indokok állnak (államhatár, valamint a szlovák és a magyar félnek a megoldásra vonatkozó potenciálisan eltérő véleménye). Az ilyen megoldások esetén is javaslatokat kell megfogalmazni, és fokozatosan meg kell valósítani a szükséges műszaki feltételeket a Duna régi medrében. Az a kérdés, hogy milyen mértékben lenne optimális egy ilyen forgatókönyv, pl. az árvízi vízhozamok és jégtömbök levezetésénél.

#### **7.2.4. A meder aljának megemelése, mederszűkítés szigetek segítségével**

Az ebbe a csoportba tartozó javaslatok - az előzőek (7.2.3. pont) - hasonlóan, a rendelkezésre álló vízhozamhoz képest relatív módon túldimenzionált régi Duna meder tényéből indulnak ki. Ez a meder ebben az állapotában - mint a szárazföldi delta hidrológiai garanciája - ökológiailag kevésbé funkcionális. A javaslatok szerzői (az előző csoportba tartozó javaslatok szerzőihez hasonlóan) a nem kellően dinamikus vízhozamok esetén a kaszkádokkal duzzasztott vízszintek alkalmatlanságára figyelmeztetnek (a csoport javaslatai, 7.2.1 – 2. pontok). Az általuk javasolt megoldás a régi meder térfogata egy részének feltöltésén nyugszik, aminek következtében a mederben megemelkedne a vízszint, ezzel együtt a hullámtérben a felszín alatti víz szintje is, s ugyanakkor megmaradna a folyó vizének megmaradna jelentősen áramló jellege is.

A magyar javaslat (MAGYAR KÖZTÁRSASÁG 1999.) a WWF javaslatából indul ki (II. változatnak nevezik), és a mederfenék szintjének az 1950. évi szintnél magasabbra történő megemelését (feltöltését) feltételezi annak egész hosszában. A javaslat ugyanakkor a meder szűkítésével és szigetek kialakításával számol, amely munkák során 7,3 millió m<sup>3</sup> kavics és 3,6 millió m<sup>3</sup> kő felhasználását feltételezik. Ezt az anyagot valahol ki kell termelni, el kell szállítani és el kell helyezni a folyó medrében.

Ezeknek a megoldásoknak a természetes állapot szimulálásában megvan a maguk indokoltsága. Megvalósításuk hátránya az, hogy az előzetes elbírálások alapján a magyar javaslatok (MAGYAR KÖZTÁRSASÁG 1999) ökológiai előnyei csak abban az esetben mutatkoznak meg, ha a vízhozamnak több mint 60 %-át visszavezetnék a régi mederbe és a mellékágrendszerbe. Abban az esetben, ha a víznek csak kevesebb, mint 50 % vezetik vissza, még a magyar szakemberek sem (MAGYAR KÖZTÁRSASÁG 1999) javasolják ennek a megoldásnak a megvalósítását. Ezen kívül ez a megoldás nem biztos, hogy garantálja a szükséges árvízvédelmet és az erózió szempontjából nem jelent tartós megoldást ezen a mesterségesen kiegyenesített és megerősített Duna szakaszon. A javaslat ráadásul nem oldja meg a javasolt technikai megoldások és a jelenlegi mellékágrendszer közötti kapcsolatot sem.

#### **7.2.5. A gázlók megerősítése és kőből készült fenékküszöbök**

A vízlépcsőrendszer építésével és üzemeltetésével megbízott kormány meghatalmazottainak 1989. június 6-i tárgyalásának jegyzőkönyve alapján a kormány meghatalmazottak egyetértettek abban, hogy a régi Duna meder rendezése során a Duna medrében lévő gázlók megerősítése közös befektetés legyen. A szóban forgó jegyzőkönyv 3. sz. mellékletében olvasható, hogy a magyar fél által kidolgozott tanulmány alapján a Közös Operatív



Csoportban megállapodás történt arról, hogy a gázlók és paraméterek stabilizálása érdekében az átmeneti időszakban az aktualizált Közös Szerződéses Tervben kőfalak építésére tesznek javaslatot. Ezek a kőfalak cca. 1,0 m magasak lesznek és 7 – 8 helyen is elrekesztik a Duna régi medrét. A kőfalak létesítésével összefüggő költségeket a szerződő felek azonos arányban fogják viselni.

### **7.3. A VÍZJÁRÁS OPTIMÁLIS MEGOLDÁSÁRA VONATKOZÓ FORGATÓKÖNYVEKKEL SZEMBENI ELVÁRÁSOK, FIGYELEMBE VÉVE AZ ÖKOLÓGIAI KÖVETELMÉNYEK BIZTOSÍTÁSÁT**

#### **7.3.1 A mellékágrendszer**

A mellékágrendszer fő ágaiban elsősorban folyamatosan áramló víznek kellene lennie. A fő ágak és a régi meder között olyan kapcsolatnak kellene lennie, hogy néhány helyen a víz a mellékágakba folyjék, más helyeken pedig onnan folyjon ki, mégpedig a Duna vízhozamától függően. A be- és kifolyásoknak a régi meder duzzasztott vízszintjeinél kellene lenniük, olyan módon, hogy a víz - miközben a Duna régi medrét keresztezi - néhányszor a mellékágakba áramoljon. Elképzelhető különálló meanderező mellékágak kialakítása is az egyik oldalon, esetleg a meder mindkét oldalán. Az átfolyó víz aránya a régi Duna meder és a meanderező mellékágak között különböző lehet (nagyon különböző volt a XX. század elején is). A vízhozam a fő ágban annak a célnak a függvényében változhat, amelyet el akarunk érni. Minél több víz fog folyni a mellékágakban, és minél nagyobb lesz az áramlás sebessége (magasabb hidraulikus gradiens), annál nagyobbak lesznek az eróziós és az üledékképző folyamatok, annál gyorsabb lesz a meanderek vándorlási folyamata, az erózió és az új partok kialakítása, annál nagyobbak lesznek az igények a mellékágak kialakítására és fenntartására az árvízvédelmi töltések mentén.

A mellékágak összekapcsolásánál hallépcsőkkel, kötömbökből kialakított surranókkal, megkerülő medrekkel és más, a kapcsolatot biztosító megoldásokat lehet számításba venni. A vízszintek magasságának biztosítása szempontjából – esetleg módosított formában - fenn kell tartani, az árvizek utánpótlását lehetővé tevő zuhatagok rendszerét. Az átereszek lezárásával és nyitásával befolyásolni lehet az eróziós – üledékképző folyamatokat.

#### **7.3.2 A hullámtér**

A hullámtér - amelynek része a Duna régi medre is - rendezésére vonatkozó alapvető elképzelés a terület elsődleges funkciójának – amelyet az árvízi levezetése és átmeneti visszatartása jelent - a megőrzéséből indul ki. Ebből a funkcióból kerül levezetésre az alapvető ökológiai elképzelés is, hogy meg kell őrizni a hullámtér természeti értékeit, hogy megteremtődnek az ehhez szükséges vízjárás megfelelő feltételei. Figyelembe véve, hogy a Dunán Pozsony felett épített vízlépcsők esetében az üzemvíz-csatorna az egykori ártér közepén vezet és a mellékágban legtöbbször csak lassan áramló víz folyik, s alacsony a vízszintek ingadozása is, a Bösi Vízlépcső körzetében található hullámtér egyedülálló abban a tekintetben, hogy fennmaradt a XX. század elején betöltött funkciója. Ökológiai és gyakorlati szempontból is elsődleges feladat az ilyen működő hullámtér biotópjainak megőrzése, ami a vízlépcső adott vízgazdálkodási és műszak feltételei mellett pedig megvalósítható elképzelés. Ezen kívül a hullámtér egyes részein bizonyos mértékben ki lehet alakítani a diszturbanciához és az önszabályozó rendszer megújulásához szükséges hidrológiai feltételeket. Elsősorban a vízhozamok mederből történő kilépésének az erősítéséről, az eróziós és üledékképző folyamatok és a mederalakító potenciál támogatásáról, a régi meder és a mellékágak

összekapcsolásáról, a fő mellékágak bizonyos meanderezése lehetőségének napirendre tűzéséről, a Duna régi medre mentén található drénezett övezett problémáinak a megoldásáról, a hullámtéri vízhozamok ingadozásának a Duna vízhozamától függő támogatásáról, a Doborgaz mellett található vízkivételi műnek, a mellékágak és a régi meder közötti kapcsolatnak, valamint egyéb más lehetőségek a kihasználásáról van szó. A felszín alatti vizek esetében első sorban a vízszintingadozások növelése kívánatos, ami az olyan nagymértékben vízáteresztő dunai kavicsok esetében nem következik be anélkül, hogy a Duna régi medrében ne ingadozzon a vízszint. Ezért a fenékküszöbök (de az egyéb más műszaki eszközöket is) úgy kell kialakítani, hogy elősegítsék ezt az ingadozást. A Dunakilitinél lévő fenékküszöb az olyan gát (vagy duzzasztó) példája, amely nagymértékben akadályozza az ilyen vízszintingadozást.

Nyilvánvaló, hogy a vízjárás olyan szabályozásai, amelyek a vízhozam, a vízszint, az erózió és az üledékképző folyamatok dinamikájára épül, s amelyek eredménye a rendszer diszturbanciáját és önszabályozását támogató feltételek kialakulása, célirányos és pontosan meghatározott monitoringot, az eredményre beállított monitoring kritériumokat, valamint a vízjárást, illetve az ehhez kapcsolódó vízgazdálkodási, ökológiai és egyéb intézkedéseket (beleértve a termelésben bevont erdőgazdálkodást is) irányító eszközöket (pl. folyamatosan működő matematikai modellt) igényelnek.

A hullámtérnek képesnek kell lennie az árvízi vízhozam egy részének a befogadására, képesnek kell lennie arra, hogy abban természetes és szimulált árvizekre kerüljön sor. Ebből a szempontból elméletileg semmilyen tereprendezésre nincs szüksége. A rendezések inkább az áradások biztosításával, esetleg a terepen található mélyedéseknek és az azokkal szomszédos mellékágak közötti vízszint-összeköttetéssel kapcsolatosak. Abban az esetben, ha csökkenne a Duna régi medrének az árvízátvezető képessége, ezt a funkciót a mellékágrendszernek és főleg az ártérnek kell átvennie. Ebben az esetben, viszont előáll az ártér – például a nem erdősített folyosók - karbantartásának a szükségessége.

#### 7.4. A MAGYAR FORGATÓKÖNYVEK ÖSSZEFOGLALÁSA ÉS ÉRTÉKELÉSE

A Miniszterelnöki Hivatal anyaga (MAGYAR KÖZTÁRSASÁG 1999) öt változatban értékeli és csoportosítja a lehetséges forgatókönyveket:

- I. Az 1977. évi szerződés alapján történő megoldás. Ezzel a lehetőséggel a tanulmányban nem foglalkozunk. Ebben a tanulmányban a **7.2.5. pontban** dokumentált megoldásokat mutatjuk be, amelyek a vízlépcsők építésére és üzemeltetésével megbízott kormány meghatalmazottak 1989. június 9. tárgyalásának jegyzőkönyve alapján került megtárgyalásra, amelyben a kormány meghatalmazottak egyetértettek abban, hogy a Duna régi medrének rendezése keretében a Duna medrében közös beruházásokként megerősített gázlókat és kőszórásos fenékküszöbököt fognak építeni.
- II. A WWF I. javaslata: a mederfenék szintjének emelése és a meder szűkítése szigetek segítségével (ez a megoldás tanulmányunkban a **7.2.4. pontban** szerepel).
- III. Sűrű duzzasztás, minden mellékág aktivizálása (tanulmányunkban a **7.2.1. pontban** szerepel).
- IV. A főmeder 3 – 4 gát segítségével történő duzzasztása (tanulmányunkban a **7.2.2. pontban** szerepel).
- V. WWF–Kern javaslat: új meanderező meder (tanulmányunkban a **7.2.3. pontban** tárgyaljuk).

Ezeket a variánsokat 18 kritérium alapján és öt minőségi osztályban (az elégtelentől /1 pont/ a kitűnőig /5/) értékeljük:

1. A fő mederben létrehozott vízszintek milyen mértékben közelítik meg az elvárt értéket.
2. A fő mederben létrehozott vízszint-dinamika mennyire modellezi a természetes állapotokat.
3. A mellékágakban létrehozott vízszintek milyen mértékben közelítik meg a kívánt vízszinteket.
4. A mellékágakban létrehozott vízszintek dinamikája mennyire közelíti meg a kívánt dinamikát.
5. Ezzel a megoldással mennyire lehet megközelíteni a felszín alatti vizek régi Duna medertől és mellékágaitól vízszintjétől függő kívánt értékeit.
6. Ez a megoldás milyen mértékben biztosítja a felszínalatti vizek szintje változásának dinamikáját.
7. Ez a megoldás milyen mértékben segíti az árvizek levezetését.
8. Ez a megoldás milyen mértékben segíti a zajló jég levezetését.
9. Ez a megoldás milyen mértékben segíti a sporthajózást.
10. Ez a megoldás milyen mértékben biztosítja a karbantartással összefüggő hajózást és a kishajó-forgalmat.
11. Ez a megoldás mennyire biztosítja a szükségshajózást (nemzetközi hajózást).
12. Milyen mértékben szolgálja ez a megoldás a vizsgált folyószakaszok végéhez kapcsolódó szakaszokat jellemző jelenlegi állapotok javulását.
13. Ezzel a megoldással mennyire lehet alkalmazkodni a vízhozamok korlátozásához.
14. Ez a megoldás - a többi megoldással összehasonlítva - mennyire illeszkedik a területhez.
15. Ezzel a megoldással milyen mértékben lehet elkerülni a mellékágrendszerek környezetébe történő beavatkozást.
16. Ezzel a megoldással - a többi megoldással összehasonlítva - milyen mértékben lehet csökkenteni a fenntartási költségeket.
17. Milyen mértékben segíti ez a megoldás a Duna régi medrének a vízminőség javítását.
18. Milyen mértékben segíti ez a megoldás a mellékágak vízminőségének a javítását.

Nem tisztünk annak a kiértékelése, hogy főleg az ökológiai kritériumok mennyire komplexek, illetve mennyire szubjektívek a szakértők értékelései. Tanulmányunk ajánlásainak az egyes értékelések (3b – 1 – 3) eredményeivel való összehasonlítása miatt azonban nem kerülhetjük el a kommentálást. Tanulmányunk szempontjából (ökológiai és ökoszozológiai optimalizálás) a fenti jellemzőket 5 csoportba oszthatjuk:

- meghatározó jellemzők (2, 4, 5, 6),
- másodlagos jellemzők (1, 3, 12, 14, 15),
- a vízminőség javításával összefüggő jellemzők (17, 18),
- biztonsági-üzemeltetési paraméterek (többnyire olyan határértékek, amelyeket minden javasolt megoldás figyelembe vesz: 7, 8, 13, 16),
- irreleváns jellemzők (9, 10, 11).

Ilyen elrendezés mellett a döntő ökológiai jellemzők szempontjából mindegyik mérlegelt vízhozam-intervallumban a harmadik megoldási változat (sűrű duzzasztás, minden mellékág aktivizálása) éri el a legjobb helyezést (20, 20, 20), utána következik az ötödik (16, 19, 20) és a negyedik megoldási változat (12, 12, 12). Ez utóbbi meglepő módon jobb helyezést ért el, mint a WWF I. megoldási változata (4, 12, 16). Amennyiben az első hierarchia felállításához csak közösen az első két csoportot vesszük figyelembe, nem módosul a változatok sorrendje!

Amennyiben a biztonsági-üzemeltetési jellemzőket vesszük figyelembe (az árvizek és a zajlógépek levezetése, a rendelkezésre álló vízhozamokhoz történő alkalmazkodás és a fenntartási költségek), akkor ismét a harmadik változat helyezése a legjobb. Ezt követi (amennyiben figyelmen kívül hagyjuk az eredeti szerződés szerinti megoldási változatot), a sorrend a következő: ötödik, negyedik és második változat. K. Klaus azonban ugyanennek az anyagnak az „*Előzetes észrevételek a régi Dunával összefüggő revitalizációs intézkedésekkel kapcsolatban*” című részének végén az alábbi értékelést fogalmazza meg: „A forgatókönyvek besorolása egyértelmű: 1. az összekapcsolt mederrendszer – a WWF javaslata, 2. a meanderező megoldás, 3. duzzasztó műtárgyak építése (és közepes vízhozam a jelenlegi főmederben).” Tehát nem a III, V, IV, II változatok sorrendje (ahogyan az a kritériumokból következik), hanem a Dunának II, V, III !?.

## 7.5. JAVASLAT A FELTÉTELEZETT FORGATÓKÖNYVEKNEK A TERMÉSZETI KÖRNYEZETRE, VALAMINT A HELYI LAKOSSÁGRA GYAKOROLT HATÁSAI KIÉRTÉKELÉSÉVEL ÖSSZEFÜGGÉSBEN KÖVETENDŐ ELJÁRÁSRA

A tanulmánynak ebben a részében az egyes megoldások forgatókönyveinek elbírálásához a stratégiai environmentális értékelés módszerei szerinti eljárást javasoljuk alkalmazni.

*A stratégiai environmentális értékelés (Strategic Environmental Assessment) a különböző szintű, egymáshoz hierarchikusan kapcsolódó koncepciók fejlesztésével összefüggő dokumentumok (stratégiák, politikák, tervek, programok, költségvetések), jogi előírások és nemzetközi megállapodások javaslatai elbírálásánál jogszabályok által szabályozott eljárás. Pontosan ezek azok a dokumentumok, amelyek végső soron „keretet” biztosítanak a térségek és szektorok fejlesztése irányításának és feltételezik azokat a konkrét fejlesztési aktivitásokat, amelyek az egyes projektek esetében az environmentális hatások elbírálásának a tárgyát képezhetik.*

A stratégiai environmentális értékelés intézményét úgy jellemezhetjük, hogy az *komplex, szisztematikus és transzparens értékelést biztosít a fejlesztési tervekkel, vagy az azok aktualizálásának environmentális következményeivel kapcsolatban, amelynek biztosítania kell, hogy az environmentális vonatkozások:*

- a döntési folyamat lehető legkorábbi szakaszában érvényesüljenek, amikor még minden lehetőség nyitott az optimális alternatív megoldások, vagy variánsok kiválasztásához,
- valamennyi érdekelt – beleértve a nyilvánosságot is – bevonásával, a minőségi módszertani eljárások alapján kerüljenek elbírálásra,
- az gazdasági és szociális vonatkozásokkal együtt hatékonyan integrálásra kerüljenek az így megfogalmazott fejlesztési dokumentumokba és
- hogy biztosított legyen az ezen dokumentumok alkalmazásának következtében bekövetkező environmentális hatások monitoringja.

A Szlovák Köztársaságban a stratégiai environmentális értékelés intézményének alapjait a *Szlovák Köztársaság Nemzeti Tanácsának „Az élő környezetre befolyással bíró hatások elbírálásáról”* szóló, 127/1994 Z. z. sz., a későbbi módosításokkal együtt hatályos törvénye fektette le. Ennek a törvénynek a negyedik része foglalkozik az alapvető fejlesztési koncepciók (főleg az energetika, a bányászat, az ipar, a mezőgazdaság, az erdő- és vízgazdálkodás, a hulladékgazdálkodás és az idegenforgalom területére vonatkozó) kiválasztott típusainak, területi-tervezési dokumentációinak, valamint az általánosan kötelező jogi előírások élő környezetre gyakorolt feltételezett hatásai elbírálásakor alkalmazandó eljárással szemben támasztott általános követelményekkel.

Ez a törvény azonban nem határozza meg pontosabban az azzal a dokumentációnak (enviromentális jelentés) a terjedelmével szemben támasztott követelményeket, amelyet a stratégiai enviromentális értékeléshez ki kell dolgozni. Ezen kívül, a megoldásra javasolt forgatókönyvek enviromentális értékelésénél fontos szempont, hogy államhatáron átterjedő hatások elbírálásáról van szó. Az előterjesztett javaslatok elbírálásába be kell kapcsolni a Duna magyar oldalán található érintett községeket és a nyilvánosságot is. Az élő környezetre gyakorolt hatások elbírálása során az országhatárokon átterjedő hatások elbírálásáról szóló Megállapodásból (Espoo-i Megállapodás) kell kiindulni, amely a Szlovák Köztársaság esetében 2000. február 17. lépett hatályba (lásd a Szlovák Köztársaság Külügyminisztériumának 162/2000 Z. z. sz. közleménye).

Az Európai Unió ide tartozó jogi előírásai (A 2001/42/ES sz., 2001. június 5-i irányelve egyes terveknek és programoknak az élő környezetre gyakorolt hatásainak elbírálásáról), valamint az eddigi gyakorlati tapasztalatok alapján azt ajánljuk, hogy a javasolt forgatókönyveknek a Duna hullámtere magyar oldalon és szlovák oldalon elterülő egy részének élő környezetére gyakorolt feltételezett hatásairól összeállított enviromentális jelentés a következőket tartalmazza:

- a) tömör tartalom, a vízjárás optimális megoldására vonatkozó javaslatok forgatókönyveinek indoklása, azok alapvető célja, valamint viszonyuk azokhoz a tervekhez és projektekhez, amelyek a megoldásra váró területekre érvényesek,
- b) az élő környezet jelenlegi állapotának lényeges vonatkozásai és a területen valószínűsíthető fejlődés a javasolt forgatókönyvek megvalósításának elmaradása esetén,
- c) a terület azon enviromentális tulajdonságai, amelyekre valószínűleg jelentős hatást fog gyakorolni javasolt forgatókönyv szerinti megoldás,
- d) azok a létező enviromentális problémák, amelyek a javasolt forgatókönyvekhez kapcsolódnak,
- e) azok a nemzetközi szinten, valamint a Szlovák Köztársaság területének élő környezete védelmével összefüggésben megfogalmazott prioritások, amelyek lényegesek a javasolt forgatókönyvekkel összefüggésben,
- f) az élő környezetre gyakorolt feltételezett jelentős hatások (közvetlen, közvetett, kumulatív, szinergikus, rövid távú, közép távú, hosszú távú, tartós és átmeneti, pozitív és negatív), főleg azok, amelyek hatást gyakorolnak a biodiverzitásra, a lakosságra, az emberi egészségre, a faunára, a flórára, a talajra, a vízre, a légkörre, a klimatikus tényezőkre, az anyagi tényezőkre, a kulturális örökségre - beleértve az épített és a régészeti örökséget is - a tájra, a nemzetgazdaságra, valamint az említett tényezők és alanyok közötti kölcsönös kapcsolataira;
- g) a javasolt forgatókönyvek megvalósításával összefüggő, az élő környezetre gyakorolt bármiféle jelentős negatív hatás csökkentése és ha lehet megakadályozni hivatott megelőző intézkedések,
- h) az előnyben részesített forgatókönyv/forgatókönyvek kiválasztásának indoklása,
- i) a monitoringal kapcsolatos intézkedések leírása,
- j) az előzőekben felsorolt pontokkal összefüggő információk nem műszaki jellegű összefoglalása, amely az enviromentális jelentés nyilvános bemutatása során és a nyilvános vitára bocsátás során kerülne felhasználásra.

A meglévő enviromentális értékelések eljárások közül a forgatókönyvek elbírálásakor azoknak az eljárásokat javasoljuk kiindulásnak tekinteni, amelyeket a regionális enviromentális értékeléseknél szoktunk alkalmazni. Ez az értékelési típus az enviromentális problémákra és a regionális fejlesztési dokumentumok hatásaira koncentrálna, és ez felel meg a leginkább a javasolt megoldási forgatókönyveknek a vízjárás optimalizálására vonatkozó

enviromentális értékelés követelményeinek. A regionális enviromentális értékelések során figyelembe veszik a területi elrendezés optimalizálását, valamint egyéb más regionális sajátosságokat is. Az értékelés során figyelembe veszik a múltbeli, jelenkori és jövőbeni fejlesztési aktivitásokat is, különös tekintettel az érdekütközésekre valamint a vizsgált régióban a források igénybevételével összefüggő egyéb más (WORLD BANK, 1996; GOODLAND, 1996, KOZOVÁ, 2002).

A regionális enviromentális értékelés módszertani szempontból a kumulatív enviromentális értékeléshez áll a legközelebb, amely a jelenlegi, a múltbeli és a jövőbeli hatások fejlődésének szinergikus kapcsolatára összpontosít bizonyos behatárolt területen. Ugyanakkor a kumulatív hatások alatt az élő környezet olyan változásait értik, amelyeket a javasolt projekt / esetleg az alternatív megoldással, vagy tevékenység idéz elő a múltban és a jelenben megvalósított, vagy a jövőben kilátásba helyezett projektekkel és tevékenységekkel együtt (CANADIAN ENVIROMENTAL ASSESSMENT AGENCY, 1997). Pontosan ilyen eljárás tudna jól beválni az enviromentális forgatókönyvek kiértékelésénél.

Ebben az összefüggésben fontos kihangsúlyozni, hogy a tervezési folyamatokban a stratégiai enviromentális értékelés érvényesítésének az integrált modell a leghatékonyabb és leghatásosabb módja. Ez azt jelenti, hogy az enviromentális értékelés az egész tervezési folyamatban integráltan valósul meg: már a projekt dokumentáció műszaki javaslatainak előkészítésekor kezdetét veszi az együttműködés, s ez folytatódik a védelmi intézkedésre vonatkozó javaslatok kialakításánál, megvalósítás során, valamint a hatások monitorozásánál. A stratégiai enviromentális értékelésnek tehát nem csak az enviromentális jelentés az eredménye (bár ez fontos része, ugyanis ebben bírálják el az élő környezetre gyakorolt feltételezett fontos hatásokat, a megelőzésükre és csökkentésükre vonatkozó intézkedésekre tesznek javaslatokat, megindokolják a változatok kiválasztásának okait, stb.). Az enviromentális értékelés legerősebb oldala, hogy átláthatóvá teszi az egész előkészítési folyamatot, valamint a szóban forgó tevékenység megvalósítását. Lehetővé teszi, hogy az érintettek - beleértve a nyilvánosságot is - bekapcsolódjanak az tervezési folyamatok egyes lépéseibe, részt vegyenek az elkészítés alatt álló dokumentumok véleményezésébe, valamint az enviromentálisan elfogadható megoldási forgatókönyv megvalósítása után aktív kapcsolatban legyenek azzal a szakértői csapattal, amely a jelentős enviromentális hatások monitorozását végzi. A világban a folyók árterében folytatott fenntartható gazdálkodás integrált tervezésénél nagyon jól bevált ez a „participális” hozzáállás.

## 8. TELJES ÖSSZEGZÉS, AJÁNLÁSOK ÉS JAVASLATOK

A hullámtér vízjárása optimalizálásának ahhoz a természetes állapothoz kellene közelítenie, amely a Duna mellékágainak lezárása és leválasztása előtt létezett. Ökológiai szempontból célszerűnek látszik egy új eupotamál mellékág főmeder kialakítása. Elméletileg több változat is lehetséges, mégpedig az eupotamál összekapcsolása a szlovák és magyar mellékágrendszer összekapcsolásával, egy új eupotamál kialakítása csak a szlovák területen, vagy két eupotamál kialakítása a szlovák és magyar területen. Abban az esetben, ha valamilyen okból nem reális lehetőség egy új eupotamál kialakítása a szlovák és a magyar mellékágrendszer összekapcsolásával, esetleg a Duna régi medre egy szakaszának a bevonásával, el lehet gondolkodni a ŠPORKA (2001) által javasolt új eupotamál, illetve két paralel („nemzeti”) eupotamál (LISICKÝ 2001) kialakításáról is, amelynek eredménye a viszonylag legtermészetesebb, bizonyos mértékben a vízerőmű felépítése előttihez közeli állapot létrehozása lenne. Tudomásul kell ugyanis venni, hogy a Duna medrében a hajózást segíteni hivatott előző munkálatok (a Duna medrének kiegyenesítése, a partok megerősítése, a vízhozamoknak a kiegyenesített mederbe történt koncentrálása) következtében olyan változások következtek be, amelyek megakadályozzák az eredeti természetes állapot (amikor a Duna még szabadon meanderezett), de a múlt század közepére jellemző állapot visszaállítását. Jelentős változások történtek a vízlépcső felépítésével is. Lehetőség adódott arra, hogy legalább megközelítsük a hullámtér természetes állapotát.

A mellékágrendszerek történelmi fejlődését figyelembe véve, a hullámtérre (az árvízvédelmi töltések közötti területre) kell koncentrálni azzal a kockázattal, hogy csak néhány helyen lesz meg, esetleg nem is lesz közvetlen kapcsolat az eredeti meder vízszintje és az egykori mellékágrendszerek között. Az eredeti meder megsüllyedt feneké és az üzemvíz csatorna segítségével történő vízkivétel jelenleg nem teszi lehetővé, hogy a Bósi Vízerőmű működtetése mellett a víz természetes körülmények között kilépjen a mederből, és elárhassa a töltések közötti részt, kivéve a  $8000 \text{ m}^3/\text{s}$  vízhozamot meghaladó nagy áradásokat. Műszaki megoldásokkal azonban ezen lehet segíteni.

A kitűzött célok elérése szempontjából első sorban az alábbi intézkedésekre van szükség:

- Az egyes mellékágrendszerek fő ágainak összekapcsolásával biztosítani kell egy „új folyó” kialakítását, amelynek segítségével biztosítható lenne a különböző vízi alakzatok (mellékágak, hullámtéri tavacskák, hullámtéri tócsák) fennmaradása az érintett terület eredeti hullámtérében.
- A kölcsönösen összekapcsolt mellékágak megszűnt torkolatainak megújítására (anasztamózis) annak érdekében, hogy ezekben a víztestekben széles skálát érjen el a víz áramlási sebessége, illetve különböző hidrológiai feltételek alakuljanak ki azokban.
- A víztestekben meg kell valósítani a vízszint ingadozását, egészen a fenék időleges szárazra kerülésétől a víztestek magas vízállás melletti összekapcsolásáig.
- Biztosítani, hogy a vízszint ingadozása a fő folyó Dévénynél mért vízhozamai vízszintjével összhangban ingadozzon.
- Árvizek idején az új rendszer fő folyóágában biztosítani kell a víz lehető legnagyobb áramlási sebességét, amit a víztestek átöblítésére kell felhasználni és ezzel kell lelassítani a természetes szukcesszió következtében bekövetkező feltöltődésüket.

- A fent említett célokra való tekintettel egyértelműen meg kell határozni az ennek a területnek az irányításával kapcsolatos prioritásokat (a terület árvízvédelmi célú hasznosítása, a vízhozamok levezetése és a polder-funkció, a természetvédelem, erdőgazdálkodás, rekreáció, stb.) és ennek az elvnek az alapján ki kell dolgozni a hullámtéri integrált vízgazdálkodási menedzsment üzemeltetési rendjét.

## 8.1. A VÍZJÁRÁS OPTIMALIZÁLÁSÁRA ÉS A MENEDZSMENTRE VONATKOZÓ FORGATÓKÖNYVEK ÉRTÉKELÉSE

Az olyan természeteshez közeli (természetes jellemzőkkel bíró) társulások, amelyek az ártéri erdőkhöz - mint reálisan elérhető elfogadható állapothoz – közelítenek, fennmaradásának a feltétele, hogy az erdei növényzet nagyobb része a mellékágrendszer maradékából az eddigi mesterséges árvizeknél nagyobb terjedelemben és hosszabb ideig elárasztásra kerüljön.

Az érintett területen ezért nélkülözhetetlen az árvizek biztosítása, amelyek során az erdei növényzetben a gátak közötti területen általában évente egyszer néhány napon kersztül áramlani, nem csak stagnálni (!!!) fog a víz. E társulások formálása szempontjából az állandó vízszinteknél sokkal fontosabb a felszín alatti vizek, illetve az árvízi vízszintek a viszonylag széles határok közötti szabályszerű ingadozásának a biztosítása. A ripikol és a litorális társulások megőrzéséhez nélkülözhetetlen a mellékágrendszer maradékában lévő víz ingadozásának olyan biztosítása, hogy a sekélyebb mellékágak feneké, illetve a partfalak enyhén lejtős részei hosszabb ideig szárazra kerüljenek.

Az eredeti mellékágrendszer fő ágaiban a vízhozamot és ezzel együtt a vízszintet a Pozsony feletti vízhozamoktól függően kell változtatni. A vízszintnek a mellékágakban is a változónak kell lennie. Nem lehetne tartósan magas vízszintet fenntartani, mint ahogyan az manapság az év nagy részében van. A sokféle víztestnek (mellékágak, meanderek, mélyedések) biztosítania kell az alacsonyabb vízszinteket is, hogy a víz fel tudjon melegedni, és kialakuljanak a szabad vízfelületű és a parti gyökérzetű vegetáció faunájának az egyenletes létezéséhez szükséges feltételek. Az ezekre a társulásokra jellemző fajoknak a többsége nem tolerálja a tartósan magas vízszintet és az ezzel összefüggésben a mellékágakban az alacsonyabb vízhőmérsékletet.

LISICKÝ (2001) szerint az elhagyott meder túl kiterjedt (és a partjai is megerősítettek) ahhoz, hogy az elgondolt vízhozamok ( $250 - 600 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$  Dunacsún alatt) mellett továbbra is mederképzést végezzen. A hidrobiológiai tipológia szerint a fő folyó (eupotamál) gyakorlatilag mellékágra (parapotamál) változott. Az ún. régi meder elterelését és duzzasztását ezért a Duna régi medrének drénező hatásának csökkentésével indokolják, ökoszológiai szempontból pedig csak átmeneti stádiumnak tekintik addig, amíg az eredeti mellékágrendszer fő ágaiban nem lesz működőképes az eupotamál. A természeti környezethez közeli funkcionális megoldást csak a régi vízhozamnak az eredeti mellékágrendszernek a nagyobb vízhozamokra való fokozatos adaptálódásával és átvezetéssel lehet elérni, miközben a régi meder az árvízi vízhozamok levezetésére fog szolgálni. Ez azt jelenti, hogy a folyó ebben a társágban a múltban létezett anasztóm és meanderező képlet megújulását, illetve a múlt században kiegyenesített és megerősített fő meder fokozatos elhagyását jelenti. Irányított szukcesszió segítségével bekövetkezhet az önszabályozó ökoszisztéma természetes megújulása is, amely az egy nagyságrenddel alacsonyabb vízhozam esetén is (pl. a Megállapodás 1995 alapján) a Duna Pozsony feletti folyószakaszán létezőnek felelne meg. Ugyanakkor le kell mondani a Duna régi medrének hajózhatóságáról. (Egyenlőre a hajózás műszakilag Dunacsúnytól Dunakilitig - esetleg átszilipeléssel a Dunakiliti duzzasztómű alá -



biztosított, illetve Szaptól a bósi kikötőig is lehetséges.) Miután az új medrek elégséges átfolyó kapacitással fognak rendelkezni, számolni kell a nem funkcionális régi mederszakaszok feltöltődésével, miközben megmarad a nagy árvizeket levezető funkciója.

Maga a hidrológiai rezsím nem elegendő, csupán nélkülözhetetlen feltétele a természetes állapothoz való visszatéréséhez. Ehhez a hidrológiai rezsím irányításának rendezésén kívül arra is szükség van, hogy alapvetően megváltozzon az erdőgazdálkodás és a helyi lakosság tájhasznosítással összefüggő gyakorlata is. Mindenek előtt elejét kell venni e terület fokozatos urbanizálódásának, illetve az úthálózattal és az intenzív hasznosítású telkekkel, üdülési célú létesítményekkel, stb. való felaprózásának. Ennek előfeltétele a természetvédelmi terület egyes részein, illetve a különleges rendeltetésű erdőkben a természetesen és mesterségesen elárasztott, valamint a természetvédelmi területekre érvényes belső rendnek a fenntartása. Enélkül ugyanis a vízgazdálkodási intézkedések megvalósítása hatásos lehet, de eredményei más aktivitások következtében elértéktelenednek. Ezen oknál fogva is szigorúan igényelni kell mindenfajta olyan tevékenység beszüntetését, amely ellentmond az ártér jellegének.

A javaslatok többségének céljai nagyon hasonlóak, a megvalósításukhoz szükséges költségek nagysága és a munkák mennyisége, de a jövőbeni feltételezett működés is nagyon különbözőek. A javasolt intézkedések a hullámtér természetes környezetében a megvalósításukhoz szükséges beavatkozás intenzitását tekintve is különböznek egymástól, ami nem elhanyagolható szempont az ökoszozológiai legalkalmasabb forgatókönyv kiválasztásánál.

A (7.2.2. pont) szerinti javaslat – a **Duna régi medrének 1 – 4 fenékküszöb segítségével történő duzzasztása** az e tanulmány által felállított célok szempontjából és a természetes körülmények szimulációja szempontjából a legkevésbé megfelelő. A 7.2.4. szerinti javaslat - **a mederfenék megemelése és a meder szűkítése** - ellentmond az árvízvédelem követelményének, és a Duna régi medrének egész szakaszán nagyon sok hosszú ideig tartó és költséges munkát tartalmaz. Ideiglenesen az egész hullámtér építkezési területté változna a természeti környezetre ebből következő negatív hatásokkal együtt. A mederfenék megemelését, illetve a meder szigetekkel való szűkítését megfogalmazó megoldásokat ökológiai funkcionálisnak és ökoszozológiai értékesnek tartjuk, de azok nem reálisak, mivel az azokhoz magas vízhozamok (60% és ennél több) szükségesek, illetve valószínűleg problémák jelentkeznek a nem elégséges árvízlevezető kapacitásuk miatt.

A 7.2.1. - a **fenékküszöbök segítségével történő sűrű duzzasztás** – és a 7.2.5. - a **gázlók megerősítése és kőgátak** – pontokba foglalt javaslatok is hasonlóak. Több a revitalizáció szempontjából fontos ökológiai kritériumot teljesítenek, hátrányuk azonban az, hogy a régi meder területén természetellenes kis tározókat alakítanának ki. Azonban kiegészítő műszaki intézkedéseként hasznosíthatók az új funkcionális eupatomál kialakításánál és az árvízi vízhozamok levezetésénél. A magyar fél által előterjesztett anyagok közül (7.4. fejezet) a sűrű duzzasztásos változat éri el a legjobb helyezést. A régi meder ritka duzzasztását tartjuk a legkevésbé alkalmasnak, mert a természeti környezet így kialakult állapota hosszú távra visszatekintve eltérne a természetes állapot megközelítésére megfogalmazott céloktól. Végző soron a helyi fenékküszöbökkel kapcsolatos részintézkedések, vagy az olyan intézkedések, amelyek a szóban forgó terület kis részére jelentenek megoldást a rendszer szempontjából teljes mértékben, az ökoszisztéma szempontjából pedig még inkább elfogadhatatlanok.

## 8.2. AZ ALAPUL SZOLGÁLÓ FORGATÓKÖNYV KIVÁLASZTÁSA ÉS ALAPVETŐ AJÁNLÁSOK

Részletesebb végső megtárgyalásra és az eljárások modellezésének megvalósítására a **7.2.3. csoportba – új eupotamál** - tartozó javaslatokat ajánljuk. A természeti folyamatok megújulását, illetve az ökoszisztéma önszabályozása szempontjából ezek a legperspektivikusabbak, ezért a forgatókönyveknek az éppen ebbe a csoportjába tartozó változatok alkalmasságát kell kidolgozni és elbírálni. Megvalósításukhoz először a gátakkal való duzzasztásra vonatkozó javaslatot, vagy a meder több helyen történő elrekesztését, a Duna régi medrében a meder teljes szélességében vízkormányzó műtárgyak kiépítését kell megvalósítani. Az ebbe a csoportba tartozó javaslat, amely az egyik domináns mellékág kikotrását tartalmazza, munkaigényes, költséges és az árvízvédelem valamint a talajmunkák és a hullámtér medrének fenntartása szempontjából problematikus megoldás. Ráadásul ellentmond annak az elvnek, hogy a kiválasztott mellékágakban természetes mederképzésnek kell megvalósulnia és kerülni kell a fölösleges parterősítéseket. Az egyes forgatókönyvekről szóló vitákból az következik, hogy ökológiai és az ökoszozológiai szempontjából a legfunkcionálisabbnak és a leoptimálisabbnak azokat a megoldásokat lehet tekinteni, amelyek feltételezik a folyó új eupotamáljának a kialakítását, pl. ahogyan ezt a **8.2. ábra** szemlélteti. **Előnyt élvez az olyan komplex szlovák – magyar megoldás, amely a Dunának ezen a szakaszán megújítaná az egységes ökoszisztémát.** Abban az esetben, ha a modellezés, vagy más (azaz az ökológiai kivüli) indokok arra utalnának, hogy nincs realitása a megvalósításának, akkor a sorrendben második lehetőség - két paralel eupotamál kialakítása a régi Duna meder két partján - következik. Gyakorlati szempontból az árvízi vízhozamok levezetése, valamint az új eupotamál kialakítása irányuló ökológiai célkitűzés szempontjából a megoldást az új eupotamál kialakítása jelenti a fenékküszöbök alkalmazásával azokon a helyeken, ahol az a Duna régi medrét keresztezi, illetve ott, ahol csökkenteni kell a régi meder drénhatását. Ez a megoldás megőrzi az árvízi vízhozamok levezetését, csökkenti a régi meder drénhatását, és kis (változó) vízhozam mellett addig fog működni a régi mederben, amíg az eredeti mellékágrendszer fő ágaiiban működni nem kezd az eupotamál, illetve, ha arra szükség lesz, akkor még tovább is. Árvizek idején a régi meder átveszi azoknak a vízhozamoknak a levezető szerepét, amelyek nem folynak le az új eupotamálon, illetve az elárasztott hullámtéren. Az új eupotamálnak olyannak kell lennie, hogy hosszának nagy részén ne legyen szükség mederfenntartására és parterősítésére.

Amennyiben elfogadjuk azt az elvet, hogy a rendezéseknek **nem szabad erőszakoltnak lenniük, akkor azokat nem a hullámtér egész területén kellene megvalósítani, azoknak nem szabadna költségeseknek lennie, nem kellene nagy kiterjedésű földmunkákat tartalmaznia és a természetes folyamatokhoz kellene közelíteniük,** akkor fennáll a javaslatok bizonyos kombinációjának és a munkák bizonyos egymás utániségának a lehetősége. Ennek meg lenne az az előnye is, hogy a munkák végrehajtása közben a természeti környezet monitorozása alapján módosításokat is végre lehetne hajtani. Ez az eljárás időrendben a következő lehet:

- **néhány alacsony gát** kiépítése (nem szilárd duzzasztók), melyek lehetővé teszik néhány helyen a mellékágrendszer és a Duna régi medrének az összekapcsolását,
- a **víz természetes megosztásának** biztosítása a Duna régi medre és az összekötött mellékágak között,
- a **mellékágakba átengedett vízhozamok optimalizálása** a gátakkal és a mellékágak vízdinamikájával összefüggésben,
- szabályozások, amelyek elvezetnek **az önszabályozó ökoszisztémák természetes folyamatához** megújulásához, beleértve a vízhozamok dinamikáját és a felszíni valamint felszín alatti vizek szintjét, az eróziót és az üledékképződést, a hullámtéri meanderezést, a mellékágak összekapcsolását,

- **a működés monitorozása**, eleinte néhány, a Duna régi medrében felépített 2 – 3 alacsony bukógát, majd az eredmények alapján néhány más rendezés megfogalmazása: pl. a gázlók megerősítése, a mellékágak összekötése, a vízszintek megváltoztatása, stb.; fokozatosan további bukógátak építése a Duna medrében.

A történelmi adatok nem megfelelő minőségére, valamint a hasonló léptékű és a hasonló és a természeti környezetben megvalósított folyó revitalizációval és renaturációval kapcsolatos kevés tapasztalatra való tekintettel, felvetődik az elvárt folyamatok (erózió, üledékképződés, vízminőség, a felszín alatti vizekre való hatás, stb.) előzetes modellezésének a kérdése. Az aljzat, az üledékek és a geomorfológia nagy heterogenitását figyelembe véve valószínűleg nagyon költséges lenne a megbízható modell felállítása. Hasonló következtetésre jutottak 2002-ben pl. a Nationalpark Donauauen Tudományos Tanácsadó Testületének és a Wasserstrassendirektion képviselői is, amikor a Duna bal partján, a Hainburggal szemben lévő megerősített part eltávolítását fontolgatták azzal a céllal, hogy ezen a szakaszon a folyó medrének alakítást átengedik a természetes folyamatoknak (Uferrückbau Projekt a Life III. keretében). A Regelsbrunn térségében végrehajtott részben sikertelen renaturáció tanulságainak levonásáról volt szó. Ugyanakkor már rendelkezünk bizonyos tapasztalatokkal a tározó és környéke folyamatainak modellezésére, illetve ismerjük más országok tapasztalatait és azokat az új kutatási módszereket, amelyek jelentősen megkönnyíthetik a modellezés folyamatát. Az új megoldásoknak különösen azokat a részeit lesz célszerű modellezni, amelyeknek a megvalósítása műszaki intézkedéseket igényel, valamint az árvizek és a jégzajlás levezetésének ellenőrzését. Fokozatosan az egész nagy területre kiterjedő kísérletre is el lehet végezni a modellezést. Az eróziós és üledékképző tevékenységek is modellezhetők. Ezek nagyon jó eredménnyel járnak. A kérdés csupán az, hogy erre mikor kerül sor, mivel ez a jövőbeni vízhozamoktól és főleg az áradások bekövetkezésének az idejétől függ, amit azonban nem tudunk előre jelezni. A modellezés ugyanis olyan folyamat, amelynek kiinduló pontja a monitoring. A javaslatokat modellezi és elősegíti a döntéshozatalt és a megvalósítást. Ezt követi a monitorozás folytatása, illetve az eredmények összehasonlítása a modellel. Ennek alapján a modellen módosításokat eszközölnek és egy új fázis következik: a javaslatok módosítása. Egy interaktív folyamatról van szó, amelyet a munkák során fel lehet használni. A mi szemszögünkben a Duna osztrák szakaszán elvégzett ilyen munka egyik fő tanulsága, hogy nem lehet rögtön azt modellezni, hogy milyen lesz a végleges megoldás, és főleg nem lehet megmondani, hogy mikor jutunk el az ilyen megoldáshoz. Mivel egy folyamatról van szó, a javaslatot egymást követő lépésekre kell felosztani, ezeket kell modellezni, majd ezeknek a modelleknek az eredményeit kell monitorozni. A javaslatot további lépésekkel tovább kel tökéletesíteni és módosítani. Megállapítható, hogy a modellezés során előforduló egyes sikertelenségek nem a modellezés hiányosságából, hanem a modellezésnél alkalmazott egyes paraméterek nem kellő ismeretéből következnek.

Ezért azok a szakemberek, akik ezt az anyagot összeállították, hajlanak arra a gondolatnak az elfogadására, hogy **a szóban forgó területen fokozatosan kell elvégezni a folyó dinamikájának szabályozott (műszaki tevékenységekkel és a vízgazdálkodási menedzsmenttel irányított), az összefoglalóban javasolt foratókönyv szerinti szabad táételét, illetve annak az elvnek az elfogadására, hogy fokozatosan olyan adaptív döntéseket kell hozni, amelyek az elkövetkező évtizedekben elvezetnek a vízjárás fokozatos optimalizálásához. Ennek céljait az előző fejezetekben megfogalmazott alapvető gondolatok jelentik. Ugyanakkor azt ajánlják, hogy ennek megvalósítása során a lehető kevesebb műszaki beavatkozással járó munkára kerüljön sor a mellékágrendszerben, s az új eupotamál kialakítását a természetre és a természeti folyamatokra kell bízni.**

## 8.3. JAVASLAT A MUNKÁK EGYMÁST KÖVETŐ LÉPÉSEINEK ALAPELVEIRE

### 8.3.1. A rendelkezésre álló vízforrások

Az előző mérlegelésekből világos, hogy alapjában két vízforrás létezik, mégpedig:

#### 1) Tározóból származó víz

- a Duna régi medrének bal oldalán (a mellékágrendszer szlovák része) a bevezető csatornából származó víz, amely a vízkiviteli műtárgyon keresztül folyik Doborgaznál a mellékágrendszerbe, melynek mennyisége nagymértékben - gyakorlatilag 0-tól valószínűleg  $240 \text{ m}^3/\text{s}$ -ig - szabályozható.
- a Duna jobb oldalán (a mellékágrendszer magyar része) a dunacsúni tározóból származó víz, amely a Mosoni Dun vízutánpótlását biztosító,  $40 \text{ m}^3/\text{s}$  kapacitású vízkivételi műtárgyon keresztül, a szivárgó csatorna vizével együtt jut el a mellékágrendszerbe.

#### 2) A Duna régi medrének vize, melynek teljes mennyisége az 1995. évi „Megállapodás” alapján $250 - 600 \text{ m}^3/\text{s}$ közötti értéken mozog, azzal a kiegészítéssel, hogy a régi mederben árvizek idején jóval nagyobb vízhozam folyhat át, amely elméletileg meghaladhatja a $10\,000 \text{ m}^3/\text{s}$ mennyiséget is. A magyar fél 1999. évi javaslata alapján (A MAGYAR KÖZTÁRSASÁG MINISZTERELNÖKI HIVATALA 1999), amelyben öt magyar intézmény határozza meg az ökológiai-technikai koncepciót, a Duna régi medrének vízhozamára kifejezetten megfogalmazott ökológiai minimum a vegetációs időszakban $400 \text{ m}^3/\text{s}$ , a téli időszakban pedig $20 - 40 \text{ m}^3/\text{s}$ .

- magyar oldalon a Duna régi medréről a víz a Dunakiliti Duzzasztómű felett közvetlenül a partfalon létesített nyílásokon keresztül jut el a mellékágrendszerbe. Ezeket keresztül a nyári időszakban átlagosan  $100 - 300 \text{ m}^3/\text{s}$  víz folyik a mellékágakba.
- Doborgaznál egy a Dunakilitinél, az 1843 fkm szelvényben létesített fenékküszöbhez hasonló bukógátát megépítésével hasonlóképpen lehetne megvalósítani a Duna régi medre és szlovák-oldali mellékágrendszer közötti közvetlen kapcsolatot is.

Nyilvánvaló, hogy mindkét alapvető vízforrás: a tározóból és a felvív-csatornából, illetve és a Duna régi medréről származó víz rendelkezésre állnak és ezeket kölcsönösen kombinálni lehet.

### 8.3.2. A mellékágakba történő vízbeeresztés módosítatai

A megoldás több, a z előzőekben meghatározott változatot feltételez. Ökológiai és ökoszozológiai szempontból a leginkább funkcionálisnak és legoptimálisabbnak a jelenlegi hullámtérben található mellékágrendszer fő ágában létesítendő új eupotamál kialakítását feltételező megoldásokat lehet tekinteni (áramló vizű folyómeder). A komplex szlovák–magyar megoldás élvez elsőbbséget, amely a Dunának ezen a szakaszán megújítaná az egységes ökoszisztémát. A sorrendben második helyen az a megoldás következik, amelynek eredményeként a régi meder két partján két párhuzamos eupotamál kerülne kialakításra.

Ez a két változat azt feltételezi, hogy a Dunakiliti Duzzasztómű alatt - pl. fenékküszöb segítségével - a mellékágak vízfelületét összekapcsolják a Duna régi medrének vízfelületével. Ezen kívül két alternatívát feltételeznek: az egyik egy közös, szlovák–magyar eupotamál, amely néhány helyen keresztezi Duna régi medrét, a másik pedig a Duna egy-egy oldalán

kialakított két önálló eupotamál, amelyek nem keresztezik a régi Duna medrét. Valamelyik alternatíva kiválasztása nem zárja ki, hogy a későbbiekben más alternatíva kerüljön elfogadásra, illetve, hogy csak a Duna egyik oldalán kerüljön sor a helyzet megoldására.

Ezen kívül valószínűleg funkcionális marad a dunacsúni, a Mosoni Duna vízutánpótlását biztosító műtárgy, illetve a doborgazi, a szlovák mellékágrendszer vízutánpótlását biztosító műtárgy. Az régi mederrel való kapcsolat kialakítását követően szlovák oldalon az ezen a műtárgyon keresztül beengedett mennyiséget csökkenteni lehet és azt a mellékágakba átengedett vízhozamok kiegészítő szabályozására, illetve a mesterséges árvizek létrehozására lehet felhasználni.

A régi medret rendezet formában valószínűleg az árvízi vízhozamoknak - tehát azoknak a vízhozamoknak a levezetésére, amelyek nem folynak át az üzemvíz csatornán, a mellékágrendszeren és magasabb vízhozamok esetén a hullámtéren - levezetésére fogják fenntartani. Árvízmentes időszakokban a mederben a szaniter vízhozamnak megfelelő vízmennyiség fog lefolyni. A régi mederben lefolyó vízmennyiséget esetleg néhány alacsony fenékküszöb segítségével visszaduzzasztják és ezeket a duzzasztott szakaszokat pl. sportolási célokra használják. Minden esetben számolni kell régi meder árvízvédelmi céú karbantartásával annak érdekében, hogy képes legyen a nagy vízhozamok levezetésére. Az árvízmentes időszakokban a mederben félig átfolyó, illetve át nem folyó vízfelületek funkcióját tölti majd be.

### 8.3.3 A mellékágakban végzett szabályozások

A mellékágak alapvető szabályozásának célja, hogy azokat átfolyó, eupotamál típusú mellékágra változtassák, amely mellékágak azután egy új folyómedret alakítanak ki. A lehetséges javaslatok egyike a **8.1. ábrán** látható. Természetesen ez az ábra máshogy is kinézhet. Alapvetően a természetes állapothoz közeli funkcionális megoldásról van szó, amelyet a régi meder vízhozamának a mellékágrendszerbe történő fokozatos átvezetéssel lehet elérni, fokozatosan adaptálva ezt a mellékágrendszert a szükséges vízhozamokhoz. Ez a folyónak azt az anasztóm és meanderező képességének a megújítását jelenti, amely ebben a térségben a múltban létezett, valamint az elmúlt évszázadban kialakított csatornázott fő Duna-meder fokozatos elhagyását jelenti.

### 8.3.4 A munkák sorrendje

Az osztrák fél eddigi tapasztalatait és információit figyelembe véve minden realizált lépést előre kellene modellezni, lépésről lépésre realizálni, és lépésről lépésre monitorozni. A lehetséges alternatívák egyike pl.:

- A Duna régi meder és a leendő eupotamál típusú mellékág vízfelületének összekapcsolására vonatkozó javaslat kidolgozása, a javasolt megoldás modellezése és megtervezése.
- Bukógát megépítése pl. valahol az 1838 fkm (Vajka/Vojka) és a 1840 fkm (Doborgaz/Dobrohošť) között.
- Fenékküszöb és sarkantyú megépítése feltöltő csatornában a Görberéteknél (Dunajské Kriviny) található zsilip közelében.
- A Vajkai mellékág és a Duna régi medrének duzzasztott vízszintjének összekapcsolása a partfalban létesített nyílás segítségével.

- Fenékküszöb kiépítése az régi meder 1830 fkm szelvényében a Bodajki-kapunál/Bodicá brána (vagy az 1828,35 fkm szelvénybe, a mostani „E” vonal, vagy az 1831,70 fkm szelvényében a jelenlegi „C” vonal, vagy az 1834,90 fkm szelvényben, a mai „B” vonal alatt), amely felett az új eupotamál keresztezerné a Dunát, esetleg ezen a helyen kaphatna további vízutánpótlást a régi folyómederből.
- A fenékküszöb megépítését követően bekövetkezett változások és a mellékágban végbemenő folyamatok – mindenek előtt a vízhozamok, valamint az eróziós és üledékképző folyamatok, a partváltozások, stb. - monitorozása.
- A régi mederben fenn kell tartani a szaniter vízhozam mennyiséget és a régi medret olyan állapotban kell tartani, hogy képes legyen levezetni az árvízi vízhozamokat.
- A változásokat és a folyamatokat ki kell értékelni, az eredményeket be kell építeni a modellekbe, a modell-megoldást meg kell ismételni.
- Ki kell értékelni a megelőző időszakban végzett munkák sikerét, javaslatot kell megfogalmazni a további eljárásra és az új munkákra.

## 9. UTÓSZÓ

Ebben az összeállításban egy bizonyos arra vonatkozó víziót szerettünk volna bemutatni, hogy árvízvédelmi és természeti szempontból hogyan kellene kinéznie annak az ártérnek, amely a régi Duna medre mentén, az árvízvédelmi töltések között, Doborgaztól/Dobrohošť Szapig/Sap húzódik. Ehhez a szakértők széles körének ismereteit használtuk fel. A bemutatott vízióban idéztük, bemutattuk, illetve összefoglaltuk a szakemberek gondolatait. Ezek a vélemények tartalmazzák azok szakmai indoklását, valamint a természeti környezet monitoringjának az értelmezését is. Világos, hogy a javasolt állapotot nem lehet az egyik napról a másikra, sem pedig egyszerre, vagy pedig gyorsan elérni. Ennek elérése fokozatosságot, több egymást követő lépést feltételez, s mindezt a lehető legcsekélyebb műszaki beavatkozás és a lehető legkisebb szabályozási munkák igénybevételével. Az eredmények nem csak a vízgazdálkodási rendezésektől függenek, hanem a különböző szinteken meghozott különböző döntésektől, kezdve a nemzetközi tárgyalások eredményeivel, bezárva a helyi önkormányzatok és az egyes emberek döntéseivel. Tanulmányunk nem foglalkozik ezekkel a vonatkozásokkal.

A tanulmány nem ragaszkodik minden javaslat szó szerinti elfogadásához, de olyan célt fogalmaz meg, amelyhez a fokozatos lépések, a nézetek megvitatása, a monitoring felhasználása és a monitoring adatok értelmezése segítségével lehet eljutni. A szerzők feltételezik, hogy a jövőben szakmai szinten megvitatásra kerül valamennyi megvalósításra javasolt elképzelés, megvalósul ezek modellezése, megvalósításuk után ezek monitorozása és kiértékelése, és ezeket fokozatosan úgy fogják kiegészíteni, hogy ezek elvezessenek a javasolt vízió beteljesüléséig.

## 10 LITERATÚRA

- ÁČ, P., BOHUŠ, M., NOVACKÝ, P., 1996: Výskyt a priestorové vzťahy akvatických druhov vtákov v inundácii Dunaja a vo vodnom diele Gabčíkovo. *Acta Environmentalica Universitatis Comenianae*, 6, p. 129 – 136.
- ÁČ, P., RYBANIČ, R., 1997: Hniezdna ornitocenóza na umelom ostrove v záujmovom území na vodnom diele Gabčíkovo. *Acta Environmentalica Universitatis Comenianae*, 9, p. 47-56.
- ADAMEC, L., HUSÁK, Š., JANAUER, G., A., OŤAHELOVÁ H., 1993: Phytosociological and ecophysiological study of macrophytes in backwaters in the Danube river inundation area near Palkovičovo (Slovakia). *Ekológia (Bratislava)*, 12, 1, p. 69-79.
- AGREEMENT 1995: Agreement between the Government of the Slovak Republic and the Government of Hungary about Certain Temporary Measures and Discharges to the Danube and Mosoni Danube, signed on April 19, 1995.
- AMBROS, Z., 1991: Bioindikace změn prostředí lesních ekosystémů. *Lesnictví*, 37, 1, p. 7-13.
- ANONYMUS, 1990: Ostrovy pri Bratislave a Kittsee (faksimile mapy z roku 1698). In: BLAŠKOVÁ, K. (red.): *Dunajské ramená v Bratislave. Mapy zo 17.-19. storočia*. Slovenská kartografia, Bratislava.
- BALÁT, F., 1963: Ptačí fauna Žitného ostrova. *Biologické práce*, 9(7), p. 1-84.
- BALÁŽI, P., MATIS, D., 2002: The species diversity, seasonal dynamics and trophical relations of the pelagic ciliated protozoa in the selected rivers of Slovakia. *Ekológia (Bratislava)*, 21(1), p. 3-14.
- BALÁŽI, P., TIRJAKOVÁ, E., 1999: New records of Suctorina (Ciliophora) from Slovakia. *Biológia (Bratislava)*, 55(2), p. 149-150.
- BALTHASAR, V., 1936: *Limnologické výskumy v slovenských vodách*. Bratislava, SUS, 75 pp.
- BALTHASAR, V., 1938: Další příspěvek k entomologickému výskumu Slovenska. *Entomol. listy*, 2, p. 122-123.
- BALON, E., K., 1966: Ichtyofauna československého úseku Dunaja. In MUCHA, V. - DUB, O. a kol., 1966: *Limnológia Československého úseku Dunaja, SAV*, p. 270-323.
- BANKÓ, Zs., 2001: Typizácia vybraných biotopov v oblasti DVD na základe výskytu makrofytov a vážok. Diplomová práca, PRIF UK, Bratislava, 39 pp.
- BARTOLČIČ, M., 1992: Biologicko-vodohospodárske dotvorenie Vodného diela Gabčíkovo: Výťah z koncepcnej štúdie vodohospodárskej alternatívy „V“. 11 pp., 12 príl.
- BEL, M., 1735: *Notitia Hungariae Novae Historico-Geographica*, Tom 1. Impensis Pavli Stravbii Bibliopolae, Vienna Austriaca, 696 pp.
- BENKE, A., C., HENRY, R., L., GILLESPIE, D., M., HUNTER, R., J., 1985: Importance of snag habitat for animal production in south-eastern streams. *Fisheries*, p. 10-13.
- BERTO VÁ, L., et al., 1986: Floristic characteristic from standpoint of genofond rare and threatened species. In: *Vegetation bases to assanation and reconstruction of the Hrušov reservoir territory, I., II., ÚEBE SAV Bratislava*, rukopis.
- BERCZIK, A., 1998: Hydrobiological effects of a lowland river barrage system on the Danube. *Verh. Internat Verein Limnol.*, 26, p. 975-977.
- BITUŠÍK, P., BULÁNKOVÁ, E., ČERNÝ, J., FAJMONOVÁ, E., HALGOŠ, J., KODADA, J., KRNO, I., OŤAHELOVÁ, H., ŠPORKA, F., VRANOVSKÝ, M., 1996: Tečúce vody. In: RUŽIČKOVÁ, H., HALADA, L., JEDLIČKA, L., KALIVODOVÁ, E., 1966: *Biotypy Slovenska*. Bratislava, ÚKE SAV, p. 117-125
- BITUŠÍK, P., BULÁNKOVÁ, E., ČERNÝ, J., HALGOŠ, J., KODADA, J., KRNO, I., OŤAHELOVÁ, H., ŠPORKA, F., VRANOVSKÝ, 1996: Stojaté vody. In: RUŽIČKOVÁ, H., HALADA, L., JEDLIČKA, L., KALIVODOVÁ, E., 1996: *Biotypy Slovenska*. Bratislava, ÚKE SAV, p. 110-117.
- BOHUŠ, M., 1992: Stav významného vtáčieho územia Podunajsko, hlavné problémy a možnosti ich riešenia. (*Status of the IBA Podunajsko - its main problems and factors involved in their solution*). p. 115 - 119. In: HORA, J., KAŇUCH, P., TORN, M., SAFRANEK, W., POJER, F., PŘIBYLOVÁ, D., HAJNÝ, L. (eds.): *Významní ptačí území v České a Slovenské republice. Sborník referátů ze semináře Československé sekce ICBP, Třeboň, 24. - 25.3.1992*, 175 pp.
- BOHUŠ, M., 1993: Porovnanie dvoch ornitocenóz porastov rozdielneho zloženia v inundačnom území Dunaja. (*Comparison of two different forest stands bird communities in Danube river inundation*). *Tichodroma*, 5, p. 87 - 93.
- BOHUŠ, M., 1999: Spôsob a miesto zberu potravy a výskyt druhov radu *Ciconiiformes* v inundačnom území Dunaja v podmienkach pred a po sprevádzkovaní vodného diela Gabčíkovo (ekosozologické aspekty). p. 15. In: KOVÁČ, V., LUPTÁK, P., RODRIGUEZ, A. (eds.): *Zborník abstraktov, Kongres slovenských zoológov. 7. - 9. september 1999*, 51 pp.
- BOHUŠ, M., 2000: Nidocenózy vybraných lesných biotopov inundačného územia Dunaja a ich ekosozologická evaluácia. Dizertačná práca. Univerzita Komenského, Prírodovedecká fakulta, Katedra ekosozológie a fyziotaktiky. Bratislava. 208 pp.
- BOHUŠ, M., 2001: Expertízne vyjadrenie k optimalizácii vodného režimu v inundácii. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- BOHUŠ, M., BALOGHOVÁ, A., KALÚSOVÁ, E., ILLAVSKÝ, J., 1999: Príspevok k poznaniu hniezdných ornitocenóz vybraných lesných porastov inundačného územia Dunaja. (*Contribution to knowledge of breeding bird communities of selected Danubian flood plain forests*). *Tichodroma*, 12, p. 61 - 91.
- BOURNAUD, M., TACHET, H., USSEGLIO-POLATERA, P., CELLOT, B., 1990: Temporal coesistance in six species of Hydropsiche (Trichoptera) in the Rhône river (France). *Proc. 6. Internat. Symp. on Trichoptera*. Warszawa, p. 30-39.

- BROWN, V., K., HYMAN, P., S., 1986: Successional communities of plants and phytophagous Coleoptera. *Journ. Ecol.*, 74, p. 963-975.
- BRTEK, J., ROTSCHEIN, J., 1964: Ein Beitrag zur Kenntnis der Hydrofauna und des Reinheitszustandes des Tschechoslovakischen Abschnittes der Donau. *Biol. Práce*, 10 (5), p. 1-64.
- BULÁNKOVÁ, E., 1995: Nabinae (Nabidae, Heteroptera) Podunajskej nížiny. *Entomofauna carpathica*. 7, p. 83-92.
- BULÁNKOVÁ, E., 1999: Zmeny v druhovom zložení vážok (Odonata) Podunajskej roviny za posledných tridsať rokov. *Entomofauna Carpathica*, 11/1, p. 1-5.
- BULÁNKOVÁ, E., 2001: Vážky ako indikátory zmien životného prostredia v oblasti VD Gabčíkovo. *Acta Facultatis Rerum Naturalium Ostraviensis* 200, *Biológia – Ekológia*, 8, p. 88-92.
- BULÁNKOVÁ, E., 2001: Epifauna v oblasti VD Gabčíkovo. Vážky (Insecta: Odonata). In *OPTIMALIZÁCIA 2001*.
- BULÁNKOVÁ, E., HALGOŠ, J., 1995: Výsledky monitoringu vybraných skupín hmyzu (Odonata, Culicidae) stojatých vôd v oblasti VDG. Súhrn referátov z konferencie „Výsledky a skúsenosti z monitorovania bioty územia ovplyvneného vodným dielom Gabčíkovo“, 15. 16. 11. 1994., Bratislava, p. 418-425.
- BULÁNKOVÁ, E., HALGOŠ, J., 1997: The influence of flowing water on the occurrence of dragonflies and blackflies in the Danube and the Morava river basin. *Limnologische Berichte, Donau 1997*. Band I, 32. Konferenz der IAD, Wien, p. 293-297.
- BUSCH, K., F., UHLMANN, D., WEISE, G., 1989: *Ingenieurökologie*. VEB Gustav Fischer Verlag Jena, 488 pp.
- CAMBEL, B., et al., 1993: Monitoring prírodného prostredia dotknutého výstavbou a prevádzkou VD Gabčíkovo – odborná skupina „biota“. Správa za rok 1992. Ústav zoológie a ekosoziológie SAV Bratislava, Rukopis.
- CAMBEL, B., 2001: Expertízne vyjadrenie k optimalizácii vodného režimu v inundácii. Téma: Optimalizácia vlhkostného režimu pôdy v inundácii Dunaja. In *OPTIMALIZÁCIA 2001*.
- CANADIAN ENVIRON. ASSESSMENT AGENCY, 1997: *Cumulative Effects Assessment, Practitioners Guide (Draft for Discussion)*, p. 68 (a prílohy).
- CASTELLA, E., RICHARDOT-COULET, M., ROUX, C., RICHOUX, P., 1995: Aquatic macroinvertebrate assemblages of two contrasting floodplains: Rhone and Ain rivers, France. *Regulated Rivers*, 6, p. 289-300.
- CEC, 1992: Commission of the European Community, Czech and Slovak Federative Republic, Republic of Hungary 1992. Working Group of Independent Experts on Variant C of the Gabčíkovo-Nagymaros Project, Working Group Report, Budapest, Nov. 23, 1992.
- CEC, 1993: „Report on Temporary Water Management Regime“ Pracovnej skupiny Working Group of Monitoring and Water Management Experts for the Gabčíkovo System of Locks“ (CEC, RH, SR, Bratislava, December 1, 1993).
- ČIFRA, J., 1983: Problematika poklesu podzemnej vody v podunajských lesoch pod Bratislavou. p. 60-66. In: (non ed.), *Výsledky pestovania topoľov a vrb na Slovensku*. Zvolen.
- CLAY, C., H., 1995: *Design of fish ways and other fish facilities*. 2.ed. Lewis Publ., Boca Raton, etc., 128 pp.
- ČARNOGURSKÝ, J., KRUMPÁLOVÁ, Z., KALÚZ, S., WIRTHOVÁ, M., 1994: Soil Arthropods of Forest and Adjacent Agrocoenoses in Certain Localities of the Danube Region in Southwestern Slovakia. *Biologia (Bratislava)*, 49, p. 173-183.
- ČEJKA, T., 1999: The terrestrial molluscan fauna of the Danubian floodplain (Slovakia). *Biologia, Bratislava*, 54, p. 489-500.
- ČEJKA, T., 2000: Monitoring vplyvu prevádzky VD Gabčíkovo na biotu (časť Gastropoda). Záverečná správa za rok 2000. Ms. depon. in ÚZ SAV a GWC, 6 pp.
- ČEJKA, T., 2001: Gabčíkovo waterwork and changes in the land snail fauna on the Middle Danube, Slovakia. In *OPTIMALIZÁCIA 2001*.
- ČEJKA, T., FALŤAN, V., 2001: Hodnotenie stanovištných pomerov podunajských lužných lesov pri Bratislave na základe štruktúry fytoocenóz a malakocenóz (prípadová štúdia). *Sborník Příř. klubu v Uherském Hradišti* 6, p. 38-52.
- ČERNÝ, J., 1999: Monitoring of ichthyocoenoses in the Slovak stretch of the Danube and in its side armes. p. 201 - 216. In: MUCHA, I. (ed.): *Gabčíkovo part of the hydroelectric power project - Environmental impact review*. Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava. 399 pp.
- ČERNÝ, J., KVASZOVÁ, B., 1999: Impact of the Gabčíkovo project structures on fish data review pp. 217-225. In: MUCHA, I. (ed.): *Gabčíkovo part of the hydroelectric power project - Environmental impact review*. Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava. 399 pp.
- DAVID, S., 1994: Nové nálezy vzácných a ohrozených druhů vážek (Insecta: Odonata) jihozápadního Slovenska. *Acta musei Tekovensis, Levice*, 2, p. 81-90.
- DIECKMANN, L., 1972: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Curculionidae (Ceutorhynchinae). *Beitr. Ent. (Berlin)*, 22, p. 3-128.
- DIECKMANN, L., 1974: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Curculionidae (Rhinomacerinae, Rhynchitinae, Attelabinae, Apoderinae). *Beitr. Ent. (Berlin)*, 24, p. 5-54.
- DIECKMANN, L., 1977: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Curculionidae (Apioninae). *Beitr. Ent. (Berlin)*, 27, p. 7-143.
- DIECKMANN, L., 1980: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Curculionidae (Brachycerinae, Otorhynchinae, Brachyderinae). *Beitr. Ent. (Berlin)*, 30, p. 145-310.
- DIECKMANN, L., 1983: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Curculionidae (Tanymecinae, Cleoninae, Bagoinae). *Beitr. Ent. (Berlin)*, 33, p. 257-381.



- DIECKMANN, L., 1986: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Curculionidae (Eriirhinae). Beitr. Ent. (Berlin), 36, p. 119-181.
- DIECKMANN, L., 1988: Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Curculionidae (Curculioninae: Ellescini, Acalyptini, Tychiini, Anthonomini, Curculionini). Beitr. Ent. (Berlin), 38, p. 365-468.
- DOBRORUKA, L.J., 1998: Annotated preliminary checklist of Chilopoda of the Podyjí National Park. Thayensia (Znojmo), 1, p. 131-136.
- DOSZTÁNYI, I., 1988: Gabčíkovo-Nagymaros, Environment and river dams, Aqua Kiadó, Budapest, 36 pp.
- DUB, O., 1954: Veľké vody na Dunaji a boj s nimi, Naša Veda, I., p. 282-296
- DUB, O., SZOLGAY, J., 1966: Hydrologia a hydrogeológia československého úseku Dunaja. In: MUCHA, V., DUB, O. (eds.) Limnológia československého úseku Dunaja. VSAV, Bratislava, p. 9-60.
- EASON, E., H., 1964: Centipedes of the British Isles. F. Warne and Comp., London, New York, 294 pp.
- EDWARDS-JONES, E., S., 1997: The River Valleys Project: A Participatory Approach to Integrated Catchment Planning and Management in Scotland, Journal of Environmental Planning and Management, 40 (1), p. 125-141.
- ELEXOVÁ, E., 1997: Bentická fauna v Dunaji a jeho ľavostranných prítokoch. Sborník referátů, 11. Limnologická konference, Doubí u Třebone, ČR, p. 19-22.
- ELLENBERG, H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta geobotanica, 9. Göttingen, 122 pp.
- ERTL, M., 1970: Zunahme der Abundanz der Periphyton-Mikrofauna aus der Donau bei Besiedlung der Substrate. Biologické práce SAV, 16, 3, p. 1-104
- ERTL, M., 1976: Primárna produkcia planktónu v strednom toku Dunaja. Biologické práce SAV, 22, 4, p. 81-140.
- ERTLOVÁ, E., 1963: Zoobentos mŕtvych ramien Dunaja. Biológia 18, p. 743-755.
- ERTLOVÁ, E., 1968: Die Mengen des Zoobenthos in den Schottern des Donaumedians. Arch. Hydrobiol. 34, p. 321-330.
- ERTLOVÁ, E., 1970: The abundance of the bottom fauna in an arm of the river Danube with flowing water. Biologia 25, p. 521-526.
- ERTLOVÁ, E., 1973: Poznámky o abundancii a biomase makrozoobentozu dunajského ramena ležiaceho neďaleko obce Vojka. Zoologia 19, p. 79-85.
- ERTLOVÁ, E., 1987: Chironomids (Chironomidae, Diptera) in the Danube et Bratislava. Acta F.R.N. Univ. Comen.-Zoologia 29, p. 67-78.
- FFM, 1992: Commission of the European Communities, Czech and Slovak Federative Republic, Republic of Hungary, Fact Finding Mission on Variant C of the Gabčíkovo-Nagymaros Project, Mission Report, October 31, 1992.
- FLASAROVÁ, M., 1999: Bericht über Isopoden (Asellota et Oniscoidea) im slowakischen Donaugebiet. Acta Mus. Nat. Pragae, Series B, Historia Naturalis, 54 (1998), p. 61-78.
- FOLKMANOVÁ, B., 1959: Stonožky – Chilopoda, p. 49-66. In: KRATOCHVÍL, J. (red.): Klíč zvířeny ČSR 3. Vyd. ČSAV, Praha.
- FNSCU, 1995: Gabčíkovo part of the Hydroelectric Power Project – Environmental Impact Review. Evaluation Based on two Year Monitoring. Collective volume, Sc. Editor I. Mucha, Faculty of Natural Sciences, Comenius University, 384 pp.
- FNSCU, 1999: Gabčíkovo part of the Hydroelectric Power Project – Environmental Impact Review, Evaluation Based on six Year Monitoring. Collective volume, Sc. Editor I. Mucha, Faculty of Natural Sciences, Comenius University, 399 pp.
- FRANKENBERGER, Z., 1959: Stejnonožci suchozemští - Oniscoidea. Fauna ČSR. sv. 14. Nakl. ČSAV. Praha, 212 pp.
- FREUDE, H., HARDE, K., W., LOHSE, G., A., 1981: Die Käfer Mitteleuropas. Band 10. Goecke und Evers, Krefeld, 310 pp.
- FREUDE, H., HARDE, K., W., LOHSE, G., A., 1983: Die Käfer Mitteleuropas. Band 11. Goecke und Evers, Krefeld, 342 pp.
- FRUGET, J., F., 1991: The impact of river regulation on the lotic macroinvertebrate communities of the lower Rhône, France. Regulated rivers, 6, p. 241-255.
- FRUGET, J., F., 1992: Ecology of the lower Rhône after 200 years of human influence: A review. Regulated rivers, 7, p. 233-246.
- GOODLAND, 1996: Strategic Environmental Assessment – Strengthening the Environmental Process, NATO Strategic Environmental Assessment, Institute of Environmental Protection, Warsaw, November 6-10, 1996.
- GRUNER, H., - E., 1966: Krebstiere oder Crustacea. Isopoda, 2. Lfg., p.151-380. Die Tierwelt Deutschlands. 53. Teil. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- GULIČKA, J., 1957: Kvalitativno - kvantitatívny rozbor pôdnej fauny Čierneho lesa (Ostrov), (Myriapoda, Isopoda, Opiliones). Acta F.R.N. - Univ. Comeniana, Zoologia, 3, p. 119-139.
- GÜNTHER, H., SCHUSTER, G., 2000: Verzeichnis der Wanzen Mitteleuropas (Insecta: Heteroptera). Mitteilungen des Internationalen Entomologischen Vereins e.V., Supplement 7, p. 1-69.
- HALGOŠ, J., 1981: Sezónna dynamika komárov (Diptera, Culicidae) v Bratislave. Referáty vedecko-pracovnej konferencie "Provázkové dni" v Komárne, p. 18-21.
- HALGOŠ, J., 1984: Culicidae. In: ČEPELÁK, J., (ed.): Diptera Slovenska I. Veda SAV (Bratislava), p. 48-61.
- HALGOŠ, J., 1995: The monitoring of mosquitoes (Diptera, Culicidae) in the area affected by the Gabčíkovo hydroelectric power structures. In MUCHA, I. (ed.): Gabčíkovo part of the hydroelectric power - environmental impact review, Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava, Slovakia, p. 311-314.

- HALGOŠ, J., 2001: Vplyv umelých záplav na štruktúru komárov (Culicidae) a muškovitých (Simuliidae) v oblasti DVD. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- HALGOŠ, J., PETRUS., O., 1995: Changes in quantity and quality of mosquitoes (Culicidae) flying at the horse observed after the period of 20 years. *Dipterologica bohemoslovaca*, 7, p. 55-63.
- HEJNÝ, S., 1960: Ökologische Charakteristik der Wasser und Sumpfpflanzen in den slowakischen Tiefebene (Donau – und Theissgebiet). SAV Bratislava, 448 pp.
- HLAVATÝ, Z., CAMBEL, B., 1995: Changes in the soil moisture regime in the aeration zone after setting the Gabčíkovo hydroelectric power structures into operation. In FNCSU, 1995, p. 87-120.
- HLAVATÝ, Z., MUCHA, I., BANSKÝ, L., RODÁK, D., 1995: Spracovanie vedeckých poznatkov o režimě povrchových a podzemných vôd získaných monitorovaním prírodného prostredia ako podklad pre publikačné spracovanie vplyvu prevádzky VD Gabčíkovo na ostatné zložky prírodného prostredia, Monitoring bioty – Príprava podkladov. KS Podzemná voda, Bratislava.
- HOLČÍK, J., 2001: Ryby slovenského úseku Dunaja. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- HOLČÍK, J., 2003: Past and present fish fauna and fisheries in the Slovak segment of the Danube river: A review. *Ann. Limnol. – Int. J. Limnology*.
- HOLČÍK, J., et al., 1992: Future of the Danube; Ecological findings, predictions and proposals based on data from the Slovak part of territory affected by construction of the Gabčíkovo-Nagymaros River Rarrage System, Report prepared for ISTER (the East European Environmental Research Institute), Institute of Zoology and Ecosozology, SAV, Bratislava, 115 pp.
- HOLČÍK, J., BASTL, I., 1996: Súčasný stav ichtyofauny rieky Oravy. Zborník Oravského múzea, 13. p.113-125.
- HOLČÍK, J., BASTL, I., CAMBEL, B., LISICKÝ, M.J., MATEČNÝ, I., PIŠŮT, P., UHERČÍKOVÁ, E., VRANOVSKÝ, M., 1992: Vnútrozemská delta Dunaja - jej funkcie, význam a kritériá pre úpravné zásahy, *Vodní hospodářství*, 42, p. 132-137.
- HOLČÍK, J., BASTL, I., ERTL, M., VRANOVSKÝ, M., 1981: Hydrobiology and ichthyology of the Czechoslovak Danube in relation to predicted changes after the construction of the Gabčíkovo-Nagymaros river barrage system. *Práce Lab. rybár. hydrobiol.*, 3, p. 19-158.
- HOLECOVÁ, M., 1988: Coleoptera, Curculionidae, *Bagous wagneri* Dieckmann, 1964. Faunistical notes. *Biológia* (Bratislava), 43 (2), p. 178.
- HOLECOVÁ, M., 1993: *Bagous bagdatensis* Pic 1904 (= *B. wagneri* Dieckmann 1964) (Curculionidae, Coleoptera) - a little known palaearctic weevil. *Entomol. Probl.* (Bratislava), 24 (1), p. 73-80.
- HOLECOVÁ, M., 2001: Fytofágne chrobáky (Coleoptera, Curculionoidea) vegetačného lemu dunajských ramien na území ovplyvnenom VD Gabčíkovo. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- HORA, J., KAŇUCH, P., et al. 1992: Významná ptačí území v Evropě. Československo. Československá sekce ICBP, Praha, p. 77 - 91.
- HRABĚ, S., 1941. K poznání dunajských Oligochet. *Acta Soc. Scient. Natur. Moraviae*, 137, p. 1-37.
- HRONEC, Š., et al., 1969: Povodeň na Dunaji v roku 1965, PALLAS – SFVU, Bratislava, 88 pp.
- HUBA, M., ŠREMER, P., et al., 1990a: Národný park Podunajsko (Návrh vládneho nariadenia na vyhlásenie národného parku Podunajsko, kópia sprievodného listu). p. 16 - 20. In: HUBA, M. (ed.): *Dunajstory*. Smena, Bratislava, 67 pp.
- HUBA, M., ŠREMER, P., et al., 1990b: Osobitné podmienky ochrany na území národného parku Podunajsko vo funkčných priestoroch. p. 20 - 23. In: HUBA, M. (ed.): *Dunajstory*. Smena, Bratislava, 67 pp.
- HUBA, M., ŠREMER, P., 1990: Doplnok k Návrhu vládneho nariadenia na vyhlásenie národného parku Podunajsko. p. 24 - 26. In: HUBA, M. (ed.): *Dunajstory*. Smena, Bratislava, 67 pp.
- HUMPESCH, U., H., 1996: Case study - the River Danube in Austria. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 1-4, p. 239-266.
- CHEBEN, I., HAJNALOVÁ, E., ČEJKA, T., 2001: Waldvegetation des Unterlaufes der Žitava im Neolithikum. *Pravěk*, suppl. 8, p. 40-52.
- ILLIES, J., BOTOSANEANU, L., 1963: Problemes et méthodes de la classification de la zonation écologique des eaux courantes, considérés surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnologie* 12, 57 pp.
- ILLYOVÁ, M., 1995: Výsledky monitoringu perloočiek (Cladocera) na území vnútrozemskej delty Dunaja. In Svobodová, A., Lisický, M.J. (eds.): *Výsledky a skúsenosti z monitorovania bioty územia ovplyvneného VD Gabčíkovo*. Ústav zoológie SAV, Bratislava, p. 86-93.
- ILLYOVÁ, M., 1996: Cladoceran taxocoenoses in the territory affected by the Gabčíkovo barrage system. *Biologia*, Bratislava, 51, p. 501-508.
- ILLYOVÁ, M., 2001: Expertízne vyjadrenie k optimalizácii vodného režimu v inundácii. Zooplankton litorálu v Dunaji a jeho ramenách. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- INTERNATIONAL COURT OF JUSTICE, 1997: Case Concerning the Gabčíkovo-Nagymaros Project (Hungary/Slovakia), Judgement, 25 September 1977, 72 pp.
- ZAKOVIČOVÁ, Z., et al., 1994: Regionálny územný systém ekologickej stability okresu Dunajská Streda. Ústav krajinej ekológie SAV, Bratislava, 180 pp.
- IZSÁK G., 2001: Expertné vyjadrenie k optimalizácii prírodného prostredia v inundácii Dunaja od Čunova po Sap. In OPTIMALIZÁCIA 2001.

- JAKUBEC, L., 1993: The reasons for drying off upper Žitný ostrov and the extinction of the branch system of the Danube. In: *Sústava vodných diel Gabčíkovo-Nagymaros, zámery a skutočnosť*. Proc., Bratislava, p. 237-244
- JEDLIČKA, L., ORSZÁGH, I., ČEJKA, T., DAROLOVÁ, A., KULFAN, M., MIKULÍČEK, P., ŠUSTEK, Z., ŽIAK, D., 1999: Terrestrial fauna, p. 323-381. In: MUCHA, I. (ed.): *Gabčíkovo Part of the Hydroelectric Power Project - Environmental Impact Review*. Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava.
- JELÍNEK, J., et al., 1993: Check-list of Czechoslovak Insects IV (Coleoptera). *Seznam československých brouků*. Folia Heyrovskyana. Supplementum I. Praha, 176 pp.
- JOINT ANNUAL REPORT of environmental monitoring in 1995 according to the "Agreement between the Government of the Slovak Republic and the Government of Hungary about Certain Temporary Measures and Discharges to the Danube and Mosoni Danube", signed April 19, 1995, submitted jointly by the Slovak and Hungarian sides including Minutes from meetings of 29 May 1995, 29 November 1995 and 25 March 1996. Nominated Monitoring Agents of the Government of the Slovak Republic and the Republic of Hungary.
- JOINT ANNUAL REPORT of environmental monitoring in 1995 according to the "Agreement between the Government of the Slovak Republic and the Government of Hungary about Certain Temporary Measures and Discharges to the Danube and Mosoni Danube", signed April 19, 1995, Exchanged data and minutes from negotiations. Nominated Monitoring Agents of the Government of the Slovak Republic and the Republic of Hungary.
- JOINT ANNUAL REPORT of the environment monitoring in 1996, according to the "Agreement between the Government of the Slovak Republic and the Government of Hungary about Certain Temporary Measures and Discharges to the Danube and Mosoni Danube", Signed April 19, 1995. Nominated Monitoring Agents of the Government of the Slovak Republic and the Republic of Hungary.
- JOINT ANNUAL REPORT of the environment monitoring in 1997, according to the "Agreement between the Government of the Slovak Republic and the Government of Hungary about Certain Temporary Measures and Discharges to the Danube and Mosoni Danube", Signed April 19, 1995. Nominated Monitoring Agents of the Government of the Slovak Republic and the Republic of Hungary.
- JOINT ANNUAL REPORT on the environment monitoring in 1998 according to the "Agreement between the Government of the Slovak Republic and the Government of Hungary about Certain Temporary Measures and Discharges to the Danube and Mosoni Danube", signed April 19, 1995. Nominated Monitoring Agents of the Government of the Slovak Republic and the Republic of Hungary.
- JOINT ANNUAL REPORT on the environment monitoring in 1999 according to the "Agreement between the Government of the Slovak Republic and the Government of Hungary about Certain Temporary Measures and Discharges to the Danube and Mosoni Danube", signed April 19, 1995. Nominated Monitoring Agents of the Government of the Slovak Republic and the Republic of Hungary.
- JOINT ANNUAL REPORT on the environment monitoring in 2000 according to the "Agreement between the Government of the Slovak Republic and the Government of Hungary about Certain Temporary Measures and Discharges to the Danube and Mosoni Danube", signed April 19, 1995. Nominated Monitoring Agents of the Government of the Slovak Republic and the Republic of Hungary.
- JOINT ANNUAL REPORT on the environment monitoring in 2001 according to the "Agreement between the Government of the Slovak Republic and the Government of Hungary about Certain Temporary Measures and Discharges to the Danube and Mosoni Danube", signed April 19, 1995. Nominated Monitoring Agents of the Government of the Slovak Republic and the Republic of Hungary.
- JUNGWIRTH, M., SCHMUTZ, S., WEISS, S., 1998: *Fish migration and fish bypasses*. Fishing News Books, Oxford. 440 pp.
- JURKO, A., 1958: *Pôdne ekologické pomery a lesné spoločenstvá Podunajskej nížiny*. SAV, Bratislava, 264 pp.
- JURKO, A., 1976: Influence of the Gabčíkovo-Nagymaros project to vegetation of the Danube lowlands. *Životné Prostredie*, Bratislava, 10, 5, p. 230-238.
- JURKO, A., 1978: Vplyv Dunaja na životné prostredie priľahlých území. *Životné prostredie*. Bratislava, 12, p. 179-183.
- JURKO, A., 1990: *Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie*. Príroda, Bratislava. 195 pp.
- JURKO, A., ŠOMŠÁK, L., 1959: *Phytocenologická mapa lužného lesa v katastri Podunajských Biskupíc*. Mscr. Fac. Sci. Univ. Com., Bratislava.
- KACZMAREK, J., 1979: *Pareczniki (Chilopoda) Polski*. Uniwers. A. Mickiewicza, Poznan, 100 pp.
- KALIVODOVÁ, E., DAROLOVÁ, A., 1998: *Vtáky slovenského úseku Dunaja a Žitného ostrova*. Edícia Biosféra. Vol. A1, Biosféra, Bratislava, 97 pp.
- KAŇUCH, P., 2000: Slovakia. p. 653 - 672. In: HEATH, M.F., EVANS, M.I., eds.: *Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation*. 1: Northern Europe. Cambridge, UK, BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 8), 856 pp.
- KÁRPÁTI, L., 1978: *Magyarországi vízek és ártéri színtek növényfajainak ökológiai besorolása*. A Keszthelyi mezőgazdaság-tudományi kar közleményei. 20. évfolyam, No 5, 62 pp.
- KEÚČOVSKÁ, J., TOPOLESKÁ, J., 1995a: *PHARE/EC/WAT/1. Danubian Lowland - Ground Water Model. Final Report - Vol. 3*. MoE SR and CEC, Bratislava, September 1995.
- KEÚČOVSKÁ, J., TOPOLESKÁ, J., 1995b: *Water Regime in the Danube River and its River Branches*. In MUCHA, I. (ed.): "Gabčíkovo Part of the Hydroelectric Power Project - Environmental Impact Review". PriF UK, Bratislava.
- KODADA, J., MAJZLAN, O., 1991: *Spoločenstvá chrobákov (Coleoptera) Klátovského ramena pri Jahodnej (juhozápadné Slovensko)*. Entomol. Probl. (Bratislava), 21. p. 31-52.

- KOCH, K., 1992: Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Band 3. Goecke und Evers, Krefeld, 389 pp.
- KONTRIŠOVÁ, O., 1980: Lúčne spoločenstvá v oblasti pôsobenia imisíí fluórového typu. Biologické práce. Veda, Bratislava, 26, p. 1-157.
- KOŠEL, V., 1995a: Ripal macrozoobenthos of the Danube before and after putting hydropower structures Gabčíkovo into operation. Výsledky a skúsenosti z monitorovania bioty územia ovplyvneného vodným dielom Gabčíkovo, Ústav zoológie a ekoszológie SAV, Bratislava, p. 123-131.
- KOŠEL, V., 1995b: Permanent macrozoobenthos in Danube area before and during the operation of the Gabčíkovo barrage. In MUCHA, I. (ed.): Gabčíkovo part of the hydroelectric power project, enviromental impact review, Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava, Slovakia: p. 233-238.
- KOŠEL, V., 2001: Optimalizácia prietokových pomerov v Dunaji a ramenách so zreteľom na permanentný zoobentos. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- KOŠEL, V., ČERNÝ, J., HOLČÍK, J., LLEŠOVÁ, D., KRNO, I., MATIS, D., NAGY, Š., ŠPORKA, F., TIRIAKOVÁ, E., VRANOVSKÝ, M., 1994: Poznatky z monitoringu hydrofauny v Podunajsku v súvislosti s VD Gabčíkovo. Súbor prednášok z medzinárodného sympózia "Skúsenosti z využitia slovensko- maďarského úseku Dunaja, Bratislava, 12 pp.
- KOVAČOVSKÝ, P., 2001: Expertízne vyjadrenie (vodné a dravé vtáky). In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- KOZOVÁ, M., 2002: Regionálne environmentálne hodnotenie koncepcií, plánov a programov ako nástroj pre zabezpečenie udržateľného rozvoja, Acta Environ. Univ. Comeniana (Bratislava), Supplement, p. 15-25.
- KRAJŇÁKOVÁ, M., 2001: Rozdiely medzi fytoocenózami prírodného vrbovo-topoľového lesa a lesných kultúr vybranej časti inundačného územia Dunaja. Rigorózna práca, PRIF UK, Bratislava, 77 pp.
- KRÁLIK, et al., 1993: Štúdia zmien poľnohospodárskej výroby regiónu Podunajsko v časti medzi korytom Dunaja a deriváciou, spracovateľ: URBION - Štátny inštitút urbanizmu a územného plánovania, Bratislava.
- KRAMÁRIK, J. (ed.), 1991: Návrh na vyhlásenie Chránenej krajiny oblasti Dunaj. Príloha č.1 vyhlášky Vymedzenie územia Chránenej krajiny oblasti Dunaj. Dôvodová správa. Ústredie štátnej ochrany prírody Liptovský Mikuláš - Stredisko rozvoja ochrany prírody Bratislava.
- KŘÍSTEK, J., DOBŠÍK, B., 1985: Bugs (Heteroptera) in a floodplain forest. Acta Sc. Nat. Brno, 19(10). p. 1-55.
- KRNO, I., 1990: Investigations of Mayflies (Ephemeroptera) and Stoneflies (Plecoptera) of the Danube in the region of the Gabčíkovo Barrage. Acta F.R.N.Univ.Comen.- Zool., 33, p. 19 - 30.
- KRNO, I., 1995: The changes in the taxocoenoses structure of mayflies (Ephemeroptera) and caddisflies (Trichoptera) of the river Danube and the surrounding stagnant waters. In MUCHA, I. (ed.): Gabčíkovo part of the hydroelectric power project - enviromental impact review, Fac. Nat. Scien, Comenius University, Bratislava, p. 301-306.
- KRNO, I., 2001: Expertízne vyjadrenie k optimalizácii vodného režimu v inundácii Temporálna epifauna (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). In OPTIMALIZÁCIA 2001
- KRNO, I., ŠPORKA, F., MATIS, D., TIRIAKOVÁ, E., HALGOŠ, J., KOŠEL, V., BULÁNKOVÁ, E., ILLÉŠOVÁ, D. 1999: Development of zoobenthos in the Slovak Danube inundation area after the Gabčíkovo hydropower structures began operating. p. 175-200. In MUCHA, I. (ed.): Gabčíkovo part of the hydroelectric power project - Environmental impact review. Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava. 399 pp.
- KUBALOVÁ, S., 2001: Močiarňa vegetácia stojatých a tečúcich vôd. (Expertízne vyjadrenie k optimalizácii vodného režimu v inundácii Dunaja). In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- KÚROVÁ, E., 2001: Posúdenie vzťahu terestrickej flóry a vodného režimu pomocou fytoindikačných metód v oblasti ovplyvnenej VDG. Rigorózna práca, PRIF UK, Bratislava, 166 pp.
- LANDA, V., 1969: Jepice - Ephemeroptera. Fauna ČSSR, ČSAV, Praha. 352 pp.
- LARCHER, W., 1988: Fyziologická ekológia rastlín. Academia, Praha, 361 pp.
- LELLÁK, J., KUBÍČEK, F., 1991: Hydrobiologie. Univerzita Karlova, Praha.
- LENGYEL, J., 1999: Hniezdne spoločenstvá ornitocenóz sekundárne obnažených riečnych štrkových lavíc na vybranom úseku Dunaja so zníženým prietokom vody v oblasti Bodíkov (okr. Dunajská Streda). p. 47. In: KOVÁČ, V., LUPTÁK, P., RODRIGUEZ, A. (eds.): Zborník abstraktov, Kongres slovenských zoológov '99, 7. - 9. september 1999, Smolenice, 55 pp.
- LEPŠ, J., 1996: Biostatistika. Jihočeská univerzita, České Budejovice, 166 pp.
- LEŠIČKO, M., 2001: Príspevok k poznaniu početnosti sovy lesnej (*Strix aluco*) v inundačnom území Dunaja. p. 19. In: KROPIL, R. (ed.): Zborník abstraktov z 13. stredoslovenskej ornitologickej konferencie s medzinárodnou účasťou "Ornitológia 2001", Zvolen, 7. - 8.9.2001. 25 pp.
- LHP 1995-2004 Gabčíkovo
- LHP 1995-2004 Šamorín
- LICHARDOVÁ, E., 1958: Príspevok k poznaniu jednoduchoviek (Ephemeroptera) ramien Dunaja a periodických mlák na Žitnom ostrove. Biológia, 13, p. 129-133.
- LISICKÝ, M., J., 1991: Mollusca Slovenska. Veda, Bratislava, 344 pp.
- LISICKÝ, M., J., 1992: Management and monitoring of the Danubian flood-plains in Czechoslovakia. In: FINLAYSON, M. (ed.): Integrated management and conservation of wetlands in agricultural and forested landscapes, p. 23-26. IWRB Special Publication No.22, Slimbridge.
- LISICKÝ, M., J., 1992: Threatened malacocoenoses on the Middle Danube. Proc. Ninth Int. Malac. Congress, Edinburgh. p. 195-198.

- LISICKÝ, M., J., (ed.), 1994: Požiadavky Ústavu zoológie a ekoszológie SAV na manipuláciu s vodou v ľavostrannej inundácii Dunaja z hľadiska zoológie a ekoszológie. Rukopis, 3 pp.
- LISICKÝ, M., J., 1994: Ekologické a ekoszologické hľadiská fungovania delty v podmienkach prevádzky vodného diela Gabčíkovo. In: Skúsenosti z využitia slovensko-maďarského úseku Dunaja, p. 64-69. Vodohospodárska výstavba a Slovenský priehradný výbor, Bratislava.
- LISICKÝ, M., J., 1995: Výsledky a skúsenosti z monitorovania bioty územia ovplyvneného vodným dielom Gabčíkovo, p. 83-84. In: SVOBODOVÁ, A., LISICKÝ, M.J., 1995: Výsledky a skúsenosti z monitorovania bioty územia ovplyvneného vodným dielom Gabčíkovo, Ústav zoológie a ekoszológie SAV, Bratislava.
- LISICKÝ, M., J., 1995: Problémy adaptívneho manažmentu prírodného prostredia ovplyvneného vodným dielom Gabčíkovo, p. 75-82. In: SVOBODOVÁ, A., LISICKÝ, M.J. (eds.) 1995: Výsledky a skúsenosti z monitorovania bioty územia ovplyvneného vodným dielom Gabčíkovo, Ústav zoológie a ekoszológie SAV, Bratislava.
- LISICKÝ, M., J., 2001: Optimalizovateľné parametre renaturácie slovensko-maďarského úseku Dunaja. Zborník z III. ekol. dní, SEKOS, Nitra.
- LISICKÝ, M., J., 2001: Expertné vyjadrenie k optimalizácii vodného režimu ramennej sústavy z hľadiska prírodného prostredia. In: OPTIMALIZÁCIA 2001.
- LISICKÝ, M., J., ČARNOGURSKÝ, J., ČEJKA, T., KALÚZ, S., KRUMPÁLOVÁ, Z., PIŠŮT, P., UHERČIKOVÁ, E., 1997: Adaptive changes in the ecosystem related to the shift of the Danube river into the Gabčíkovo powerplant canal. *Ekológia*, Bratislava 16, p. 265-280.
- LISICKÝ, M., J., et al. 1991: Správa o východiskovom stave prírodného prostredia SVD Gabčíkovo-Nagymaros, stupeň Gabčíkovo, z hľadiska biológie a krajinej ekológie. Ústav zoológie a ekoszológie SAV, Bratislava, rukopis.
- LISICKÝ, M., J., BASTL, I., CAMBEL, B., ČERNÝ, J., DAROLOVÁ, A., KALÚZ, S., MATEČNÝ, I., NAGY, Š., PIŠŮT, P., ROVNÝ, B., SOMMER, N., ŠPORKA, F., ŠUSTEK, Z., UHERČIKOVÁ, E., VRANOVSKÝ, M., 1991: Ekologické a ekoszologické kritéria variantu zúženej zdrže Hrušov, dokončenia a sprevádzkovania VD Gabčíkovo. *ÚZE SAV*, 72 pp.
- LISICKÝ, M., J., MATEČNÝ, I., BASTL, I., CAMBEL, B., ČERNÝ, J., DAROLOVÁ, A., KALÚZ, S., NAGY, Š., PIŠŮT, P., ROVNÝ, B., SOMMER, N., ŠPORKA, F., ŠUSTEK, Z., UHERČIKOVÁ, E., VRANOVSKÝ, M., 1992: Variant zúženej zdrže Hrušov z hľadiska ekológie a ekoszológie. *Vodní Hospodářství*, 42, p. 141-145.
- LISICKÝ, M., J., ROVNÝ, B., 1987: Podunajská krajina - memento a výzva. *Poznaj a chráň*, (3), p. 16 - 17.
- LOŽEK, V., 1955: Zpráva o malakozologickém výzkumu Velkého Žitného ostrova v roce 1953. *Práce II. sekcie SAV*, séria biol., zv. 1., zošit 6, 32 pp.
- LOŽEK, V., 1964: Quartärmollusken der Tschechoslowakei. *Rozpr. Ústř. Úst. Geol.*, Vol. 31, 374 pp.
- MAĎARSKÁ REPUBLIKA, Úrad predsedu vlády, Kancelária vládneho komisára pre Dunaj: Úlohy analýzy pre Dunaj, Budapešť, november 1999.
- MAIER, D., 1991: Trinkwasserschutzgebiete dürfen nicht überflutet werden. Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet, 13 Arbeitstagung, 8.-11. Oktober 1991, Scheveningen.
- MAJZLAN, O., 1988: Spoločenstvá chrobákov (Coleoptera) Čičova a blízkeho okolia. *Entomol. Probl.* (Bratislava), 18, p. 133-170.
- MAJZLAN, O., 1990: Spoločenstvá významných fytoľágnych koleopter lúčnych a lesných biotopov. *Acta F.R.N. Univ. Comen. – Formatio et Protectio Naturae*, 12, p. 75-93.
- MAJZLAN, O., 1992: Význam niektorých skupín hmyzu pre monitoring Podunajska. *Správy Slov. Ent. Spol. SAV*, Bratislava, 3, p. 1-9.
- MAJZLAN, O., RYCHLÍK, I., 1982: Chrobáky (Coleoptera) v dosahu riečneho toku Dunaja pri Bratislave. *Entomol. Probl.* (Bratislava), 17, p. 33-81.
- MAGLOCKÝ, Š., FERÁKOVÁ, V., 1993: Red List of ferns and flowering plants (Pteridophyta and Sprematophyta) of the flora of Slovakia. *Biológia* 48, p. 361-385.
- MAŇÁK, V., red., 1968: Beseda za okrúhlym stolom o Dunajských vodných dielach, *Aktuality, Životné prostredie*, 4, p. 209-213.
- MARHOLD, K., HINDÁK, F., eds et al., 1998: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. Veda, SAV, Bratislava – verzia na CD.
- MATEČNÝ, I., et al., 1994: Monitoring prírodného prostredia dotknutého výstavbou a prevádzkou VD Gabčíkovo – odborná skupina „biota“. *Správa za rok 1993. PRIF UK Bratislava*, Rukopis.
- MATEČNÝ, I., et al., 1995: Monitoring prírodného prostredia dotknutého výstavbou a prevádzkou VD Gabčíkovo – odborná skupina „biota“. *Správa za rok 1994. PRIF UK Bratislava*, Rukopis.
- MATEČNÝ, I., et al., 1996: Monitoring prírodného prostredia dotknutého výstavbou a prevádzkou VD Gabčíkovo – odborná skupina „biota“. *Správa za rok 1995. PRIF UK Bratislava*, Rukopis.
- MATEČNÝ, I., et al., 1997: Monitoring prírodného prostredia dotknutého výstavbou a prevádzkou VD Gabčíkovo – odborná skupina „biota“. *Správa za rok 1996. PRIF UK Bratislava*, Rukopis.
- MATEČNÝ, I., et al., 1998: Monitoring prírodného prostredia dotknutého výstavbou a prevádzkou VD Gabčíkovo – odborná skupina „biota“. *Správa za rok 1997. PRIF UK Bratislava*, Rukopis.
- MATEČNÝ, I., et al., 1999: Monitoring prírodného prostredia dotknutého výstavbou a prevádzkou VD Gabčíkovo – odborná skupina „biota“. *Správa za rok 1998. PRIF UK Bratislava*, Rukopis.
- MATEČNÝ, I., et al., 2000: Monitoring prírodného prostredia dotknutého výstavbou a prevádzkou VD Gabčíkovo – odborná skupina „biota“. *Správa za rok 1999. PRIF UK Bratislava*, Rukopis.

- MATEČNÝ, I., et al., 2001: Monitoring prírodného prostredia dotknutého výstavbou a prevádzkou VD Gabčíkovo – odborná skupina „biota“. Správa za rok 2000. PRIF UK Bratislava, Rukopis.
- MATIS, D., 2001: Ekologické dopady výstavby Dunajského vodného diela. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- MATIS, D., TIRIAKOVÁ, E. 1992: Nálevníky (Ciliophora) mŕtveho ramena Dunaja v Čičove. Acta F.R.N.Univ. Comen. Formatio et Protectio Naturae, 16, p. 49 – 56.
- MATIS, D., TIRIAKOVÁ, E. 1995a: Zmeny spoločenstiev nálevníkov (Ciliophora) riečného systému Dunaja v rokoch 1989 – 1994. In: Výsledky a skúsenosti z monitorovania bioty územia ovplyvneného vodným dielom Gabčíkovo. ÚZE SAV, Bratislava, p. 94-103.
- MATIS, D., TIRIAKOVÁ, E. 1995b: The impact of the hydroelectric power structures Gabčíkovo on the ciliata (Ciliophora) communities. Gabčíkovo part of the hydroelectric power project – environmental impact review. Faculty of Natural Sciences Comenius University, Bratislava, Slovakia, p. 241 – 250.
- MAYER, F., 1990: Plan über den, in der königlichen-Freystad Presburg, zugefügten-Holzschaden in denen Au-Wäldern (faksimile mapy z roku 1809). In: BLAŠKOVÁ, K. (red.): Dunajské ramená v Bratislave. Mapy zo 17.-19. storočia. Slovenská kartografia, Bratislava.
- MAYER, K., 1935: Příspěvek k poznání chrostíků okolí Čilistova na Dunaji. Sborník Přír. Klubu v Brne, 17, p.73-78.
- MIČUDA, R., 2002: Biodiverzita vrbovo-topoľového lesa Podunajska. Katedra pedológie PriFUK Bratislava, Rukopis
- MOOG, O., HUMPEŠCH, U, H., KONAR, M., 1995: The distribution of benthic invertebrates along the Austrian stretch of the river Danube and its relevance as an indicator of zoogeographical and water quality patterns. Arch.. Hydrobiol. Suppl., 101, p. 121-213.
- MUCHA I., et al., 1999: Visit to the Area of the Gabčíkovo Hydropower Project, Plenipotentiary of the Slovak Republic for Construction and Operation of Gabčíkovo-Nagymaros Hydropower Scheme, Bratislava, 103 pp.
- MUCHA I., BANSKÝ L., et al., 2001: Prognóza stavu hladín povrchových a podzemných vôd v podmienkach bez vybudovania vodného diela Gabčíkovo, Záverečná správa, Konzultačná skupina Podzemná voda, Bratislava, december 2001.
- MUCHA, I., BANSKÝ, L., HLA VATÝ, Z., RODÁK, D., (eds.), 2001: Optimalizácia vodného režimu ramennej sústavy z hľadiska prírodného prostredia, Záverečná správa. 1/2: Podklady k expertíznemu vyjadreniu k optimalizácii vodného režimu v inundácii, 2/2: Zhrnutie názorov prírodovedných a ekologických expertov k optimalizácii vodného režimu v inundácii. Konzultačná skupina Podzemná voda, Bratislava., vid'. OPTIMALIZÁCIA 2001.
- MUCHA, I., BANSKÝ, L., HLA VATÝ, Z., 2001: Optimalizácia vodného režimu ramennej sústavy z hľadiska prírodného prostredia. Konzultačná skupina Podzemná voda, spol s.r.o., Bratislava, 20 pp.
- MUCHA, I., RODÁK, D., BANSKÝ, L., et al., 1994: Zhodnotenie výsledkov monitorovania zložiek prírodného prostredia v území ovplyvnenom vodným dielom Gabčíkovo v zmysle rozhodnutia OÚŽP Bratislava-vidiek č. Vod. 449/Am-39/1993-W, Povrchová a podzemná voda. Záverečná správa. Bratislava, december 1994, Konzultačná skupina podzemná voda.
- MUCHA, V., DUB, O., et al., 1966: Limnológia Československého úseku Dunaja, SAV, 327 pp.
- NAGY, Š., ŠPORKA, F., 1990: Makrozoobentos dunajského ramena typu plesiopotamon a jeho zmeny pod vplyvom umelého zarybnenia. Biológia (Bratislava), 45 p. 781-790.
- NATIONAL ANNUAL REPORT of environmental monitoring on Slovak Territory for 1995, according to "Agreement between the Government of the Slovak Republic and the Government of Hungary about Certain Temporary Measures and Discharges to the Danube and Mosoni Danube", signed April 19, 1995.
- NEŠTICKÝ, Š., 1995: Influencing of Habitat Conditions by Manipulation on Intake Structure to the River Arm System and the Old Danube River-bed, p. 175-180. In MUCHA, I. (ed.): "Gabčíkovo Part of the Hydroelectric Power Project - Environmental Impact Review", PriF UK, Bratislava.
- NEŠTICKÝ, et al., 1996: Monitorovanie vplyvu VD Gabčíkovo na lesné ekosystémy. Záverečná správa LVÚ Zvolen, Rukopis.
- NEŠTICKÝ, Š., VARGA, L., 2001: Optimalizácia vodného režimu ramennej sústavy z hľadiska lesného hospodárstva. Expertízne vyjadrenie k optimalizácii vodného režimu v inundácii. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- NEVŘELOVÁ, M., 2000: Ekologická kvalita priestorovej štruktúry vybraného územia Podunajska, Acta Environmentalica UC (Bratislava), vol.10, p. 261-268.
- NEVŘELOVÁ, M., 2000: Ekologická kvalita priestorovej štruktúry vybraného územia Podunajska. Dizertačná práca. Prírodovedecká fakulta UK, Bratislava. 112 pp.
- NEVŘELOVÁ, M., KORDULÁKOVÁ, Z., 1997: Prebiehajúce zmeny vo vegetačnom kryte vybraného územia inundácie Dunaja, Acta Environmentalica UC (Bratislava), vol.9, p.35-45.
- ODUM, E. P., 1977: Základy ekologie. Academia, Praha, 733 pp.
- OPTIMALIZÁCIA, 2001: Mucha, I., Banský, L., Hlavatý, Z., Rodák, D. (eds.), 2001: Optimalizácia vodného režimu ramennej sústavy z hľadiska prírodného prostredia: 1/2: Podklady k expertíznemu vyjadreniu k optimalizácii vodného režimu v inundácii, 2/2: Zhrnutie názorov prírodovedných a ekologických expertov k optimalizácii vodného režimu v inundácii. Konzultačná skupina Podzemná voda, Bratislava.
- ORSZÁGH, I., 2001: Centipedes (Chilopoda) of the Slovak Republic. Myriapodologica Czecho-Slovaca (České Budějovice), 1, p. 49-57.
- ORSZÁGH, I., ORSZÁGHOVÁ, Z., 1995: Taxocoenoses of Centipedes (Tracheata, Chilopoda) of the territory influenced by the Hydroelectric Power Structures Gabčíkovo, p. 265-274. In: MUCHA, I. (ed.): Gabčíkovo Part of the

- Hydroelectric Power Project -Environmental Impact Review. Faculty of Natural Sciences. Comenius University, Bratislava.
- ORSZÁGH, I., ORSZÁGHOVÁ, Z., 1997: Stonožky (Antennata, Chilopoda) Dunajských lužných lesov (juhozápadné Slovensko). *Entomofauna carpathica*, 9, p. 83-91.
- ORTOFOTOMAPY záujmového územia v mierke 1:10 000, 1996, Vodohospodárska výstavba, š.p., Bratislava.
- OSZLÁNYI, J., 1995: Structure of forest ecosystems and LEAF area index of wood plants - Result of monitoring over the years 1991-1994, 161-164 pp. In: MUCHA, I. (ed.): Gabčíkovo Part of the Hydroelectric Power Project - Environmental Impact Review. Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava.
- OSZLÁNYI, J., 1996: Reinventarizácia stromovej a krovitej etáže. Stanovenie indexu listovej plochy na TMP. Čiastková záverečná správa, SAV, Bratislava, rukopis.
- OSZLÁNYI, J., 1999: Dynamic of LEAF area index in forest ecosystems of the Danube floodplain in the period 1988-1998, p. 261-265. In MUCHA, I. (ed.): Gabčíkovo Part of the Hydroelectric Power Project - Environmental Impact Review. Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava.
- OŤAHELOVÁ, H., 1980: Makrofytné spoločenstvá otvorených vôd Podunajskej roviny (trieda Lemnetaea, Potamogetonetea). *Biologické práce*, XXVI, 3, p. 175.
- OŤAHELOVÁ, H., 2001: Expertízne vyjadrenie k optimalizácii vodného režimu v inundácii. Makrofytná vegetácia stojatých a tečúcich vôd. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- OŤAHELOVÁ, H., VALACHOVIČ M., 2001: Mapping of macrophytes: present status in the Danube Floodplain (Slovakia). In Pálmaiová, E. (edit): Proceedings International Conference „Water is life – take care of it“. 17-19 September 2001, Water Research Institute, Bratislava, p. 307-311.
- OŤAHELOVÁ, H., VALACHOVIČ M., 2002: Effects of the Gabčíkovo hydropower station on aquatic vegetation of the Danube river (Slovakia). *Preslia*, Praha.
- PAVLOV, D., S., 1979: Biologičeskije osnovy upravlenija povedeniem ryb v potoke vody (Biological base of the fish behaviour control in the water stream). *Nauka*, Moskva. 319 pp. (in Russian)
- PAVLOV, D., S., 1989: Structures assisting the migrations of non-salmonid fish in the USSR. *FAO Fish. Tech. Pap.* 308, 97 pp.
- PACHINGER, K., 1985: Spoločenstvá mikromamalií vo vysychajúcich lužných lesoch pri Bratislave, p. 88-95. In: Zborník referátov z konferencie "Zooocenózy urbánnych a suburbánnych celkov so zvláštnym akcentom na podmienky Bratislavy". Vyd. SZS pri SAV a Zoologický ústav UK, Bratislava.
- PACHINGER, K., 2001: Zmeny v spoločenstve mikromamalií na území ovplyvnenom výstavbou vodného diela Gabčíkovo – doklady, úvahy, perspektívy. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- PACHINGER, K., HAFERKORN, J., 1998: Comparisons of the small Mammal communities in floodplain forests at the Danube and Elbe rivers. *Ekológia (Bratislava)*, 17, p. 1-19.
- PACHINGER, K., NOVACKÝ, M., PILINSKÝ, P., 1996: Príspevok k poznaniu teriofauny izolovaných dunajských ostrovov v oblasti vodného diela Gabčíkovo. *Acta environmentalica Universitatis Comenianae (Bratislava)*. 6, p. 155-161.
- PETRYSZAK, B., 1982: Ryjkowce (Curculionidae, Coleoptera) Beskidu Sądeckiego. *Uniwersytet Jagielloński. Rozprawy habilitacyjne*, Nr. 68. Kraków, 204 pp.
- PHARE 1995: Danubian Lowland – Ground Water Model, Final report, Vol.: I, II, III, Ministry of the Environment, Slovak Republic, Commission of the European Communities.
- PIŠŮT, P., (ed.), 1993: Biocentrá v inundačnom území Dunaja rkm. 1806 - 1842. *Fyziotaktická štúdia*. II. Špeciálna časť. Oddelenie ekozozológie a monitoringu, Ústav zoológie a ekozozológie SAV, 113 pp.
- PIŠŮT, P., 1993: Biocentrá v inundačnom území Dunaja, Mierka máp 1:10 000. *Štúdia*.
- PIŠŮT, P., 1995: Meandrovanie Dunaja pri Bodfíoch pred zmenou charakteru riečiska v 18. storočí. *Geografický časopis*, 47, p. 286-298.
- PIŠŮT, P., 1999: Vývoj koryta Dunaja na území Bratislavy v 18. - 20. storočí podľa historických máp. *Písomná práca k doktorand. skúške*. Ms. depon. in ÚZ SAV, Bratislava, 69 pp.
- PIŠŮT, P., 2000: Vývoj koryta Dunaja na území Bratislavy v 18. - 20 storočí podľa historických máp. *Doktorand. diz. práca*, Ms. depon. in ÚZ SAV, Bratislava, 155 pp.
- PIŠŮT, P., UHERČIKOVÁ E., 1995: Prírodná obnova podunajského lužného lesa, možnosti jej využitia v renaturácii a pri prírode blízkom obhospodarovaní lesov. *Zpr. Česk. Bot. Spol. Praha*, 12, p. 57-65.
- POMICHAL, R., 1984: Príspevok k faune potočnickov Podunajskej nížiny. *Spravodajca Žitno-ostrovského múzea*, 8, p. 67-80.
- RÁC, P., 2001: Zmeny ornitocenóz počas výstavby a po uvedení VD Gabčíkovo do prevádzky. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- RANDÍK, A., 1965: Ochrana fauny v Podunajskej nížine. *Ochrana prírody*, 20, p. 151 - 154.
- RAUŠER, J., 1957: K poznání dunajských pošvatek (Plecoptera). *Zoologické listy*, p. 257-282.
- RAUŠER, J., ZLATNÍK, A., 1961: Biogeografie I, *Národní atlas ČSSR*, list 21, ÚSGK, Praha.
- REKREAČNÁ ZÓNA pri Vojkanskom a Šulianskom jazere (2002): Zámer vypracovaný podľa zákona č. 127/1994 Z.z. o posudzovaní vplyvov na životné prostredie v znení neskorších predpisov, Kompassorát Vojka, Pozemkové spoločenstvo. Vypracoval: SIRECO s r.o., Bratislava, Vojka nad Dunajom, apríl, 2002 - textová časť a grafická dokumentácia.
- REPORT ON THE ACTIVITY in 1995 of the Hungarian - Slovak Joint Monitoring System Defined in the Intergovernmental Agreement, 19 April 1995, submitted by the Hungarian side as the Hungarian National Annual Report.

- ROTHSCHEIN, J., 1973: Über den Einfluss der geplanten Donaukraftwerke auf die Hydrofauna des tschechoslowakischen Donauabschnittes. Zborník SNM, Bratislava, 18, p. 79-97.
- ROTHSCHEIN, J., 1976: Prognóza zmien kvalitatívneho režimu Dunaja po výstavbe vodných diel. Práce a štúdie 82. Výsk. ústav vodného hosp. Bratislava. p. 89.
- ROVNÝ, B., et al., 1992: Monitoring prírodného prostredia dotknutého výstavbou a prevádzkou VD Gabčíkovo – odborná skupina „biota“. Správa za rok 1991. Ústav zoológie a ekoszológie SAV, Bratislava, Rukopis.
- ROVNÝ, B., CAMBEL, B., ČEJKA, B., SVOBODOVÁ, A., UHERČÍKOVÁ, E., 1996: Doterajšie výsledky a skúsenosti s účelovým monitoringom bioty pre potreby vodného diela Gabčíkov, p. 132-139. In: ELIÁŠ, P., (ed.): Monitorovanie bioty na území Slovenskej republiky, SEKOS, Bratislava.
- RUSSEV, B., 1979: Gegenwärtige Kenntnisse über die Artenzusammensetzung des Zoobenthos der Donau. 19. Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung, Sofia, p. 306-336.
- RUŽIČKOVÁ, H., HALADA, L., JEDLIČKA, L., KALIVODOVÁ, E., 1996: Biotopy Slovenska – Príručka k mapovaniu a katalóg biotopov. Ústav kraj. ekológie SAV, Bratislava, 192 pp.
- RYCHNOVSKÁ, M., 1987: Metódy štúdia travinných ekosystémů. Academia, Praha, 269 pp.
- SCHOLZ, H., 1989: Biochemische Indikation mit Koniferennadeln – ein Verfahren zur Früherkennung von Immissionswirkungen. Biochem. Physiol. Pflanzen, 184, p. 419-432.
- SLOBODNÍK, V., KADLEČÍK, J., 2000: Mokrada Slovenskej republiky. Slovenský zväz ochrancov prírody a krajiny, Prievidza, 148 pp.
- SMRECZYŃSKI, S., 1965-1976: Klucze do oznaczania owadów Polski. Coleoptera - Curculionidae. Zs. 98a-98f. PWN, Warszawa, 795 pp.
- STÖSELL, F., 1988: Repeuplement du Rhin par les macroinvertébrés après l'incendie de Schweizerhalle du 1er novembre 1986. Mitt/Nouv EAWAG, 24, p. 11-17.
- SVETLÍK, J., 1995: Ďalšie vyhniesdenie čajky bielohlavej (*Larus cachinnans*) na Slovensku. Zborník Slov. Nár. Múzea, Prír. Vedy, Bratislava, 41, p. 81-85
- SVETLÍK, J., ÁČ, P., 1997: Nesting of the Mediterranean gull (*Larus melanocephalus*) in Slovakia and in the Central Europe. Folia zoologica, 46, p. 117-123
- SVOBODOVÁ, A., 1994: Evolution of arm system and their functional typology (example of the slovak-hungarian Danube River reach). Ekológia, Bratislava 13, 4, p. 369-383.
- SVOBODOVÁ, A., LISICKÝ, M., J., (eds), 1995: Výsledky a skúsenosti z monitorovania bioty územia ovplyvneného vodným dielom Gabčíkovo. Ústav zoológie a ekoszológie SAV, Bratislava. 431 pp.
- SZENTIVÁNY, M., TIRJAKOVÁ, E., 1994: The structure and dynamics of the community Ciliophora in benthos of the Karlova Ves (Bratislava) branch of the Danube. Acta Zool. Univ. Comen., 38, p. 83 – 102.
- ŠEVČÍKOVÁ, M., 1997: Malakocenózy niektorých štádií sukcesného radu asociácie Salici-Populetum na príklade ostrova Istragov. Dipl. práca, Ms. depon. PriFUK, Bratislava, 47 pp.
- ŠÍBL, J., SEGINKOVÁ, A., BULÁNKOVÁ, E., 2001: Príspevok k poznaniu fauny vážok (Odonata) Podunajskej roviny. Entomofauna Carpathica, 13, p. 68-71.
- ŠIŠKA, B., 1983: Cenózy bzdôch (Heteroptera) v korunách vybraných druhov drevín Podunajska. Diplomová práca, Prírodovedecká fakulta UK Bratislava, 83 pp.
- ŠKAPEC, L., 1992: Červená kniha ohrozených a vzácných druhov rastlín a živočíchov ČSFR. 3. Bezstavovce. Príroda, Bratislava, 152 pp.
- ŠMELKO, Š., et al., 1996: Zhodnotenie výsledkov monitorovania hladiny podzemnej vody, zdravotného stavu a rastovo-produkčného procesu lesných ekosystémov v oblasti VD Gabčíkovo. Správa za riešenie VTP. TU Zvolen, rukopis.
- ŠMELKO, Š., et al., 1997: Zhodnotenie zdravotného stavu a prírastku drevín na vybratých trvalých monitorovacích plochách v lesných ekosystémoch v hornej časti VD Gabčíkovo. TU Zvolen, rukopis.
- ŠOMŠÁK, L., 1994: Plant communities of floodplain forest influenced by construction of water structure on the Danube River. Proc. ČSAV Praha, 144-164 pp.
- ŠOMŠÁK, L., 1998: Flóra a fauna v rastlinných spoločenstvách Strednej Európy. PRIF UK – Tempus, Bratislava, 308 pp.
- ŠOMŠÁK, L., 1999: Flora and vegetation conditions of floodplain ecosystems. In Mucha I. (ed.): Gabčíkovo Part of the Hydroelectric Power Project – Environmental Impact Review. Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava, p. 241-245.
- ŠOMŠÁK, L., 2001: Optimalizácia vodného režimu ramennej sústavy z hľadiska prírodného prostredia – expertízne vyjadrenie. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- ŠOMŠÁK, L., 2003: Phytocenological Map of the Danube River Inundation of the part Dobrohošť-Sap. Phytopedon (Bratislava), Vol. 2. č. 1/2003, p. 59-98.
- ŠOMŠÁK, L., BALKOVIČ, J., ŠIMONVIČ, V., KOLLÁR, J., 2001: Fytcenologická mapa inundačného územia Dunaja. Čiastkové poznatky. Katedra Pedológie PRIF UK, Bratislava, rukopis.
- ŠOMŠÁK, L., ŠIMONVIČ, V., KOLLÁR, J., LAKATOSOVÁ, E., 2002: Správa ku fytcenologickej mape územia Dunaja v úseku Dobrohošť – Sap (1:25000). správa, Konzultačná skupina Podzemná Voda, s.r.o. Bratislava, 37 pp.
- ŠOMŠÁK, L., GAZDÍK, M., JANKOVIČOVÁ, A., 1995: Dendrology of selected flood plain trees of the Danubian Lowland, 155-160. In: MUCHA, I. (ed.): Gabčíkovo Part of the Hydroelectric Power Project - Environmental Impact Review. Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava.



- ŠOMŠÁK, L., ŠIMONVIČ, V., KOLLÁR, J., LAKATOSOVÁ, E., 2002: Vypracovanie fytoocenologickej mapy ľavostrannej inundácie Dunaja v úseku Dobrohošť – Sap, Sprievodná správa. Botanika, Bratislava
- ŠPORKA, F., 1980a: Informácia o makrozoobentose hlavných ramien Bačianskej ramennej sústavy v rokoch 1976, 1977. Zborník zo zasadnutia 22. zmiešanej komisie, Bratislava, p.85-89.
- ŠPORKA, F., 1980b: Výskyt a rozšírenie druhu *Dreissena polymorpha* Pallas vo vybranom úseku Bačianskeho ramena a zachytenie sprievodných druhov fauny dna. Záverečná správa subetapy. LRH Bratislava, 19 pp.
- ŠPORKA, F., 1982: Makrozoobentos hlavných ramien Bačianskeho ramenného systému a vplyv hydrologického režimu na bentickú faunu ramien. Zborník ref. 6. konferencie ČSLS, Blansko, p.110-115.
- ŠPORKA, F., 1983: *Chaetogaster diversisetosus* sp. n. a new species of Naididae (Oligochaeta) from Czechoslovakia. Věstn. čs. Spol. zool., 47, p. 137-139.
- ŠPORKA, F., 1984: Výskyt a rozšírenie druhu *Dreissena polymorpha* Pallas (Mollusca, Bivalvia) v hlavných ramenách Bačianskeho ramenného systému. Zborník zo zasadnutia 26. zmiešanej komisie, Plovdív, p.197-202.
- ŠPORKA, F., 1992: Máloštetinavce (Oligochaeta) Dunaja a vybraných vodných biotopov v jeho inundačnom území na Slovensku (Záverečná správa čiastkového projektu v rámci riešenia projektu "Biodiverzita v ČSFR"), 7 pp.
- ŠPORKA, F., 1994: Klasifikácia pôvodných vôd inundačného územia Dunaja v slovensko-maďarskom úseku na základe fauny máloštetinavcov. Zborník X. Limnologickej konferencie, Stará Turá, p. 217-220.
- ŠPORKA, F., 1998: The typology of floodplain water bodies of the Middle Danube (Slovakia) on the basis of the superficial polychaete and oligochaete fauna. Hydrobiologia, 386, p. 55-62.
- ŠPORKA, F., 1999: First record of *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda, Gammaridae) and *Jaera istri* (Isopoda, Asselota) from the Slovak-Hungarian part of the Danube river. Biológia, Bratislava, 54, p. 538.
- ŠPORKA, F., 2001: Expertízne vyjadrenie k optimalizácii vodného režimu v inundácii. Polychaeta, Oligochaeta, Amphipoda a Isopoda v inundácii. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- ŠPORKA, F., ELEXOVÁ, E. 1990: First record of *Pontogammarus obesus* (Amphipoda, Gammaridae) from the Slovak-Hungarian part of the Danube river. Biológia, Bratislava, 54, p. 580.
- ŠPORKA, F., KRNO, I., 1995: Zmeny v bentickej faune hlavného toku a vôd ležiacich v inundácii po sprevádzkovaní VD Gabčíkovo. Zborník "Výsledky a skúsenosti z monitorovania bioty územia ovplyvneného vodným dielom Gabčíkovo". Ústav Zoológie a ekoszológie SAV Bratislava, p.132-143.
- ŠPORKA, F., MOOG, O., 1995: *Nais stolci* (Hrabě, 1981) in der Slowakei und Österreich (Oligochaeta: Naididae). Lauterbornia, 20, p. 93-97
- ŠPORKA, F., NAGY, Š., 1998: The macrozoobenthos of parapotamon-type side arms of the Danube river in Slovakia and its response to flowing conditions. Biológia, Bratislava, 53, p. 633-643
- ŠTĚPÁNEK, M., ČERVENKA, R., 1974: Problémy eutrofizace v praxi. Zdravotnické nakladatelství Avicenum. Praha, 231 pp.
- ŠTEPANOVIČOVÁ, O., 1989: Heteroptera v cenotických štruktúrach. Práce Slov. Ent. Spol. SAV, Bratislava, 7, p. 131 – 136.
- ŠTEPANOVIČOVÁ, O., 1991: Formation of taxocoenoses of Heteroptera in plant communities of relatively unaffected ecosystems and those affected by human activities, Acta F.R.N. Univ. Comen., Zoológia, 35, p. 31 – 51.
- ŠTEPANOVIČOVÁ, O., 1995a: Review of zoological research in the Danubian Lowland (terrestrial animals). p. 181-186 In: MUCHA, I. (ed.): Gabčíkovo part of the hydroelectric power project - environmental impact review. Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava, Slovakia.
- ŠTEPANOVIČOVÁ, O., 1995b: Epigaeic Heteroptera as indicators of moisture relationships of the floodplain forests of the Danube and Morava rivers. Biológia, Bratislava, 52, 2, p. 243 – 246.
- ŠTEPANOVIČOVÁ, O., 2001: Vplyv výstavby VD Gabčíkovo na štruktúru taxocenóz bzdôch (Heteroptera) v epigeone lužného lesa. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- ŠTEPANOVIČOVÁ, O., DEGMA, P., 1999: Effect of some environmental factors on structure of bug taxocoenoses (Heteroptera) in floodplain forest epigaeon of the Danube region. Acta Soc. Zool. Bohem., 63, p. 225 – 236.
- ŠTEPANOVIČOVÁ, O., LAPKOVÁ, Z., 1984: Spoločenstvá bzdôch (Heteroptera) niektorých charakteristických biotopov záujmového územia Dunajského vodného diela. Práce Slov. ent. spol. SAV, Bratislava, 4, p. 189 – 203.
- ŠTOLLMANN, A., 1966: Ako ďalej s ochranou orliakov morských na Dunaji? Ochrana prírody, 21 (8), p. 116 - 118.
- ŠUSTEK, Z., 1979: Výskum geoeológie brněnských parků na příkladě střevlíkovitých a drabčíkovitých v parku Lužánky. Zprávy Geografického ústavu ČSAV, Brno, 16, p. 156-174.
- ŠUSTEK, Z., 1980: Použitie Shannon-Wienerovej funkcie k posudzovaniu narušenia ekosystémov, p. 1-14. In: PAULE, L. (ed.): Lesnícky výskum a výchova vedeckých pracovníkov v ČSSR, Zvolen.
- ŠUSTEK, Z., 1994a: Classification of the carabid assemblages in the floodplain forests in Moravia and Slovakia, p. 371-376. In: DESENDER, K. et all. (eds.): Carabid beetles. Ecology and Evolution. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht-Boston-London.
- ŠUSTEK, Z., 1994b: Impact of water management on a Carabid community (Insecta, Coleoptera) in a Central European floodplain forest. Quaderni di Stazione Ecologica di Museo Civico di Storia Naturale Ferrara. 6, p. 293-313.
- ŠUSTEK, Z., 1995: Diversity and survival of carabid communities in the area affected by the barrage system Gabčíkovo. p. 261-264. In: MUCHA, I. (ed.): Gabčíkovo Part of the Hydroelectric Power Project - Environmental Impact Review. Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava.

- ŠUSTEK, Z., 2000a: Spoločenstvá bystruškovitých (Coleoptera, Carabidae) a ich využitie ako doplnkovej charakteristiky geobiocenologických jednotiek: problémy a stav poznania, p. 18-30. In: ŠTYKAR, J., ČERMÁK, P. (eds.): Geobiocenologická typizácia krajiny a jej aplikácie. Geobiocenologické spisy, MZLU Brno, 5, p. 1-136.
- ŠUSTEK, Z., 2000b: Carabid beetles – their significance for bioindication of the landscape hydrological regime, pp. 13. In: MAJERČÁK, J., HURTALOVÁ, T. (eds.): VIII<sup>th</sup> International poster Day Transport of Water, Chemicals and Energy in the System Soil-Crop Canopy-Atmosphere, Bratislava 16. 11. 2000. CD ROM.
- ŠUSTEK, Z., 2001: Restitution of Carabid communities after catastrophic floods in floodplain forests. In: MAJERČÁK, J., HURTALOVÁ, T. (eds.): IX<sup>th</sup> International poster Day Transport of Water, Chemicals and Energy in the System Soil-Crop Canopy-Atmosphere, Bratislava 29. 11. 2001. CD ROM.
- ŠUSTEK, Z., 2001: Potenciálny stav spoločenstiev bystruškovitých a možnosti zlepšenia ich súčasného stavu v oblasti dotknutej VD Gabčíkovo. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- TAJOVSKÝ, K., 1999: Impact of inundations on terrestrial arthropod assemblages in Southern Moravian floodplain forests, the Czech Republic. *Ekológia (Bratislava)*, 18, Supplement 1, p. 177-184.
- TIRJAKOVÁ, E., 1992: Ciliophora of the riverside zone of the Danube river system. *Acta Zool. Univ. Com.*, 36, p. 71-80.
- TIRJAKOVÁ, E., 1999: Nové nálezy cicaviek (Suctoria) na území Slovenska. *Folia faunistica Slovaca*, 4, p. 11 – 14.
- TITTIZER, T.; LEUCHS, H., BANNING, M., 1995: The consequences of river impoundments for the macrozoobenthos - demonstrated at the example of the River Danube in Germany. *Miscellanea Zoologica Hungarica*, 10, p. 73-84.
- TITTIZER, T., SCHÖLL, F., SCHLEUTER, M., 1989: Beitrag zur struktur und entwicklungs-dynamik der benthal fauna des Rhines von Basel bis Düsseldorf in den Jahren 1986 und 1987. *Limnologie Aktuell.*, 1, p. 293-323.
- TOCKNER, K., PENNETZDORFER, D., REINER, N., SCHIEMER, F., WARD, J. V., STANDFORD J. A., 1995: Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Reserch & Management.*, 11, p. 105-119.
- TOMAJKA, J., ŠPORKA, F., 1994: Vplyv hydrologického režimu na koncentráciu vybraných biogénnych prvkov v ramenách inundačného územia Dunaja. Zborník X. Limnologickej konferencie, Stará Turá, p. 226-229.
- TREATY 1977: Treaty between the Hungarian People's Republic and the Czechoslovak Socialist Republic concerning the construction and operation of the Gabčíkovo-Nagymaros system of locks, United Nations Treaty Series, Vol. 1109, I. 17134.
- TRPIŠ, M., 1957: Predbežný prehľad vážok (Odonata) Žitného ostrova. *Biológia*, Bratislava, 12, p. 433-447.
- TRPIŠ, M., 1962: Ökologische Analyse des Stechmücken Population in der Donautiefebene in der Tschechoslowakei. *Biologické práce*, 8, p. 1-132.
- TUF, H., I., 2000: Communities of centipedes (Chilopoda) in three floodplain forests of various age in Litovelské Pomoraví (Czech Republic). *Fragmenta faunistica (Warszawa)*, 43 (Supplement), p. 327-332.
- ÚLOHY ANALÝZY VPLYVOV NA DUNAJ dec 1998/ jan 1999. Súhrnné výsledky hodnotenia variantov delenia a využitia vody na základe spoločnej analýzy ekologických a technických hľadísk. Dokumentácia návrhov, ktoré sa doteraz vyskytli vo variantoch, ekologická analýza variantov, technická analýza variantov. Úrad predsedu vlády MR, Kancelária vládneho komisára pre Dunaj.
- UHERČÍKOVÁ, E., 1995: Fytcenologické a ekologické pomery lesov inundácie Dunaja. Kand. diz. práca, Ms. depon. in PriFUK a ÚZ SAV, Bratislava, 221 pp.
- UHERČÍKOVÁ, E., 1998: Transformation changes in the association Salici-Populetum in the inundation area of the Danube river (Slovakia). - *Biologia (Bratislava)*, 53, p. 53-63.
- UHERČÍKOVÁ, E., 2001: Expertízne vyjadrenie k optimalizácii vodného režimu v inundácii Dunaja. Časť: Lesné fytcenózy v inundácii. In OPTIMALIZÁCIA 2001.
- UHERČÍKOVÁ, E., PIŠÚT, P., HAJDÚK, J., 1999: Permanent monitoring plots and vegetation succession on the Gabčíkovo structure dikes, p. 281-322. In: MUCHA, I. (ed.): Gabčíkovo Part of the Hydroelectric Power Project - Environmental Impact Rewiew. Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava.
- ÚRAD PREDSEDU VLÁDY MAĎARSKEJ REPUBLIKY - Kancelária vládneho komisára pre Dunaj. 1999: „Úlohy analýzy vplyvov pre Dunaj“ (materiál predložený 9. decembra 1999 slovenskej strane, Archív Splnomocnenca Vlády SR pe výstavbu a prevádzku Sústavy vodných diel Gabčíkovo Nagymaros).
- URBION 1976: Biologický Projekt záujmového územia výstavby Sústavy vodných diel Gabčíkovo Nagymaros (časť Analýza, Návrh, Realizačné opatrenia, Orientačné náklady), URBION, Štátny inštitút urbanizmu a územného plánovania v Bratislave.
- ÚZEMNÝ PLÁN REKREAČNEJ ZÓNY, 2000: Šulianske jazero (materiálová jama B), Hupro.
- ÚZEMNÝ PLÁN REKREAČNEJ ZÓNY 1998: Vojkanské jazero (materiálová jama A), Archstudio Bpbek a Javorka + Ing. arch. Čavada.
- ÚZEMNÝ PLÁN VÚC, 1997: Trnavský kraj, Aurex, s r.o.
- VANDEL, A., 1960: Isopodes terrestres, première partie. *Faune de France* 64. Éd. P. Lechevalier, Paris, p. 1 - 416.
- VANDEL, A., 1962: Isopodes terrestres, deuxième partie. *Faune de France* 66. Éd. P. Lechevalier, Paris, p. 417 - 931.
- VARGA, L., 1993: Záchrana a reprodukcia listnatých drevín v meniacich sa hydrologických podmienkach. LVÚ Zvolen, rukopis.
- VARGA, L., 1996: Dunajské lužné spoločenstvá v záujmovej oblasti vodného diela Gabčíkovo. LVÚ Zvolen, VS Gabčíkovo. Referát

- VARGA, L., NEŠTICKÝ Š., 1997: Rozšírenie stanovištných typov v záujmovej oblasti VD Gabčíkovo, Mapa 1:25000. LVÚ Gabčíkovo, rukopis.
- VERHOEFF, K., V., 1938: Chilopoda, p. 91 - 119. In: Die Tierwelt Mitteleuropas II (3.), Verl. Quelle und Meyer, Leipzig.
- VIEWEGH, J., 1994: Změny ve vegetaci některých přírodních rezervací Moravskoslezských Beskyd. Lesnictví – Forestry, 40, 12, p. 523-536.
- VILINOVIČ, K., 2001: Vodný režim inundácie Dunaja z hľadiska trvalo udržateľného rozvoja. In OPTIMALIZÁCIA 2001
- VODOHOSPODÁRSKA VÝSTAVBA š.p. 2000: Dočasný manipulačný poriadok pre Sústavu vodných diel Gabčíkovo – Nagymaros na území SR, Aktualizácia VI. Apríl 2000.
- VOJTUŠ, M., 1986: Príspevok k riešeniu niektorých problémov pestovania topoľov na Slovensku. VÚLH Banská Štiavnica, VS Gabčíkovo. Referát.
- VRANOVSKÝ, M., 1974: Zooplanktón Bačianskeho systému ramien pred vyústením do hlavného toku a jeho význam pre formovanie zooplanktónu v Dunaji. Biologické práce (Bratislava), 20 (7), p. 1-80.
- VRANOVSKÝ, M., 1985: Zooplanktón dvoch hlavných ramien Bačianskej ramennej sústavy. (Dunaj, r. km 1820,5-1825,5). Práce Lab. Rybár. Hydrobiol. (Bratislava), 5, p. 47-100.
- VRANOVSKÝ, M., 1995: The effect of current velocity upon the biomass of zooplankton in the River Danube side arms. Biologia (Bratislava), 50, p. 461-464.
- VRANOVSKÝ, M., 1997: Impact of the Gabčíkovo hydropower plant operation on the planktonic assemblages in the River Danube and its floodplain downstream of Bratislava. Hydrobiologia, 347, p. 41-49.
- VRANOVSKÝ, M., 2001: Expertízne vyjadrenie k optimalizácii vodného režimu ramenných sústav Dunaja medzi Dobrohošťou a Sapom s ohľadom na rozvoj mediálneho zooplanktónu. In OPTIMALIZÁCIA 2001
- VRANOVSKÝ, M., ILLIOVÁ, M., 1999: Zooplankton in the Danube and its left side arm system, p. 167-174. In: I. MUCHA (ed): Gabčíkovo part of the hydroelectric power project - Environmental impact review. Faculty of Natural Sciences, Comenius University, Bratislava.
- VRANOVSKÝ, M., ŠPORKA, F., 1991: Posúdenie vplyvu úprav starého koryta Dunaja a ramenných sústav na hydrocenózy (Fytoplanktón, Zooplanktón, Zoobentos). ÚZE SAV, Bratislava, 3 pp.
- WARD, J., V., 1997: An expansive perspective of riverine landscape: Pattern and process across scales. Gaia, 6, p. 52-60.
- WARD, J., V., 1998: A running water perspective of ecotones, boundaries, and connectivity. Verh. Internat Verein. Limnol., 26, p. 1165-1168.
- WARD, J., V., 1999: Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). Freshwater Biology, 41, p. 521-535.
- WARD, J., V.; TOCKNER, K., SCHIEMER, F., 1999: Biodiversity of floodplain river ecosystem: Ecotones and connectivity. Regulated Rivers: Research & Management, 15, p. 125-139.
- WORLD BANK, 1996: Regional Environmental Assessment, Environmental Assessment Sourcebook Update, No. 15, Environmental Department the World Bank, 10 pp.
- WEST-DANUBE WATER-MANAGEMENT DIRECTORATE (Észak-Dunántúli vízügyi igazgatóság) Fenékküszöbbel történő vízpótlás hatásai 1995. (Impact on the water supply by means of the underwater weir, 1995)
- WYTWER, J., 1997: Chilopoda-Pareczniki, p. 265-267. In: RAZOWSKI, J. (ed.), Checklist of Animals of Poland IV. Wyd. Inst. Systematyki i Ewolucji Zwierząt PAN, Kraków.
- ZALESSKAJA, N., T., 1978: Opredelitel' mnogonožek - kostjanok SSSR (Chilopoda, Lithobiomorpha). Izd. Nauka, Moskva, 212 pp.
- ZLATNÍK, A., 1976: Přehled skupin typů geobiocénů původně lesních a křovinných. Zprávy Geografického ústavu ČSAV v Brně, 13, p. 55-64.
- ZÓLYOMI, B., et al., 1967: Einreihung von 1400 Arten der ungarischen Flora in ökologische Gruppen nach TWR-Zahlen. Fragm. Bot. Musei Hist.-Nat. Hung., 4, p. 101-142.
- ZULKA, K., P., 1999: Terrestrische Arthropoden, p. 259-271; Anhang 6 - Bemerkenswerte Arthropoden der March-Thaya-Auen, p. 377-381. In: KELEMEN, J., OBERLEITNER, I. (Red.), Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien.

**ENGLISH SUMMARY**

## FOREWORD

Discussions on impacts of the Gabčíkovo-Nagymaros project had started a long time before the closing of the International Treaty of 16 Sept. 1977 concerning the construction and operation of the Gabčíkovo – Nagymaros hydropower scheme. One example can be the “Discussion at Round Table about the Danube Hydropower system” published in the *Životné prostredie (Living Environment)* Journal, No. 4, in 1968 (MAŇÁK, red. 1968). Already in that paper the biological project called “Bioprojekt” was discussed. For example, according to requirement of Dr. Ružička (Institute of Landscape Biology, Slovak Academy of Sciences), one of the participating experts, the technical projecting should have addressed the problem and solutions of the environmental aspects. Ing. Obložinský (Investing Organization) confirmed that a “Bioprojekt” would be a part of the Gabčíkovo–Nagymaros project (see URBION 1976). Prof. Matula (Faculty of Natural Sciences) stressed, that hydrological questions would play a dominant role, and that a modification of alternative variants should be chosen, that would allow harmonising the project water regime with the most favourable ground water regimen. It was spoken also about water quality in the future reservoir, which would depend on the Danube and Morava rivers water quality and of cleaning the wastewaters upstream, mainly in Vienna and Bratislava, inclusively the Slovnaft oil refinery.

By the end of 1989, Slovak vice-premier V. Ondruš and Minister of Forestry and Water Management I. Veselý initiated a broad discussion on environmental questions, which was hold on the level of expert groups in water management and environment. At that stage, constructive negotiations started and many recommendations in respect to nature protection were realised. In 1992, the PHARE project, “Danubian Lowland – Ground Water Model” (PHARE 1995) started. Its results contributed to resolving many questions. In 1995 the Agreement about Certain Temporary Measures and Discharges to the Danube and Mosoni Danube River Arm was closed between the Slovakia and Hungary (AGREEMENT 1995). Within the framework of the Agreement a submerged weir near Dunakiliti, at the river km 1843 of the Danube River, was constructed, and in the whole area of the Gabčíkovo part of the Project the joint Slovak-Hungarian environmental monitoring is carried out.

Existence of the Danube floodplain with a system of arms, and the Danube inundation within the zone of protecting dikes against the flood, is based on the dynamics of the flow and level regime of the ground and surface waters, water flow and levels in the arm system, existence of all types of river arms, from the through flowing to the arms with stagnant water and temporarily drying terrain depressions, terrestrised old arms, wetlands and wetland remnants. The more or less regularly occurring high discharges in the Danube are typical in the summer months. The high discharges in the Danube bring nutrients and sediments. Another characteristic feature is the limiting of the inundation by flood protection dikes separating the floodplain from the agricultural land and settlements. The climatic conditions, a high number of sunny days, high temperatures, high water levels in the Danube in spring and summer, and thus high levels of ground water, are favourable for vegetation. After the construction of dikes to protect the settlements and arable land against floods, and after the concentration of Danube discharges into a single straightened river arm, known at present as the old Danube riverbed, the system of habitats gradually developed in symbiosis with human kind. In this way, the “within-dike” territory arose. Its original hydrological regime gradually changed into a regime characterized by considerably higher velocities of water flow, by considerably higher fluctuations of water level, by much higher and more frequent flooding, and by the constantly flowing water in the river arms, even during the periods of low water levels. The area within the dikes is used mainly for forestry. The gravel input from the Danube upstream from Bratislava was higher in the past. Downstream from Bratislava the gravel and sand were deposited in alluvial fan, the riverbed elevated as well as the levels of surface and ground water. As a consequence, the dikes were also raised. This state was characteristic for the period from the 19th century until the 1960s, when the arms started to be gradually closed and cut from the Danube main stream. In order to satisfy the requirements of navigation, the water was concentrated into one channel, which was straightened, its banks fortified and the spontaneously forming fords were dredged. This increased erosion of the riverbed. In addition, transport of gravel gradually declined, due to dredging of navigation corridor and construction of water dams upstream from Bratislava. In this way, the riverbed downstream from Bratislava began to deepen and, as a result of this, the Danube main channel lost contact with its arm system. The ground water levels significantly decreased. In this state of the nature and after the experience of two catastrophic floods in 1954 and 1965, the Gabčíkovo-Nagymaros hydropower system was projected. One part of this project, the Gabčíkovo step, was constructed, and put into operation by means of the Čunovo structures in October 1992.

At present, after the ten-year experience with the Gabčíkovo project operation and after eight years of joint Slovak-Hungarian monitoring of the environment, it is a time to replace the unrealised plans by new views and proposals for protection and improvement of natural environment, based on the present situation. It is desirable to outline, without emotions, and in a constructive spirit, using the experience and all the data available, considering heterogeneous points of view, different owners, national and international interests; an optimisation of hydrological, environmental and commercial arrangement, and protection of rare and valuable ecosystem of the preserved part of the Danube floodplain. Based also on the study “Prognosis of the Surface and Ground Water Levels in Conditions Without the Gabčíkovo Hydropower System” (MUCHA, I., BANSKÝ Ľ. et al., 2001), I intend to state my conviction that without existence of the operating Gabčíkovo project we could not search for an optimal water regime in the flood plain, but would be forced to solve problems of protection of the Žitný Ostrov Island against floods and problems of navigation bottlenecks in the

Danube stretch between Bratislava and Sap. We would be powerless to prevent the dried Danube arms, changes in both the natural and economically exploited floodplain forests and deeply sunk ground water in the upper parts of the Žitný Ostrov and Szigetköz Islands with all consequences for agricultural production. In addition, I would like to mention the development of water levels in the area between the Rusovce and Čunovo villages, where the Dunajské Ostrovy (Danube Islands) Nature Reserve was established on November 8, 2002. The reasons for its establishment were: "providing of protection of floodplain forest and wetland habitats as typical features of the floodplain landscape". **Figures 0.1 and 0.2** show that if similar discharges like those occurring after November 1978 would have occurred after November 2000, in 2012 (twenty years after the Danube damming) the average water level in the Danube at Bratislava would be lower by 2.82 m than at present, whereas at Rusovce it would be lower by 6.07 m. **Figure 0.3** shows that without the Gabčíkovo project, the ground water level in surroundings of Rusovce would have declined to 4.41 and 3.83 m, hence by about 4 m. These values were calculated on the basis of changes that were occurring 20 years before putting the Gabčíkovo project in operation, and under the presumption that the intensity of these changes would not have changed, if the Gabčíkovo project has not been put in operation. On the base of these facts and presumptions, I dare to say that without putting the project in operation the Dunajské Ostrovy Nature Reserve could not exist.

In the frame of preparatory works, the basic study "Optimisation of Water Regime in the Arm System from Environmental Aspect" was elaborated in 2001 (OPTIMALIZÁCIA 2001). It consists of two parts. The first part includes primarily data on surface and ground waters. This data serves as the basis for biologists and environmentalists. The authors of this part are I. Mucha, L. Banský, Z. Hlavatý and D. Rodák.

The second part includes the views of the following ecologists: **M. Bohuš, E. Bulánková, B. Cambel, T. Čejka, J. Halgoš, J. Holčík, M. Holecová, M. Illyová, G. Izsák, V. Košel, P. Kovačovský, I. Krno, S. Kubalová, M., J. Lisický, D. Matis, Š. Neštický, L. Varga, H. Ořahelová, K. Pachinger, P. Rác, L. Šomšák, F. Šporka, O. Štepanovičová, Z. Šustek, E. Uherčíková, K. Vilinovič, M. Vranovský.** Contributions of these experts have been incorporated in this publication and citation is in the form: AUTHOR, year; and in Literature with remark: in Optimalizácia 2001 (OPTIMIZATION 2001).

The views of individual biologists and environmentalists on the hydrological regime optimisation in the inundation are based on their personal experience, knowledge, investigation results and, often, a long-termed monitoring of environmental factors in the area in question. Specific object of monitoring and research influences their viewpoints. Therefore, their opinions differ and reflect their personal standpoints. On the other hand, the opinions of all these experts try to express the common priorities and convergences, and contribute to a joint aim **to create and maintain such conditions in the inundation, which would be as close to the natural state as possible and, at the same time, which would conform with the basic hydrological functions of the inundation (floodplain area within flood protecting dikes).**

I thank all of the authors, contributors, editors and co-editors for the enormous effort resulting in this study. The aim was (1) to explicate basic principles underlying the optimisation of the inundation, primarily from the aspect of hydrological regime; and (2) to serve as a basis for proposals for the definitive arrangement of this stretch of the Danube at the next set of negotiations with the Hungarian partners as a basis for seeking further solutions in an effort to find an optimal concept of the nature protection, which would integrate all possible aspects, in particular those of water management and protection of the typical area and habitats of the inundation.

This study opens a scope for elaboration of alternative proposals for improvement of natural conditions and for orientation of municipal organs by cooperation with the Gabčíkovo project operators by water management and by decision-making about economic, tourist and other human activities in the inundation area. At the same time, the study explains and reasons how to think ecologically and how to proceed at proposals of water management plans. The last but not least goal of this study is to contribute to creation of the optimal integrated management of the inundation and, subsequently, to the integrated management of the landscape.

Ing. Dominik Kocinger  
Plenipotentiary of the government  
of the Slovak Republic

## 1 TASK AND AIM OF THIS STUDY

The task of this study is to **define a state, which could be considered, from the ecological and ecosozological point of view, as optimal** for the river and its floodplain (respecting the limits represented mainly by the requirement of protection against floods and existence of the Gabčíkovo project); and to recommend ways to achieve such a state. Another task is to propose the principles for regulation of such a state, primarily by means of water management methods (hydrological regime using regulation equipments). The final aim is to elaborate proposals for optimal improvement of water regime from the ecologic point of view, for the ecosystem in this floodplain. This is to be achieved primarily by means of optimisation of the water regime and its approximation to the natural state. In compiling this study, negotiations with interested subjects and Hungarian part have also been used.

This task was ordered, as matter of facts, on two levels. The aims of the first level is to define a state that is considered optimal for the floodplain in terms of ecology, and natural character of habitats, without regard to the mode of protection and realisation of optimisation (the long-termed aim). The aim of the second level is to define the ecotop and biotop quality we wish to achieve from the ecological viewpoint and which is really achievable, particularly by management of a hydrological regime. This second level is the subject of international negotiations, and implementation of the Judgment of the International Court of Justice.

The natural floodplain of the Danube is characterised by a very specific and dynamically changing system of aquatic, semiaquatic and terrestrial ecotopes representing biotopes for various specialised species and a wide scale of corresponding biocoenoses. Beginning with the carrying type represented by the eupotamal in the main stream and discharging arms to the parapotamal and plesiopotamal, flooded and not flooded terrestrial ecosystems (from wetlands to meadows, soft-wood and hard-wood floodplain forests and, locally, even forest steppe). **The determining and controlling mechanism** of such ecosystems in space and time is **mainly the hydrological regime of the environment**, which we wish to modify in the space and time according to the best existing knowledge. **The general aim of this effort is a state close to the natural state.**

The aim of modification of water regime of the old Danube and its river arms, including simulation of floods in the floodplain and further rearrangements in the floodplain, based first of all on the existing knowledge, monitoring, and ecological synthesis, is:

- To support natural processes typical for the natural flood plain under respecting flood-control functions forming the present floodplain.
- To support, by means of water regime, biological diversity as close to the natural state as possible.
- To support the spatially and temporally varying diversity of the ecosystem corresponding to the probabilistic relationships of the natural phenomena typical for the floodplains with the system of through-flowing arms.
- To support conditions for the succession of communities typical for the occasionally inundated areas; and, in this way, to support the appropriate biodiversity not only as a function of space, but also as a function of time, hence, to support the maximal possible dynamic balance of ecosystems based on their "patchy" dynamics in time and space.
- To support preservation of the natural character and its regeneration in the inundation, which is based on the water regime and moisture conditions and on their succession in time and space.
- To support a state, that corresponds to the river connectivity before the closing of the arm system.
- To ensure that water in the main arms does not stagnate and to insure that its quality will be as good or better than before the Danube damming; and to insure that ground water quality will be not endangered.
- To simulate floods at the time of high rate of flow in the Danube when the water contains a sufficient amount of suspended solids. If a spring flood occurs, the management of simulated floods should maximize the content of nutrients in the water. (After gradually achieving the natural state, flood simulations will be reduced and they will become a exceptional measure for special cases or for supporting the natural floods).
- To ensure that the water regime in the floodplain will be as similar as possible to the natural state of soil moisture conditions. To correlate sequences of water states and flooding area with the rate of flow in the Danube, but not to collide in the selected parts of the area with the interests of forestry.

After evaluation of data of plants occurrence, vegetation formations, and forestry, the aim of optimisation is to assure the natural development of aquatic, wetland, littoral, shrub and forest communities in the floodplain, which would correspond to the hydropedological regime of the state in 1950s and 1960s. From those years there is a sufficient documentation of structural and synecological properties of floodplain forests, inclusively of their hydropedological regime, to which the aims of "optimisation" should be approximated. Other components of flora will develop in accordance with hydropedological state favourable for the floodplain ecosystems.

From the forestry viewpoint, it will be necessary to modify the hydrological regime in selected parts of the floodplain according to requirements of a good healthy state of woody plants and forests stands as well as according to efforts at maximal timber production of edificatory trees, of course, under precondition of maintaining other forest functions. It will be necessary to leave a part of wooded land for successive regeneration of natural forests. In the case of gradual conversion of floodplain ecosystem into a state with functioning auto-regulation it will be probably also necessary to consider the present extent and distribution of intensively managed economic forests. The present landscape structure is shown in **Fig. 1.1.**

## 2 CHARACTERISTICS OF THE AREA

The area of water regime optimisation is the old Danube riverbed and its left-side floodplain, with the Danube arm system in the stretch between Dobrohošť (river km 1842) and Sap villages (river km 1811) (**Fig. 2.1**). The floodplain lies between the old Danube riverbed and the original flood protection dikes.

Historical changes in the natural Danube environment are a result of geological development and climatic changes during the Quaternary period. They also include an intensive transport of gravels and sands in the Danube, deepening and elevating of the riverbed bottom, forming and moving of river meanders, deposition and erosion of sediments, changes of riverbanks, and frequent flooding of this area.

The first phase of a complex development of flood protection dikes and regulatory measures in the Danube covers the period 1759-1914. Regulation of the navigation way started in 1831 and was finished in late 19<sup>th</sup> century (**Fig. 2.2**). The present setting of flood protecting dikes and the riverbed having been unnaturally straightened for the sake of navigation were constructed after the flood of 1853. In this way, the present floodplain arose, which we are speaking about. The flood of 1954, after breaking the right-side dike, devastated the major part of the Szigetköz Island in Hungary (DUB 1954). The extent of this catastrophe can be illustrated by the fact that a half of the island was flooded and water in the Bács village (district Győr) rose up to level of the second floor windows. The flood of 1965 flooded the downstream part of the Žitný Ostrov Island in Slovakia. The surface of the area flooded included 71,700 ha of arable land, 114,000 ha of arable land were waterlogged, 3,910 houses were destroyed and 53,693 citizens were evacuated (HRONEC, 1969), (**Fig. 2.3**). Flood protection of the area downstream from Bratislava was included into the Gabčíkovo-Nagymaros project.

As the International Court of Justice has pointed out, the Project of Gabčíkovo-Nagymaros system of hydropower stations "was not only a joint investment project for the production of energy, but it was designed to serve other objectives as well: the improvement of the navigability of the Danube, flood control and regulation of ice-discharge, and the protection of the natural environment" (INTERNATIONAL COURT OF JUSTICE, 1977, paragraph 135). The Gabčíkovo part of the Project was elaborated as a way to protect first of all the areas behind of the flood protective dikes (mainly the Szigetköz area and the upstream part of the Žitný Ostrov Island). The by-pass canal leading water to and from the power station was constructed outside of the floodplain (on the difference from other dams on the Danube upstream Bratislava it preserved the floodplain in pre-dam state), **Fig. 2.1**. The independent experts of the Working Group of the Commission of European Community stated in their Report of 23 November 1992 (CEC 1992): "In the past, the measures taken for navigation constrained the possibilities for the development of the Danube and the floodplain area. Assuming that navigation will no longer use the main river over a length of 40 km, a unique situation has arisen. Supported by technical measures, the river and floodplain can develop more naturally". Besides this, facilities for permanent supplying the Malý Dunaj (Little Danube), the Mosónyi Duna (Danube) and the river arm system with water were constructed on both sides. It was expected that by means of the technical measures the water table in the Danube old riverbed will be maintained at a similar level as occurred in the Danube before its damming, at discharges of about 1,400 – 1,500 m<sup>3</sup>/s. The old Danube is a term used at present for the 41.75 km stretch of the Danube between the Sap (river km 1811.0) and Čunovo villages (river km 1851.75). In this stretch, a major part of the flow rate is diverted throughout the by-pass canal to the Gabčíkovo hydropower station. At present, in accordance with the international Agreement from 1995, the flow rates in the Danube old riverbed range from 250 to 600 m<sup>3</sup>/s, and in time of flood events even much more (AGREEMENT 1995).

It emerges from the Report of the Commission of the European Communities Tripartite Fact-Finding Mission, dated 31 October 1992, that "not using the system would have led to considerable financial losses, and that it could have given rise to serious problems for the environment" (FFM, 1992). In pre-dam conditions, sinking of the Danube riverbed bottom and thus also sinking of ground water levels existed, **Figs. 0.1, 0.2, 0.3**. According to experts of the Commission of the European Communities (CEC 1992), the discharge in all river arms existed before the Danube damming in average only during 17 days in a year.

The floodplain area is situated in the central part of an intermountain depression, the Danube basin, called in Slovakia "Podunajská nížina" (Danubian Lowland). The basin consists from Late Tertiary (marine and lacustrine sand, fine sand, clay, sandstone and shale) and Quaternary sediments, which since the glacial Mindel epoch are sand and gravel deposited in the Danube alluvial fluvial and lacustrine conditions. The total depth of the Tertiary and Quaternary sediments reaches 8,000 m. The Danube river sediments (since the Mindel epoch) form the main aquifer consisting of highly permeable gravels and sands. Its thickness ranges from a few meters at Bratislava to more than 450 m at Gabčíkovo. Further downstream, downwards the Sap village, their thickness decreases to several meters. Under this high permeable aquifer there is a complex of low permeable or almost impermeable older Quaternary and mainly Tertiary sediments.

The important factors influencing transport of the Danube sediments are the existence of the granite threshold between the Alps and Carpathians, crossing the Danube in the area surrounding Bratislava, with an outcrop of granites in the Danube River bed. Similarly, stony threshold, predominantly of andesite rocks, also occurs in the stretch between the



towns Štúrovo/Estergom and Visegrád/Nagyymaros, some 160 km downstream from Bratislava. Both hard rock thresholds are natural geological and hydraulic barriers, steps, in the riverbed. Just downstream from Bratislava, the Danube forms two branches; the Malý Dunaj (Little Danube) in Slovakia and the Mosonyi Duna in Hungary. These branches, together with the Danube main stream, border two similar islands – the Žitný Ostrov Island in Slovakia, and the Szigetköz Island in Hungary. In the stretch between Bratislava and Medveďov, the Danube formed an inland delta (in the geological literature called as alluvial fan), through which it once meandered. The “inland delta” has its specific morphology, characterised by river meandering, accumulation and erosion of coarse gravel and sand, changes in riverbed slope, etc. The alluvial fan consists of extremely permeable and thick aquifer, capable of carrying and transferring high volumes of ground water. The Danube flows on the surface of this alluvial fan (Fig. 2.4). Water from the Danube penetrates into the alluvial fan sediments and flows downwards as ground water along the Danube and in the direction towards the Little Danube or Mosonyi Duna. In the lower part, where the slope of the river and the surrounding area suddenly decreases to one quarter of its gradient at Bratislava (Fig. 2.5), the ground water flows back into the Danube via its own river arms, tributaries and drainage canals (Fig. 2.6). All this is a result of reduced permeability and thickness of the aquifer downstream from Gabčíkovo.

In the Danube stretch between Bratislava and Sap, the Danube banks were fortified, and flood protection dikes were built up on both sides. The straightened Danube flows between these dikes and a part of the river arms is also situated there (Fig. 2.1). Also at present, at times of high discharges in the Danube, water reaches these dikes and the flooded the area between flood protective dikes. This floodplain is considered to be highly valuable from ecological viewpoint, and worthy of preservation of its original functions. Besides this, it has irreplaceable functions like transferring of peak flood discharges, function of a natural polder moderating maximal discharges during flood. Both these functions are significantly manifested in reduced maximal discharges in the downstream stretches of the Danube. The area has favourable conditions for growth of natural floodplain forests as well as for timber production. It is aesthetically attractive for tourists, and, because the arms are with flowing water, it also fulfils the self-purification function of the Danube water.

Comparison of the ground water regime in 1953 (JURKO 1958), and in 1992-2000 (MUCHA et al. 2001), showed that the hydrological regime in the floodplain approximated to the state of the late 1960-ies after the intake structure at Dobrohošť bringing water into the arm system had been put into operation. However, this cannot be said about the drained strip along the old Danube, nor about the entire complex of forests downstream from the port of Gabčíkovo. It can be generally concluded that in spite of the realised measures the hydrological regime is partially not suitable. This concern about 30% of the area of floodplain forests where the existing state can be improved, for example, by means of overflowing weirs, varying flow rates and artificial flooding.

For a detailed assessment of phytocoenoses, a detailed phytocoenological map in the scale 1:25,000 and 1:10,000 (ŠOMŠÁK et al., 2001, 2002, 2003) was elaborated. The map can serve all other biological branches as a background and also for assessment of the impact of the changes in hydrological regime. This map (ŠOMŠÁK et al., 2003) is also working material for further negotiations about implementation of the Judgement of the International Court of Justice (INTERNATIONAL COURT OF JUSTICE, 1997).

When assessing the quality of the present state of any ecosystem and of the way in which it reached the present state, we must distinguish a **purely natural state (original)**, **quasi natural state coming into being naturally**, and an **anthropogenic conditioned or even anthropogenic artificial state**. When assessing the system river/floodplain it is to be stressed that it represents an azonal ecological system, in which the hydrological regime is the deciding factor.

Although the opinions of experts differ as to what can be considered as natural, hence original and not influenced by human kind, and to what extent the natural character is suppressed by the anthropogenic interventions, as well as where the boundary is between the natural and anthropogenic (**because the human kind itself is, as a matter of fact, just one of many biologic species**) and between certain pragmatic and conventionally stated limits. A general consensus exists as to the following; if we insist that the criterion of originality is absence of any human influence, the original ecosystems do not exist at present, because the entire biosphere is directly or indirectly influenced at least by the anthropogenic changes in the atmosphere. In addition, the global water circulation is also anthropogenically influenced. However, if the anthropogenic influences are not understood so fundamentally, than it is possible to speak about relicts of natural ecosystems in the regions, which never earlier in the history of the human kind were a part of the ecumena, hence which never were directly influenced by humans, inclusively of the extensive exploitation. Then it is possible to consider as natural only relicts of virgin forest ecosystems in South America or of the virgin forests of Siberia, whereas in Europe, in the best case, only the virgin-like forests having been developed spontaneously after ceasing of human interventions. **As a criterion of such kind of natural character just the preservation of elementary functional relationships of ecosystem, which guarantee its spontaneous re-naturalisation after stopping the anthropogenic pressure** can be used. Such nature-like ecosystems again approximate to the quality of the virgin ecosystems, from which they are derived. Thus, they can be considered as being **nature-close**, but not as original.

In the case of the river and the floodplain, the hydrological regime is being essentially changed without regard to further economic exploitation or non-exploitation of that area. Floods has been removed from the major part of the original extent of the floodplain, however the water mass remains unchanged and, for this reason, the dynamics of the hydrological regimens is much more intensive. Thus the floodplain has an unoriginal ecologic valence, as in the

hydrological and pedological (mainly pedogenetical) parameters. This changed naturalness leads to the formation of a derived ecosystem, which differs from the original ecosystem. If it has possibility of an autonomous development, it does not regenerate the original quality, but an adaptive one, because its development is determined by limits represented by the maintained flood protection of the adjacent territory.

Anthropogenic interventions in ecosystems usually lead to forming islets of natural ecosystems whose further development and survival are strongly exogenously influenced due to the considerable reduction of their original area. In the case of a river and its floodplain, an inversion begins in which the primary exogenous (anthropogenic) intervention leads to a permanent support of the endogenous factor, after which the strong reduction of the original area becomes decisive for the further existence and development of the ecosystem. In the ecosystem of the floodplain within-dike area, the selection of organisms favours the stenotopic species bound to this type of hydrologic regime and pedogenesis. If we theoretically admit a return to the state without flood protection dikes, after some centuries of their existence, a spontaneous regeneration of ecosystems considered to be close to the natural or original state would not appear. On the contrary, if we admit, again theoretically, that this deciding factor is excluded from the territory, any benevolently understood naturalness of ecosystems would disappear and its survival becomes dependent of silviculture measures. A natural forest becomes an artificial forest, incapable of spontaneous regeneration.

These considerations refer not only to the terrestrial communities, but also to a majority of the semi-aquatic communities. On the contrary, the aquatic communities can be considered, in regional context, to be natural or only partially deteriorated by penetration or introduction of some unoriginal animal species. Changes in all four types of potamon refer to the proportion of their representations in the water biota resulting from the historical, but mainly the recent anthropogenic hydrogeomorphological changes.

The present degree of deriving the unoriginality of the natural environment results from interventions of silviculture, navigation, water management, but also of agricultural and other anthropogenic activities. The more we return to the past, the higher and more typical the naturalness of this area appears. **From the viewpoint of functioning of the present floodplain, we cannot return to the period before the flood protection dikes were constructed (to the original state). Therefore we take the 1950s to be suitable for the following comparisons and considerations about revitalisation.**

#### Vegetation of floodplain ecosystems

**Vegetation of floodplain ecosystems** is closely bound to the hydropedological conditions influenced by the Danube. This applies to all types of vegetation, i.e., the expressively aquatic phytocoenoses; the wetland and riverbed types; and the shrub and tree stands. At the same time, this vegetation is very dynamic. In contrast to climazonal types, this vegetation is able to adapt within a relatively short period to changing conditions of hydrological regime and gradually to form other stable ecosystems.

The limiting of the Danube and its arms into the within-dike floodplain caused significant changes. The floods multiplied and turbulence of their waters increased. Persistence of such a state for several decades influenced selectively the whole vegetation, but most evidently the floodplain trees. The hardwood broad-leaved trees like pedunculate oak (*Quercus robur*) and to a lower degree also ashes (*Fraxinus angustifolia*) did not tolerate the presence of such waters, and gradually disappeared from the within-dike floodplain. Willows replaced them, first of all by white willows (*Salix alba*), then also crack willow (*Salix fragilis*) and poplars (*Populus nigra*, *Populus alba*, *Populus x canescens*). The willow-poplar forests also existed here earlier, but on a considerably smaller surface.

Changes in vegetation also affected the non-forest and aquatic vegetation. Due to stronger and more frequent flooding, the former stretches of dead arms became again through-flowing arms (eupotamon) and did not allow existence of the vegetation of stagnant water bodies. Suitable conditions for aquatic vegetation remained only in those arms that were only temporarily discharging (plesiopotamal) – OŤAHELOVÁ (2001). However, a rapid development of this vegetation type started in waters and arms of the out-of-dike area (paleopotamal). Development of littoral vegetation bound to stagnant water bodies covered larger areas, but showed many features of seasonality resulting from fluctuation of water table in the arms (KUBALOVÁ 2001).

The floodplain forests had perfectly adapted to such a situation in the floodplains in the course of 1950s to 1970s. Therefore, the first complex report dedicated to soil ecological relationships and floodplain forests of the Podunajská Nížina Floodplain (JURKO 1958) can be taken as characteristic of the state typical for the 1950s, when the degree of deterioration of the "natural" environment still was intensive. In the assessment of subsequent changes, we consider this state, in a majority of cases, to represent the starting point representing vegetation close to the natural state (but not original in the proper sense of the word). Unfortunately, there exist only austere notes about the aquatic and wetland communities of the Danubian floodplain of that period (JURKO 1958).

Further changes in water regime were begun after extensive channelling of the main riverbed carried out in connection with the navigation and flood protection during the 1970s. Gravel excavation from the Danube resulted in the decline of the water level in the river and a decline of ground water levels. A tendency forward declining water levels was continuously supported by erosion of riverbed, construction of dams on the Austrian and German stretches of the Danube, and by gravel excavation upstream from Bratislava.

Decline of ground water levels before construction of the Gabčikovo project was particularly sensible in the upstream part of the Žitný Ostrov Island, immediately downstream from Bratislava, especially in the Biskupické Rameno arm. In its direction downward this decline was smaller, but it was still significant in the within-dike floodplain. Because the extensive monocultures of cultivated euro-american poplars, but also of autochthonous poplars, had stretched in the within-dike zone in the years of the Danube riverbed channelling, the impact of the ground water level decline on the forest communities was less significant. At the same time (long before the Gabčikovo project construction), the increment of timber decreased in the narrow littoral zone, particularly on the gravel riverbank (drainage effect – ŠOMŠÁK et al. 1995). A more significant impact of riverbed channelling was observed in the aquatic and wetland types of vegetations in the river arm system. Most arms had flowing water only during high water levels in the Danube. The irregularity of the water flow in the arms, however, resulted in changes in the spatial proportion of the communities of the plesiopotamon, parapotamon and eopotamon types. According to the data from that period, the plesiopotamon type communities predominated there. This statement is also confirmed by recent investigations (OŤAHELOVÁ 2001, KUBALOVÁ 2001, SVOBODOVÁ 1994, MATIS 2001).

Preparation for construction of the Gabčikovo – Nagymaros Project required a detailed floristic investigation on the whole territory along the Danube. During this inventory, 959 taxa of vascular plants were recorded. Analysis of their relationships to habitat (phytocoenotic) groups shows (ŠOMŠÁK 1999) that only one third (311 taxa) of these taxa are bound to floods and high levels of ground water. They are represented by: aquatic and wetland plants (97 species), 70 species of littoral communities (littoral, limose and terrestrial eco-phase), and, finally, 194 taxa of plants, whose life cycle is bound to floodplain forests or shrub formations. However, among other species there is a high proportion, they are also able to exist, and do exist, in the phytocoenoses outside of alluvium (*Urtica*, *Glechoma*, *Alliaria*, *Symphytum*, *Rubus*, *Poa*, *Viola*, *Gagea*, *Sambucus*, *Lythrum*, *Lysimachia* and many others).

Other species recorded during the inventory are bound to ecotopes, which are not and have not been influenced by the Danube. They are represented, for example, by species of xerothermic gravels (180 taxa), ruderal sites (190 taxa), cultures of cereals and root crops (89 taxa), introduced species (72 taxa) and neophytic taxa (43 species). In short, even 68.7% of species recorded exist here without any relationship to the Danube water (ŠOMŠÁK 1999). From the ecosozological aspect, the remaining 31% is of high significance.

In spite of the measures carried out during the preparatory works before the Gabčikovo project construction, a sensible intervention into the plant genofond has been made. First of all, the area of populations of many species was reduced due to construction of the Hrušov Reservoir (Čunovo Reservoir), by-pass canal, seepage canals, etc.

The data on flora obtained before putting the Gabčikovo structures into operation were made more precise by a detailed inventory carried out during establishment of monitoring plots. UHERČÍKOVÁ (2001) recorded 760 taxa. As mentioned by UHERČÍKOVÁ (2001), many taxa of rare or endangered plants (*Hottonia palustris*, *Gratiola officinalis*, *Senecio paludosus*, *Veronica catenata*, *Sagittaria sagittifolia*), recorded there in 1950s, were absent. However, there are preserved localities with an abundant occurrence of the strictly protected species *Leucosium aestivum*.

On the base of literature and from the authentic data gathered by professor Šomšák, the state of the within-dike floodplain between the Dobrohošť and Sap villages before the Danube damming can be characterised as follows:

- An extensive complex of willow-poplar forests (*Salici-Populetum*) of all subtypes adapted to different levels of ground water, but with a substantially changed composition of woody plants, in which the original woody plants were replaced by extensive monocultures of cultivars of the euro-american poplars.
- Remnants of original (natural) willow-poplar communities preserved in terrain depressions and on the hardly accessible islets (about 10% of the wooded land).
- Negligible (mosaic) areas covered by the transition floodplain forests (*Fraxino angustifoliae – Populetum albae*) form about 11.4% of the wooded land.
- A narrow littoral strip of the degrading forest stands on gravelly banks functioning as a drainage system triggered by the riverbed deepening after the gravel excavation from the Danube (about 3 % of wooded land).
- Tall-grass wetland vegetation on the partially terrestriated and only temporarily discharged arms.
- Negligible extent of aquatic-wetland vegetation of the paleopotamon type in the cut-of arms (Istragov, Erčéd, Kráľovská Lúka).
- Seasonal, annual vegetation on the denuded banks of the river arms, dependent on time of washing.

The forest management carries out its activities in the floodplain on an area of about 3,100 ha. Since the 1960s, this area has been little changed, though somewhat enlarged. Since the 1960s, the large-surface monocultures were founded on the previously prepared soil. In many cases the former dead arms were also afforested after they had been filled by rotting trunks of trees and other wastes after wood exploitation and stripped soil. Already in the 1960s, cultures of introduced poplars were added to the main woody plants like white willow, crack willows, black poplar, white poplar and grey poplar. By 1958, their area reached about 27% of the existing forest (JURKO 1958). Since 1956, their proportion rapidly increased and around the year 1981 it reached ca. 80% (VOJTUŠ 1986). At the beginning, the cultivars *Populus deltoides* – „monilifera“ a *Populus x euroamericana* – „robusta“ were planted, and later also the “regionalized clone” I-214 bred in Italy (NEŠTICKÝ et VARGA 2001).

The Forestry Research Institute in Zvolen – Research Station Gabčíkovo has established experimental plots in this area since 1956. However, their aim was not ecological monitoring, but verification of silvicultural measures in monocultures of bred woody plants (plantation spacing, intensity of silvicultural measures). The data about different poplar clones and willows obtained since their cultivation until the Danube damming confirmed the assumption that these trees and their stands are tolerant to small changes in hydrological regime (VARGA 1993, NEŠTICKÝ, VARGA 2001). One argument for the cultivation of the euro-american poplars and their cultivars was an extraordinarily high timber production. The first data signalled an annual increment of 25 m<sup>3</sup>/ha. A decrease in the increment of woody mass was observed, however, in the stands on the left-side littoral strip along the old Danube. The dendroecological investigations in that strip, however, confirmed decrease in increments a long time before the Danube damming (due to river bottom lowering, ŠOMŠÁK et al. 1995).

About 80% of the original willow-poplar floodplain forests, which formed the dominant part of vegetation in that area, have a changed composition of woody plants in favour to different cultivars of poplars, and, to a limited extent, of willows. Only 15-20% of surface covered by forests has an original composition, mainly on the less accessible places (small islands, terrain depressions). The herbage stratum in most mature (25-30 years old) poplar monocultures does not show significant deviations from the original floristic composition. This was confirmed by comparison of phytocoenoses of the original forest and monocultures made in 2001 in the forest district of Gabčíkovo (KRAJŇÁKOVÁ 2001). Spreading of the invasion species of the genera *Aster*, *Solidago* and *Impatiens* influences the herbage cover. Absence or insufficiency of floods supports their invasion.

### Terrestrial zoocoenoses

**Terrestrial zoocoenoses** (JEDLIČKA et al. 1999), as communities of consumers and reducers, are bound in the whole territory on:

- a) amphibiotic and transitional communities of the associations *Rorippo - Agrostietum stoloniferae*, *Rorippo amphibiae - Oenanthetum aquaticae*, *Eleocharitetum palustris*, *Glycerietum maximae*, *Phalaridetum arundinaceae*, *Phragmitetum communis* and *Potametum perfoliati*, *Caricetum gracilis*,
- b) soft-wood floodplain forests *Salici-Populetum* in different subtypes and degrees of originality,
- c) transitional floodplain forests *Fraxino angustifoliae - Populetum albae*,
- d) hard-wood floodplain forests *Fraxino angustifoliae - Ulmetum* (it applies only for a part of the forests situated upstream of the Čunovo dam),
- e) Danubian forest steppe *Asparago-Crataegetum*.

In the flat lowland parts of alluvia, characteristic communities of species requiring high humidity existed. Due to the alluvium extent they were not infiltrated in a relatively wide zone by the mesohygrophilous species. The mutual pervading of species began only at larger distances from the water flow or at the alluvium margin. Width of the transition zone was determined by the terrain configuration and mutual competition pressure of species of both major ecologic groups. However, the position of this transition zone was not stable. It dynamically changed according to fluctuations of the water level in the river. Such a situation made possible (according to changes in the position of riverbed, extent of floods and changes in ground water level) a quick altering of different, but always natural communities. In the remote past, this situation was typical for the extensive lowland area, hence, also for the wider area surrounding of the Gabčíkovo project.

Forming of the natural gradient of the communities is limited by the flood protection dikes, which cut off a part of forest standing outside of the floodplain hydrologic regime. In consequence, the community succession outside of the floodplain has a predisposition to converge toward mesohygrophilous communities of the forest geobiocoenoses of the normal hydric series (in sense of RAUŠER & ZLATNÍK 1966) or, at disintegration of forests stand, toward the communities of the non-forest ecosystems. On the contrary, a part of the communities in the narrow within-dike zone is probably exposed to a more intensive mechanic effect of the flood closed into the relatively narrow corridor without any possibility to spill into the more remote parts of the alluvium. Hence both states differ, at least on a part of the area in question, from the state, which was characteristic of the natural, or anthropogenic negligibly influenced landscape.

The characteristic species, in particular of the initial stages of the so-called softwood floodplain forests and of other habitats with high soil moisture, are especially the strongly hygrophilous gastropode molluscs *Succinea putris*, *Oxyloma elegans*, *Zonitoides nitidus* and *Pseudotrichia rubiginosa*. Differential species of the moist types of soft-wood floodplain forests (assoc. *Salici-Populetum myosotidetosum* to *Salici-Populetum typicum* JURKO 1958) are, out of the species mentioned above, the polyhygrophilous species *Carychium minimum* and the forest hygrophilous species *Arianta arbustorum*, *Vitrea crystallina* and from a part also *Urticicola umbrosus*. The typical feature of the transition to hard-wood floodplain forests (assoc. *Fraxino-Populetum*, *Fraxino-Ulmetum*) is dominance of the predominantly forest mesohygrophilous species which do not tolerate the destroying impact of flood and the long-term waterlogged soils (*Aegopinella nitens*, *Cochlodina laminata*, *Semilimax semilimax*, *Alinda biplicata*, *Monachoides incarnatus*, *Petasina unidentata*, *Clausilia pumila*, partly also *Carychium tridentatum*). The taxocoenoses also consist of the species groups, which are bound to non-forest habitats or sparse stands of trees or shrubs (*Vallonia pulchella*, *V. costata*, *Euomphalia strigella*, *Cepaea vindobonensis* and *Xerolenta obvia*).

As a starting stage of the chilopoda taxocoenoses, we can consider, to a certain degree, the community found in the by-passed zone before 1993. In individual monitored plots, 9-14 species were recorded. The data on the communities of Oniscidea and Chilopoda are very similar or even identical with those from the floodplain forests along the Morava and Dyja rivers on the Moravian and Austrian territory (TAJOVSKÝ 1999, TUF 2000, ZULKA 1999). They can be taken as sufficiently characteristic.

The Carabidae taxocoenoses were represented by the characteristic communities of species requiring high soil moisture (Tab. 2.1), which were not substantially infiltrated by the mesohygrophilous species inhabiting geobiocoenoses of the normal hydric series. They have not been influenced by changes in species composition of the forest stands in which the original trees were replaced by the poplar monocultures. The reason of this is that the determining factor for survival of the hygrophilous Carabids inhabiting the floodplain forests is the presence of any high and dense vegetation cover, which inhibits drying, and warming of the litter by direct insulations. The Carabids can find such condition in the poplar monocultures older than 10 years, hence during the major part of the presence of the monocultures on a place, as well as in high herbage growth which developed (irrespective of the floristically undesirable species composition of such growths) on clearings with soils sufficiently supplied by water.

From the ornithological point of view, the Danubian floodplain forests together with the Danube arm system in the past represented a territory with a high diversity and density of species, in which many rare and endangered species bred (BALÁT 1963). The breeding ornithocoenosis of the Danubian floodplain forests, in 1970s and 1980s, consisted of 103 bird species (Tab. 2.3). Among the significant breeders, red kite (*Milvus migrans* VU) and ferruginous duck (*Aythya nyroca* - EN) are to be mentioned. They formed breeding populations of the all-Slovakian significance. Further remarkable species were little bittern (*Ixobrychus minutus* VU), black stork (*Ciconia nigra*), honey bizard (*Pernis apivorus*), kongfisher (*Alcedo atthis*), middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*), which formed breeding populations of super-regional significance. Among the total of 103 breeders, 3 species were endangered (EN: *Ardea purpurea*, *Aythya nyroca*, *Coracias garrulus*) and 4 vulnerable (VU: *Ixobrychus minutus*, *Milvus migrans*, *Nycticorax nycticorax*, *Upupa epops*).

The Danube also represented a significant migration way for waterfowl. In individual years, 25-30 bird species wintered in the Danube main stream (KALIVODOVÁ a DAROLOVÁ 1998, ÁČ et al., 1996). *Anas platyrhynchos* and *Bucephala clangula* belonged to the dominant hibernants.

The Danube floodplain in the stretch of the river km 1810-1842 deserves extraordinary attention from the nature protection viewpoint. Since 1989, it was ranked among the **significant bird territories** in Europe marked as SR-04-(017) Podunajsko. (HORA, KAŇUCH et al. 1992, BOHUŠ 1992), KAŇUCH (2000) mentioned this area under the name Niva Dunaja (River Danube flood-plain). Its international code is IBA 007, national code SR 04. Since 1993 this area is **a part of the territory included into Ramsar Convention List of Wetlands of International Importance** (SLOBODNÍK, KADLEČÍK 2000) and also is a part of **a territory of special interests of nature protection** Emerald Network.

The mammal fauna consisted of 49 species. Beaver (*Castor fiber*), having been extinct in this area, spontaneously spread after its restitution in Austria, but in the area in question it does not find suitable conditions. Structural changes in the taxocoenosis of small terrestrial mammals consisting of the species *Sorex araneus*, *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus*, *Sorex minutus*, *Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Microtus arvalis*, *Microtus oeconomus*, *Pitymys subterraneus*, *Apodemus sylvaticus* and *Micromys minutus* depend on the moisture gradient. In the softwood floodplain forests, the eudominant species are *Sorex araneus*, *Apodemus flavicollis* and *Clethrionomys glareolus*. Their dominance decreases towards more xeric conditions and they are replaced by other species inclusive of *Microtus arvalis* and *Mus musculus*, which are unoriginal in this area.

## Aquatic fauna

### *Invertebrate communities of the Danube main stream (eupotamal) in pre-dam conditions*

#### *Communities of zooplankton*

In pre-dam conditions (1971-1972) (VRANOVSKÝ 1974) and in the years 1991-1992 (ILLYOVÁ 1995; VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999), the dominant species among the planktonic rotatorians of the main stream were, as a rule, the euplanktonic species, in particular representatives of the genera *Keratella* (*K. cochlearis*), *Polyarthra* (*P. vulgaris*, *P. remata*), *Synchaeta* (*S. oblonga*, *S. tremula*, *S. stylata*), *Brachionus* (*B. calyciflorus*, *B. angularis*), and in winter also *Rotaria rotatoria*. Among the planktonic crustaceans, the true plankton predominated, but in the upstream part of the monitored area (at Dunajské Kriviny) the tychoplanktonic (benthic and littoral species) species, i.e. "false" plankton, also reached a considerable cumulative abundance and dominance. Among Cladoceras, the dominant species was *Bosmina longirostris* and in some cases also *Daphnia longispina* and/or *D. cucullata*. Among the Copepods the most frequently occurring species was *Acanthocyclops robustus* co-occurring with *Eudiaptomus gracilis* or with the species *Cyclops vicinus* and *Thermocyclops oithonoides* or even with *Eurytemora velox* (a migrant recorded in the Slovak stretch of the Danube for the first time in 1991). Among the tychoplanktonic Cladocera and Copepoda the most abundant species were *Alona quadrangularis* and *A. affinis* and *Eucyclops serrulatus* respectively.

### Communities of zoobenthos

The infusorian communities (MATIS, TIRJAKOVÁ, 1995 a, b) appeared to be relatively poor in number of species and individuals. The euryecious species (bacteriovorous - *Cyclidium glaucoma*, *Aspidisca cicada*, *A. lynceus*, *Glaucoma scintillans* and others) were represented most significantly. The planktonic species were represented in a relatively small number. Other studied components of the microzoobenthos and meiozoobenthos were recorded only sporadically. It was caused by lack of suitable substrates, high velocity of water flow, sedimentation of mud, flushing by turbulent water flow and fluctuating water levels. After floods, inactivation of individuals was repeatedly observed (probably due to the transferred toxic substances). In that period, the rarely occurring species, e.g. *Ophryoglena flava*, *Tintinnopsis cylindrata*, *Stegochilum fusiforme*, *Frontonia anbigua*, *Strombidium turbo* also appeared in individual localities.

The permanent fauna of macrozoobenthos had a qualitatively homogeneous character in the littoral zone of the studied river stretch (KRNO et al., 1999). The dominant species were *Eunapius fragilis* (Porifera), *Dendrocoelum lacteum* (Turbellaria), *Dina punctata* (Hirudinea), *Ancylus fluviatilis*, *Lymnaea ovata*, *Bithynia tentaculata* (Gastropoda), *Dreissena polymorpha*, and *Sphaerium corneum* (Bivalvia) (KOŠEL, 1995a). Among Oligochaeta, the dominant species were representatives of the Naididae family and *Stylodrilus heringianus* (Lumbriculidae). The representatives of Tubificidae family occurred sporadically. Occurrence of *Hypania invalida* (Polychaeta) a *Dikerogammarus haemobaphes* and *Corophium curvispinum* (Amphipoda) was also significant. Some differences were found in the Danube main riverbed downstream the lowering of the river slope and flow velocities, at Klůčovec village (ŠPORKA, KRNO 1995).

The dominant species in the taxocoenoses of the temporary fauna of the Danube littoral were *Baetis fuscatus*, *Heptagenia sulphurea*, *Caenis pseudorivulorum* (Ephemeroptera), *Hydropsyche contubernalis*, *H. bulgaroromanum*, *Psychomyia pusilla*, *Brachycentrus subnubilus*, and *Ceraclea dissimilis* (Trichoptera). When compared with the investigation results from 1980s (KRNO, 1990) we did not record several species of Ephemeroptera – *Heptagenia coeruleans* and genus *Ecdyonurus* whereas further species (*Baetis vardarensis*, *Heptagenia flava*, *Ephemerella ignita* and *Potamanthus luteus*) occurred very sporadically. The species *H. bulgaroromanum* predominated on the rocky substrate, whereas *H. contubernalis* were common on the gravelly substrate. In general, the filtrators predominated (Hydropsychidae, *Brachycentrus*) there.

The medial part of the Danube main stream (river km 1816) was inhabited primarily by Oligochaeta (*Nais elinguis*, *Chaetogaster crystallinus*, *Propappus volki*, *Rhynchelmis limosella* a *Stylodrilus heringianus*), hirudinea (*Erpobdella octoculata*) and Chironomids (*Polypedilum gr. lateum*, *P. gr. scaleanum*, *Ablabesmyia gr. lentiginosa* a *Euorthocladius rivicola*) (ERTLOVÁ (1968).

### Invertebrates of Danubian floodplain arms and temporary waters

#### Parapotamon (communities of the parapotamal type)

In pre-dam conditions a quantitatively rich zooplankton developed in water bodies of this type, as a rule during stagnation of flow in warm period. It consisted exclusively of the euplanktonic species (VRANOVSKÝ 1974, 1985; VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999). Among the rotatorians, the dominant species were some representatives of the genera *Brachionus*, *Keratella*, *Polyarthra* a *Synchaeta*, among the Cladocera *Bosmina longirostris* together with *Daphnia longispina* and *D. cucullata* (in the arms upstream of Gabčíkovo) or with *D. cucullata*, *Diaphanosoma brachyurum* and *Moina brachiata* (in the Istragovské Rameno arm - downstream of Gabčíkovo). The other significant component of the planktonic crustaceans – the Copepods – were represented in the medial zone only by the true plankton, mainly *Thermocyclops oithonoides* and *Th. crassus* (in the Istragovské Rameno arm) accompanied by some other species.

The microzoobenthos was studied first of all in the Danube river arms (MATIS, TIRJAKOVÁ, 1992; TIRJAKOVÁ, 1992; SZENTIVÁNY, TIRJAKOVÁ, 1994). From the aspect of community structure of microzoobenthos, the river arms cannot be viewed as a whole. Communities, according to their character and changing conditions in each arm, developed specifically. A common feature of these arms in the pre-dam conditions was a gradual long-termed decline of water level and water flow limited to periods with higher flow rates in the Danube. In the period after cutting the arms from the main stream, the rich communities typical for stagnant water occurred there. The arms filled with stagnant water and flushed during floods showed a high species number and a high abundance of all groups of microzoobenthos (*Ciliophora*, *Mastigophora*, *Heliozoa*, *Amoebina*).

The permanent fauna originally consisted of the same species as the fauna of the main stream *Corophium curvispinum*, *Dikerogammarus haemobaphes* (Amphipoda), *Hypania invalida* (Polychaeta), *Stylodrilus heringianus* and of the genera *Psammoryctides* and *Potamothrix* (Oligochaeta) (KOŠEL, 1995a; KRNO et al, 1999). The dominant groups in the discharged arm near Istragov, studied in 1966 by ERTLOVÁ (1970), were Oligochaeta (*Potamothrix moldaviensis*, *Tubifex tubifex*, *Tubifex ignotus* and genus *Limnodrilus*) and Chironomidae (*Procladius olivacea*, *Chironomus gr. thummi*, *Cryptochironomus gr. defectus*). In the main arms of the Baka arms system, *Dreissena polymorpha* (Bivalvia) was very abundant on the gravel-sandy bottom substrate, in 1976-1978. Its aggregations were filled by fine sediments, which were inhabited by a specific benthic community showing a high number of species and abundance (ŠPORKA,

NAGY 1998). The high water level caused a temporary impoverishment of the fauna, but the original community was able to regenerate within a short period of ca. 35 days.

Before 1960, the temporary fauna of through flowing arms was studied by LICHARDOVÁ (1958). She described several taxocoenoses of mayflies (Ephemeroptera) regularly including the species *Potamathus luteus*, *Heptagenia sulphurea*, *Ecdyonurus aurantiacus*, *Baetis rhodani*, *B. fuscatus* and *Serratella ignita*. These species indicate rheophile conditions in the arms under consideration. It was also indicated by the trichopteran taxocoenoses (MAYER 1935) consisting of the species *Rhyacophila pascoei*, *Agapetus* sp., *Hydroptila* sp., *Plectrocnemia* sp., *Neureclepsis bimaculata*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Hydropsyche* spp., *Cheumatopsyche lepida*, *Setodes interruptus*, *Potamophylax latipennis*, *Halesus* spp., *Goera pilosa*, *Silo pallipes* and *Brachycentrus subnubilus*. In the years 1976-1978, 6 species of mayflies and 22 species of Chironomids were recorded in the arms of the Baka arm system (ŠPORKA, NAGY 1998). In the years 1991-1992, the temporary fauna of the through flowing arms was relatively poor. It consisted of the species *Cloeon dipterum*, *Caenis horaria*, *C. luctuosa* (Ephemeroptera) and genera *Ecnomus*, *Cynurus*, *Anabolia*, *Athripsodes* (Trichoptera). According to MAJZLÁN (1992), the dragonflies *Calopteryx splendens* and *Lestes viridis* dominated in the parapotamal. The Chironomid taxocoenosis was characterized by the species preferring flowing water (*Cricotopus bicinctus*, *Tanypus kraatzi*) as well as by the species preferring slowly flowing or stagnant waters (*Dicrotentipes* spp., *Polypedilum* spp.), (KRNO et al., 1999).

#### *Plesiopotamon (communities of the plesiopotamal type)*

After flooding the inundation within-dike zone, a community characterized by dominance of euplanktonic species, in particular the Copepods *Cyclops vicinus* and *Thermocyclops crassus*, formed fauna in this type of arms. In other periods, the species characteristic of the littoral or shallow temporary waters became predominant. Among the Cladocera were the species *Chydorus sphaericus* and *Ceriodaphnia reticulata*, whereas among the Copepods the species *Megacyclops viridis*, *Metacyclops gracilis*, *Eudiaptomus transylvanicus* and *Cryptocyclops bicolor*.

The microzoobenthos in the plesiopotamal type arms formed relatively stable communities (MATIS, TIRJAKOVÁ, 1995a,b).

The bottom in the littoral of these arms consisted of sandy-gravel or mud. On the sandy-gravelly bottom, the permanent fauna was richer. Out of the Tubificidae family, species of the Naididae family also occurred there, hence, the species eating vegetation. The muddy bottom was predominantly inhabited by species of the Tubificidae family eventually by amphibiotic species of the Enchytraeidae family and large species *Criodrilus lacuum* and *Eiseniella tetraedra* (NAGY, ŠPORKA, 1990). Other animal groups were also poor in number of species, Gastropoda represented by 14 species being the richest. Abundance of most species was very low. Only the crustacean *Asellus aquaticus* was recorded in an increased number in 1992 (ŠPORKA, KRNO, 1995). The temporary fauna was represented mainly by the stagnicolous dragonflies *Sympetrum flaveolum*, *Lestes barbarus*, *Cordulia aenea*, but the semi-rheophilous *Platycnemis pennipes* was also recorded (MAJZLÁN, 1992). The Chironomid taxocoenosis was poor in species number and was dominated by the pollen-philous species *Cryptochironomus defectus* and *Polypedilum nubeculosum* (KRNO et al. 1999).

In the Žofín arm, the dominant groups were Oligochaeta and Chironomidae in 1971 (ERTLOVÁ 1973). The same groups also dominated in the arm on the Kráľovská Lúka meadow in 1981 – 1987 (NAGY, ŠPORKA 1990). They found the highest number of taxa of the permanent fauna in the littoral zone (with vegetation and without vegetation), while the medial was little inhabited. The medial zone with the muddy sediments was inhabited predominantly by Chironomid larvae, which occurred abundantly also in the littoral zone of this arm.

#### *Original ichtyocoenoses in the mainstream and arm systems*

The original ichtyocoenoses in the main stream and in arm systems in the stretch between mouthing of the Morava and Ipeľ rivers were described by BALON (1966) of the period 1953-1961. He mentioned the existence of 56 fish species and commented on their occurrence. However, investigations made in next three decades showed that number of the fish species occurring in this stretch of the Danube was much higher. So the Danube is much richer in species than other Slovakian rivers. HOLČÍK (2001) explains this fact by two circumstances:

- 1) This stretch represents beginning of the submontane zone, more exactly sad, a transition between the submontane and lowland zone, between the hyporitral-epipotamal and metapotamal in the sense of classification of ILLIES and BOTOȘANEANU (1963);
- 2) The Danube riverbed declination decreases there from 0.31 ‰ (river km 1880.2) to 0.1 ‰.

It causes, very heterogeneous types of habitats to co-occur in a relatively short stretch of the Danube allowing an ichtyocoenoses rich in species to arise there.

The same author in his last work (HOLČÍK, 2003) states that, up to the present, 76 fish species were recorded in the Slovak stretch of the Danube, among which 61 species are original, 11 exotic and 4 species are invasion species spreading from the Danube downstream.

Anthropogenous interventions affected the ichtyocoenoses of the Danube. Construction of the dam "Iron gates" on the Danube downstream limited occurrence of migrating species. In addition, some allochthonous species have been

introduced. In the period 1970-1980, when the level of organic and toxic pollutants peaked, the salmonid fish species sensitive to pollution, as well as the species *Cottus gobio*, *Phoxinus phoxinus*, *Alburnoides bipunctatus* and *Barbus barbus*, almost disappeared. After the water quality improvement in 1980-1990, these species reappeared and another species *Neogobius kessleri* began to occur.

Connectivity of the Danube main stream with the arm system favourably influenced the species diversity of fish. As HOLČÍK (2001) stated, the number of species, and indices of diversity and equitability, are higher in the main stream and decrease laterally, in the direction from the main stream to the margins of the inland delta. The causes of this are different conditions in ecosystems of individual types of water bodies of the inland delta. Without existence of the inland delta, the number of fish species in the main stream would be lower. It results mainly from the existence of different types of spawning places and suitable refuges in the arms, mainly at the time of floods, as well as a favourable food situation in the arms.

A similar evaluation of the original state of the ichthyocoenoses in the monitoring plots and in the Danube immediately before the Danube damming in 1992 was presented by ČERNÝ (1999).

### 3 FUNCTIONS OF THE TERRITORY

The main **hydrological function of the floodplain** (inundation area between the flood protective dikes) is to transfer the peak flood discharges, and to protect the areas behind the protective dikes from flooding on Slovak and Hungarian territory. The next function is that of a natural polder, whose task is to store a part of the water from the maximal flood discharge in order to reduce the peak maximum flood discharge downstream the Danube. These two flood protection functions have the absolute priority. It was the main reason why, when conceiving the Gabčíkovo project, the floodplain zone in this stretch of the Danube was preserved, and why the by-pass canal was constructed outside of the floodplain, behind the left side old protective dikes (Fig. 2.1).

In conformity with this hydrological priority the **ecological viewpoint** is obvious. It is necessary to preserve the specific hydrological properties of the floodplain between the flood protective dikes and the aquatic and terrestrial ecosystems typical for functioning floodplain as well as its numerous characteristic biotopes and ecotopes. In this sense, the within-dike zone is understood as a system in which **the biota represents the central point of interest**. Further decisions about modification of hydrological regime within the territorial extent of the within-dike zone are considered to be decisive criterion from the ecological short-term, as well as from the long-term aspects. From the viewpoint of the ecosystem, it is typical that the floodplain is flooded more or less regularly, depending on the flow rate in the Danube. It is also obvious that, in regard to the preceding development of the riverbed depth, the floods are less frequent than could be expected according to flow rates in the Danube. It is also obvious that in consequence of this, the water levels in the old Danube are lower at present and, in addition, that they are reduced due to transferring a portion of flood water through the by-pass canal. If the floods and level of floodwaters have to be typical in the within-dike zone, it is evident that they should occur more often and the water levels have to be higher, namely, up to heights, that corresponded in the past to the water quantities flowing through Bratislava at the time of floods. At present, it is necessary to help by flooding the floodplain, and to increase the water levels artificially during flooding. This can be done by increasing water level (impoundment) in the Danube old riverbed, by supplying the floodplain zone with water, and by different modifications in the arm system, for example, by regulating the water levels on cascades between the arms and by rearranging the system of river branches. As to the dependence of flow rates in the arms on the flow rates in the Danube, the optimal way to improve the existing state is using a natural auto-regulative mechanism. The human interventions are, however, acceptable in critical or special cases.

Besides the hydrological flood protective function, **the preservation of specific aquatic to terrestrial ecosystems typical for the functional floodplain, which would spontaneously converge to the natural state, belongs to the priority at this territory**. At the same time, it supports fulfilling of the flood protective function of this territory and vice versa.

In respect to the **primary position of vegetation in the natural or nature close ecosystems**, it is necessary to stress that the **floodplain ecosystem is very dynamic from the viewpoint of flora and vegetation**, but, on other hand, also **highly adaptable**. Even short-term changes in the hydrological regime (floods, depth of flowing and stagnant waters, slope of arms, ground waters level, physical and mechanical properties of soils, etc.) trigger changes in vegetation structure. These changes are very fast and range from one year (annual littoral phytocoenoses), to several years (wetland vegetation), and 10-20 years at the vegetation of moist and humid types of floodplain forests. At the same time, **these changes and adaptations do not exceed the general variability range of the floodplain forests, but run exclusively within them**. Hence, these changes have a quantitative nature. Changes of quality, i.e. extinction of a vegetation type or a plant population occur only exceptionally. It was illustratively demonstrated by prognoses of changes made already in connection with the Gabčíkovo-Nagymaros project (JURKO 1976) or the Wolfsthal dam project (ŠOMŠÁK 1994). In both cases, it was stated that the expected changes would have only a relative character. It means that **where the ground water level would decrease, the drier types of floodplain forest would appear, and vice versa**. However, the changes in hydrological regime cannot exceed the existential limit of vegetation of



floodplain forests (permanent drying, permanent flooding of ecotopes). Such a state began to be observed since early 1970s (regulation of the Danube inclusive of deepening its riverbed) up to the Danube damming in October 1992. Then, in May 1993, the supplementary system for supplying the floodplain river arm system with water was put in operation.

In respect to extraordinary dynamics, and, at the same time, high adaptability of vegetation in floodplain area, it is difficult to define an ideal - optimal hydrological regime. Based on the predominating opinions of most experts, the **hydropedological conditions existing in 1950s and at the beginning of 1960s, when about 70% of vegetation of this territory consisted of natural or quasi-natural phytocoenoses, can be considered optimal for the Danube floodplain, the zone between the flood protective dikes (Fig. 2.1).**

From the point of view of forestry, it is, of course, possible to speak about the same woody plants, which form the plant communities - ecosystem edificators. However, the deciding criterion is timber production. Another criterion is a state of good health for forest trees and whole stands (VARGA et al. 1997). An extraordinarily significant indicator of the health of forests is a change in the forest tree foliage (OSZLÁNYI 1995, 1996, 1999).

In the past, the within-dike zone was an object for interest of hunters, anglers, tourists (walkers and cyclists), as well as other visitors, searching for bathing and water sports possibilities. After 1999, still before finishing the Gabčíkovo project, but already under new conditions of ownership relations, several development projects were elaborated for the territory between the old Danube and the by-pass canal. Their aim was to search for solutions involving further development of this territory with regard to its unique natural values. At present, individual forms of recreation prevail here. Opening of the Slovak part of the international cyclist route (in 1995), which uses Gabčíkovo project dikes (reservoir and by-pass canal) and also old flood protecting dikes, improved tourism and recreation possibilities.

#### 4 NATURE AND LANDSCAPE PROTECTION - STARTING POINTS AND LIMITS FOR NEW SOLUTIONS

**Act No. 543/2002 defines nature protection as "limiting of interventions, which can endanger, damage, or destroy life forms and their conditions, nature heritage, appearance of landscape and reduce its ecological stability, as well as relieve of impact of such interventions. Nature protection also includes care of ecosystems.**

**The water regimen** is the basic abiotic factor limiting the functioning of the floodplain ecosystem. In spite of the fact that supplying the river arm system with the water, using the intake structure at Dobrohošť, offers inflow of sufficient water for some components of biota, it does not assure a sufficient dynamic of water levels, erosion, and accumulation processes in the within-dike zone. The present artificial, water regimen does not follow the natural range of water level fluctuations. During simulated floods, water overflows the terrain only locally. Stagnant or slowly flowing water does not cause erosion, does not transport and subsequently deposit material (suspended solid, sand and gravel, decaying organic substances in the form of detritus and debris), and these natural processes are not in balance there.

After the change of water regime, the most conflicting factor from the viewpoint of nature protection is **forestry** (silviculture). In this area, regarding natural conditions, the softwood floodplain forests are cultivated. Since 1950s, the original stands of the association *Salici-Populetum* are replaced after clear-cutting almost exclusively by monocultures of hybrid poplars *Populus x canadensis* and other cultivars.

The water levels and flow rates were measured on several stations (Fig. 4.1). The Fig. 4.2 shows fluctuations of flow rates in the Danube at Bratislava and Komárno. The regression line shows that the long-term changes in flow rate are, at least at Bratislava, negligible. The average annual discharge at Bratislava is 2025 m<sup>3</sup>/s. The lowest measured discharge was 570 m<sup>3</sup>/s, the largest one 10 400 m<sup>3</sup>/s (10390 m<sup>3</sup>/s at Bratislava-Devín in August 2002). The expected discharges with occurrence probability once for 100, 1000 and 10,000 years are 10,600 (after flood in 2002 this value was corrected to 10,000 m<sup>3</sup>/s), 13,000 and 15,000 m<sup>3</sup>/s, respectively.

The maximal discharge in August 2002 at Bratislava-Devín was 10,390 m<sup>3</sup>/s, at Medveďov 9,420 m<sup>3</sup>/s and at Budapest 8,250 m<sup>3</sup>/s. The difference of 2,140 m<sup>3</sup>/s between Bratislava-Devín and Budapest was not caused by a break of dikes and flooding a territory as happened in 1954 and 1965. Downstream of Gabčíkovo, the rivers Váh, Hron, Ipeľ and some other smaller tributaries on the Slovak and Hungarian side mouth into the Danube. At the time of the flood they also had increased discharges. The difference between the maximum flood discharges between Bratislava (together with the discharges of its tributaries) and Budapest represents the decrease of peak flow due to the anti-flood conception of the Gabčíkovo-Nagymaros Project. Ground water storage played also an important role here.

**The water sources** for floodplain are as follows: first of all the Čunovo dam with the hydroelectric station allowing an discharge of 400 m<sup>3</sup>/s, the regular weir and the weir in inundation at Čunovo (the discharge through the Čunovo dam can be continuously regulated up to the value of 11,200 m<sup>3</sup>/s); intake structure into the Mosonyi Duna with a capacity of 40 m<sup>3</sup>/s (a part of its water also supplies river arms on the Hungarian side); intake structure at Dobrohošť with a capacity of 200 m<sup>3</sup>/s; and the water seepage from the Čunovo Reservoir which is estimated to 30-50 m<sup>3</sup>/s. Impoundment of water level in the old Danube (for example as at Dunakiliti) offers to the floodplain river arm system water flowing in the old Danube. Impoundment would additionally increase the ground water level. According to International

Agreement of 1995 (AGREEMENT 1995), the minimum and maximum discharge through the Čunovo dam is 250 and 600 m<sup>3</sup>/s, respectively.

**Before the closing and separation of the arms** from the Danube, hence still before the concentration of all water into the Danube main stream, but already after straightening the Danube, and after construction of the flood protection dikes, **the water continuously flowed** throughout the arms on the Slovak and Hungarian side, even in the periods of low flow. The data about this are preserved in the publication of MUCHA, DUB (1966), **Tab. 4.2** and **4.3**. The basic data about the flow rates are illustrated in the **Table 4.4**. For comparison with the levels, when the arms were permanently through flowing (**Tab. 4.2 and 4.3**), we also give the typical discharge situations in the arm system from the later period, when the arms were closed and, as the matter of fact, separated from the Danube (**Tab. 4.5**). Some discharge situations, mainly at lower discharges, can repeat several times a year.

The following conclusions can be derived from the above tables:

- Before the fortifying and raising of the Danube banks and before the closing of the river arm inlets (before 1962), the water flowed in the arms at any water level in the Danube main stream; in some places the water flowed into the arms and on other places flowed out from them, on both the Hungarian and Slovak sides. In the main river arms the water never stagnated.
- Before putting the Gabčíkovo project into operation, but already at the state of the Danube riverbed in 1980, the water flowed in almost all arms only when the discharges in the Danube exceeded 3,500 m<sup>3</sup>/s. Such a situation occurred only about 17 days a year (CEC 1992). In some main arms, the water flowed when the discharges in the Danube exceeded 2500 m<sup>3</sup>/s. Such a situation lasted only about 3 months a year. The state immediately before 1992 was probably a little worse than that described by the CEC report.
- The typical high discharges occurred in summer, mainly in June and July, when the water flowed in the majority of larger arms, in the pre-dam period.
- The typical low discharges occurred in October, November and December, when the water usually did not flow and stagnated in a part of the arms, while some other parts of arms were dry (state before 1992).
- The ratio of the maximal average monthly discharge in summer and the minimal average monthly discharge in winter in the Danube is 1.93. The discharge in summer is about twice as large as in winter **Tab. 4.3**.
- The regime of water flow in the arms always depended on flow rates in the Danube. This was influenced by fortification of the Danube riverbanks, height of the bank spillways and inlets of original arms, as well as by the level of the Danube bottom.
- Similarly, **the ground water level**, mainly in the river close zone, but also in a wider territory, always depended on the water level in the Danube and was influenced by the water level in the arm system.

The occurrence probability of discharges in the Danube exceeding 4,000 m<sup>3</sup>/s is important for the water regime in the floodplain. According to **Tab. 4.5** this value represents discharges at which the water is flowing in almost all arms. In the Slovak side arms, it corresponded to discharges of about 60-70 m<sup>3</sup>/s in the pre-dam conditions. HOLČÍK (1992) states that in the past the whole within-dike zone was flooded at the discharges of 4500 m<sup>3</sup>/s. **Table 4.6** presents maximum monthly discharges in the Danube at Bratislava. The discharges exceeding 4500 m<sup>3</sup>/s are made expressive. The table shows that the highest discharges are expected in July and August, rather than in March, whereas the lowest discharges are expected in October and November.

For flood flow rates measured at Bratislava diagrams were constructed. The course of floods is represented in **Figures. 4.9a – 4.9b** as lines of discharges in time. They show that they are very steep at the beginning. At the same time these curves also define the course and duration of floods for a concrete state of the floodplain and the Danube banks. These data, plus some data in further tables and figures, represent the auxiliary data for simulating the natural flood in the flood plain system. The figures show that the beginning of Danube floods is about twice as fast than their fading away. In the arm system, the beginning increase of water levels during floods, the increase of water levels occurring mainly after over-spilling the riverbanks, will still be faster and the decrease of water levels after floods will be slower.

Low **cascade dikes**, forming a series of blocks across the within-dike zone, **regulate the water level in the floodplain river arm system**. In the dikes there are sluices for the regulation of the water level (**Fig. 4.10**). These lines of cascade dikes (A to J) are raised, fastened forest ways, built up in the past, and they are inconspicuous in the terrain. The water level at the cascade dikes, which are often situated in the places of previous dikes, were established so that the water levels correspond approximately to the water levels recorded around the year 1960.

**Water temperature** is an important ecological factor influencing management of simulated floods. **Fig. 4.12** shows, in a long-time scale, the daily fluctuations of water temperature in the Danube at Bratislava (MUCHA et al. 1994). This figure shows a close correlation of the temperature with the calendar date. **Figures 12 and 4.13** shows, for example, that water temperatures of 10°C occur in the Danube on average around 20 April with a possible dispersion from 22 March to 15 May, when the average flow rates are, according to **Fig. 4.5**, about 2,500 m<sup>3</sup>/s, minimal discharges ranges from 1,000 to 1,500 m<sup>3</sup>/s and the flood discharges could reach almost 7,000 m<sup>3</sup>/s. Expected probability of flood occurrence is given in **Fig. 4.7**.

**Flood discharge** is defined as a discharge exceeding the value of 6,000 m<sup>3</sup>/s at Bratislava. This corresponds to the 1<sup>st</sup> degree of the flood protection activities. In case that there is in the Danube a higher discharge that can pass via the by-

pass canal and Gabčíkovo hydroelectric station, surplus water is discharged into the old Danube and its inundation. The Gabčíkovo project has been projected to stand the 1,000-year water discharge without endangering the flood protection and prescribed flooding security. It corresponds to the discharges reaching at Bratislava 13,000 m<sup>3</sup>/s. **The maximal (total) discharge capacity of the Čunovo dam structures in the direction towards the Danube floodplain within-dike area amounts 11,200 m<sup>3</sup>/s** [VODOHOSPODÁRSKA VÝSTAVBA š.p. 2000 p. 61, (Provisory management regulation)]. **This is the discharge, which is to be taken into consideration in the old Danube and its floodplain.** The maximum discharge of 8 turbines of the Gabčíkovo hydroelectric station amounts 3,800 m<sup>3</sup>/s under conditions that in the Danube at Bratislava discharge reaches 10,000 m<sup>3</sup>/s and it declines at the higher discharges. At a 1,000-year flood with discharges of 13,000 m<sup>3</sup>/s in the Danube, the discharge through the Gabčíkovo hydroelectric station decreases to 3,160 m<sup>3</sup>/s. If the navigation locks are open, they allow releasing additional discharge of 2,800 m<sup>3</sup>/s. In such a case, the by-pass canal is able to lead in total a discharge of 4,000-4,500 m<sup>3</sup>/s. The discharge trough of the Gabčíkovo power station depends on the number of active turbines, discharge through the navigation locks, as well as on the water level downstream of the station, which is at present higher as projected.

Let us repeat that the **real maximum discharge that is to be considered in the old Danube and in the within-dike floodplain zone with its arm system** moves around **11,200 m<sup>3</sup>/s**. It is a short lasting discharge of the flood culmination. However, the lower, but long-lasting discharges are also dangerous, as shown by the flood in 1965. The real discharge in the old Danube at a 1000-year flood can be estimated and expected to be 10,300 m<sup>3</sup>/s.

For flood protection in winter, regulation of discharges into the old Danube, the middle weir of the Čunovo dam is used. In co-ordination with the Dunakiliti dam, it allows suitable velocity of water flow and passing the ice floes. Freezing of water in the old Danube is not expected, because the old riverbed is supplied with the warmer ground water in winter.

The diverting of flood discharges through the floodplain must be done under the condition that the level of the floodwater should not exceed the level that would have been reached without construction of the Gabčíkovo project. It means that in any possible alternative it must be calculated with discharge in the Danube at Bratislava minus 3,000-4,000 m<sup>3</sup>/s flowing through the by-pass canal (under the presumption that the turbines are working and the locks are open). At present, without regulation of the Danube riverbed downstream of Gabčíkovo in accordance with 1977 Treaty, the function of turbines is substantially limited at the discharges exceeding the 100-year Danube water discharge.

In order to obtain an **adequate picture of a flood situation**, let us assume the following hypothetical but realistic consideration. Assume that a discharge of 10,000 m<sup>3</sup>/s can be released through the Čunovo dam during the hypothetical 1000-year flood (possibly a larger flood as 1000-year flood occurred in the year 1501). Then we assume, that the discharge capacity of the Danube old riverbed, floodplain, and its arms, should be close to the state existing during the flood of 1954, of course, with better flood protection measures inhibiting seeping and breaking of dikes. The situation that would arise under such circumstances can be seen in the example of the flood of 1965, when about 90,000 ha were flooded, 693 houses were destroyed and 3,170 houses were damaged in Hungary by increase and seepage of ground waters above the surface, and this in spite of the fact that the dikes withstood the load (HRONEC, 1969). We stress again that the dike on the Hungarian side did not break in 1965. And still the discharge in 1965 in the Danube did not reach 10000 m<sup>3</sup>/s.

If the discharge capacity of the old Danube will be in the state, which existed before 1992, it will have such carrying capacity. If the water level in the old Danube would be impounded, e.g. by underwater weirs, they must be constructed in a way not to increase water level during the floods. If the old Danube riverbed would be narrowed or partially grown by vegetation, it is necessary to find a method to lead more water through the river arms and over the floodplain surface.

Theoretically it is possible to increase the discharge capacity of the river arms. The more we would wish to increase the discharge capacity of the main river arms, the more we would have to dredge their bottom, widen the arms and fortify their banks. It is impossible to form a meandering arm, which would be able to take the whole required flood discharge. The hydraulic gradient of such meandering arms would be half of the gradient in the old Danube. The flow velocity in such arms would be considerably lower. The discharging profile of the meandering arms should be considerably larger than that of the old Danube in 1992. Such an arm or new meandering Danube would be neither natural nor the Danube.

Part of the floodwater can flow over the floodplain surface. From an ecological viewpoint there are no objections against an increase in the extent of meadows maintained by mowing or grazing. By means of modelling, it would be possible to find the most suitable spaces ("hydraulic corridors") for leading water during the flood. They would be deforested and maintained in such state. However, we cannot use for this purpose the stands growing on the arm banks, because they play a role of bio-corridors and shadow the littoral. There are principal objections against the so-called hydraulic forests (sparse canopy and removal of shrub stratum). Leading of the water over the floodplain surface means that a part of this floodplain must remain without tree vegetation and the terrain must have a corresponding declination to lead large water amounts. It is also necessary to accept erosion of the terrain surface. The old Danube is ready to take such a function over.

### Limiting factors of further considerations

The first limiting factor is the maximum flood discharge, which should pass through the floodplain. Its water level should not exceed the levels occurring in the pre-dam conditions. The second limiting factor is discharge in the old Danube and its regime. The natural regime was as follows: The average low discharge in December is approximately the half from the average high summer discharge in June, Tab. 4.4. This relation should be preserved in a way that considerably more water will flow in the old Danube during the growing season than in winter. According to the Slovak-Hungarian Agreement of 1995 (AGREEMENT 1995) such discharges correspond at present to the minimum of 250 m<sup>3</sup>/s and maximum of 600 m<sup>3</sup>/s. The discharges may include all water that cannot be passed through the by-pass canal. The Hungarian side (December 1999) defines the ecologically minimal discharge in the growing season as 400 m<sup>3</sup>/s and in winter considerably less. On the other hand, at discharges exceeding at Bratislava 4,000 m<sup>3</sup>/s and not reaching 6,000 m<sup>3</sup>/s, the water level in the arms and in the floodplain should reach the values occurring here in the pre-dam conditions. It means simulation of flooding the floodplain in relation to discharges in the Danube at Bratislava. Based on the present experience, the Hungarian side intakes about 130 m<sup>3</sup>/s water from the Danube into its arm system though it could intake considerably more. Similarly, the Slovak side supplies its arm system usually by less than 100 m<sup>3</sup>/s. At the beginning, we can assume that about 200 m<sup>3</sup>/s water can be put into the arm systems on both sides without the necessity to build up and fortify the main (meandering) arms. The discharges in the arms can be gradually increased. A total discharge of 400 m<sup>3</sup>/s can be taken as a desirable value, which can be, but inevitably must not be achieved. However, such discharge will need regulation of the banks and dredging of the bottom, in case we create a unified system of a single meandering new riverbed. If we do not create such a system, but we reconnect the arms with the old Danube riverbed, the discharges into the arms may considerably differ in individual stretches of the old Danube riverbed and its arms. The discharge of 400 m<sup>3</sup>/s can be accepted as a limiting discharge for the arms in the growing season. It can be reached gradually, more in a natural way, and it must not be reached at once, by means of regulation and dredging of the present existing arms. Any larger discharges in the arm systems would require expensive works, whose results might contradict ecosozological concepts, because they would require creating a riverbed profile and fastening of banks, that would correspond to the pre-dam Danube at low water discharges.

Requirements of the flood protection measures are evident from the previous data. If not, a completely new riverbed for the Danube should be realised, than the old Danube riverbed together with the floodplain surface, within the protective dike zone, must allow to lead that part of the discharge, which cannot pass through the floodplain arms - a new Danube riverbed (new eopotamal). In such a case, the old Danube riverbed must be maintained in such a way, which assures existence of the same discharging profile as in the pre-dam conditions. In the case of solution without the water table impoundment, it means a regular removal of spontaneous growth. In the case of solution with water level impoundment to a level covering the whole riverbed (a state which corresponded to discharges of 1,000 - 1,300 m<sup>3</sup>/s in the pre-dam conditions) it means only a minimal cleaning and maintaining of the old Danube riverbanks.

In the case that the old Danube overtakes the function of leading the flood discharges, there will be minimal requirements to the arm system in connection with the flood protection measures. As the matter of fact, they will be almost the same as at present. Probably, some minimum terrain regulations will be necessary in selected places along the banks of the old riverbed. It also applies when discharges into the arms will be a little higher. However, any such proposals must be verified by means of numerical modelling.

In the case that the old Danube should not be preserved in the pre-dam form (for example partial raising and narrowing of its river bed), than it is necessary to find a new space for leading the flood discharges in the area between the right- and left-side flood protection dikes. The proposal must be verified by means of modelling and subsequently realised before starting to raise the old river bed and before its natural terrestrialization.

## 5 STATE OF THE NATURE ENVIRONMENT 10 YEARS AFTER THE DANUBE DAMMING

When speaking about the influence of the Gabčíkovo project and the underwater weir at Dunakiliti on environment and nature, it is clear that the main role is played by the ground water level fluctuation in the geological profile of aquifer. It determines the capillary height and changes in availability of the ground water for the soil and root systems of plants. For agriculture it is important, first of all, whether the ground water level reaches sediments showing a good capillary elevation.

In the territory of Szigetköz and Žitný Ostrov Islands the depth of border between the gravely stratum and covering fine sediments or soil is an important factor for interaction between the ground water and soil moisture. It is optimal for agriculture, when the ground water level in the growing season reaches the fine soil sediments. A high level of ground water and its fluctuations in the floodplain are welcome, because such a state is suitable for the typical alluvial biotopes and is naturally regulated by the river arms. The ground water level directly influences the soil moisture, especially in the vegetation period (Fig. 5.4).

The soil moisture (Fig. 5.1) is influenced mainly by the water level in the Danube, in river arms, by precipitation and air temperature (Fig. 5.2). For each monitoring plot, a map in the scale of 1:10,000 has been elaborated. The

equipotential lines represent the ground water levels in the years 1962, 1992 and 1995 (HLAVATÝ, CAMBEL 1995), (**Fig. 5.3**).

In order to emphasise the time and depth relationships of soil moisture, diagrams, in which the abscissa represents time, the ordinate depth, and the humidity levels are expressed by colour, have been elaborated (**Fig. 5.4**). The brown shadows express the moisture deficiency and inaccessibility for the plants; the green and blue colour means sufficient soil moisture; while the violet shadows express high soil moisture and soils fully saturated by water (usually below the ground water level). Ticks at the upper scale of the diagram mark time of measuring. Fluctuation of the ground water level is plotted in the same depth scale. The diagrams show a strong **influence of ground water level fluctuations on the soil moisture**. Besides this, it is possible to recognise impact of precipitation or irrigation, seasons with a high evaporation, and to draw the general conclusions about changes in soil moisture. It can be seen, how the soil moisture reflects the geological profile, structure of sediments and influence of the capillary barrier. The "moisture" measured under the ground water level reflects individual strata porosity and proportion of fine-grained material. Among the data, the dates of the Danube damming, supplying of the Slovak part of the arm system with water and beginning of supplying the Hungarian river arms with water are set off.

Ecological conditions of the floodplains are in addition determined by a sufficient **input of nutrients**. Nitrogen, phosphorus, carbon, hydrogen, oxygen, and sulphur belong to the most significant nutrients for the water and soil organisms. The main role is awarded to phosphorus and nitrogen. Out of these elements, potassium, calcium, magnesium, iron and manganese are necessary for water organisms. Less significant are zinc, copper, cobalt, some organic complexes, vitamins and other substances. Conditions could be evaluated also from the viewpoint of plant and timber production, for which the macronutrients like carbon, hydrogen, nitrogen, phosphorus, sulphur, potassium, magnesium and micronutrients like iron, and manganese, zinc, copper, boron and molybdenum are significant. In this connection, the simulated flood creation of quasi-natural conditions is emphasised.

Most elements and compounds are naturally present in the Danube water in sufficient quantities and are not a **limiting factor for survival of water organisms**. The total nutrition value of the water (water nutrition potential) is determined not only by the sufficient quantity of the nutrients, but also by their mutual proportion, mainly by the phosphorus/nitrogen ratio.

**Fig. 5.5** shows the important **hydrological characteristics**; dynamics of water temperatures and discharges in the Danube; and fluctuation of the water table in the Čunovo Reservoir. **Fig. 5.5a** shows that course of temperatures has a regular sinusoid character (see also **Fig. 5.9**) with maximal temperature in summer and minimal in winter. **Fig. 5.5b** identifies the periods with increased discharges and flood states, or periods of minimal discharges in autumn.

Nutrients in floodwater could be divided in dissolvable nutrients; nutrients in the form of suspended solid materials; nutrients bound to suspended solid materials; and nutrients bound to riverbed sand and gravel.

**Floods** may influence dissolvable nutrients only if its concentration is diluted (snow thaw) or, in contrast, if they are added to the water during flood (surface flush and run-off after strong rains).

Quantity of **suspended solids** depends on the flow velocity and on the place of their releasing, for example a flushed water reservoir (dams constructed on the Danube in Austria and Germany).

Quantity of **transported gravel and sand** depends on flow velocity and continuity of the river (discontinuity mainly dams, lakes, overflowing dams etc.). As to the content of nutrients, the transported gravel and sand have only a small significance. In this regard, the substances dissolved in water and substances bound to the fine suspended solids have large significance.

Comparison of profiles upstream and downstream of the Čunovo Reservoir shows that passing of the water through **the reservoir does not cause significant changes in dissolvable nutrients, pH and water temperature**.

Concentration of **nitrate**s in the flowing Danube water changes in the course of year in dependence on discharge, content of organic substances and biological activity (compare **Fig. 5.6** and **Fig. 5.9**). A higher content of nitrates occurs out of the growing season, in winter, and during the spring. The lowest content occurs usually in the late summer and early autumn.

The content of **phosphates** shows similar seasonal fluctuations as the nitrate content. The water in the vicinity of the intake structure of the arm system contained about 0.2 mg/l in 1995 (**Fig. 5.6**). It shows that the phosphate content in the Danube water is mostly sufficient and does not inhibit the biological processes.

The basic scheme of the **carbon** circulation in water ecosystems begins in the atmosphere, from where carbon is taken by the producers, which pass it to the consumers. The carbon passes from these two trophic levels to the destruents. The carbon present in the inorganic form as CO<sub>2</sub> is assimilated by algae. Biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) characterises indirectly the content of organic substances, which are subjected to aerobic biochemical decomposition. Values of BOD<sub>5</sub> in the Danube water fluctuate in a long-term scale in a range of 1 - 3 mg O<sub>2</sub>/l and are influenced more by momentary discharges than by seasonal influences (**Fig. 5.5 - 5.9**).

The **dissolved oxygen** in the Danube water comes from the atmosphere and from the photosynthetic activity of water plants. Oxygen diffusion from the atmosphere into the water depends mainly on the water temperature (Fig. 5.7). The average fluctuation of oxygen concentrations ranges from 8 to 11 mg/l (Fig. 5.9).

The **electric conductivity** of water depends on quantity of dissolved substances dissociated on ions. Together with the index of the **total content of dissolved substances** it represents a group index characterising the content of different substances in the water, without identification of their origin and kind. Fig. 5.8 shows, that both indices have an expressively seasonal character depending mainly on discharge in the Danube.

The **water temperatures** have an overall influence on the velocity of metabolic processes. The temperature optimum of most water organisms lies in the range of 10-30°C. Water temperature in the Danube fluctuates up to 20°C (Fig. 5.5). As apparent from Figs. 5.5, 5.7, 4.12, 4.13 and 4.14, water temperature in the Danube reaches 10°C as late as in March-April. In the Danube arms, the water overheats and, in sunny weather, the temperature of the slowly flowing or stagnant water can reach considerably higher temperatures than in the main stream.

The water **pH** (Fig. 5.7) can essentially influence the existence of the water organisms. In flowing arms the water pH corresponds with pH in the Danube, whereas in the arms with small discharge or with stagnant water pH can considerably decline under certain temperatures.

**Concentrations of other dissolvable nutrients**, i.e., potassium, calcium, magnesium and sulphates, have a similar seasonal dynamics as the concentrations of nitrates and dissolved oxygen. Maximum values occur in winter and in early spring, the minimum in summer.

Content of **nutrients transported in suspended form** are characterised by the total content of insoluble substances (Fig. 5.8). Solid substances settled on the bottom or transported by water contain the inorganic and organic fraction representing food for different organisms. In the less populated regions the inorganic fraction predominates, while in the industrial or densely populated regions the proportion of organic substances is higher. The Danube water has a low content of organic substances (Fig. 5.6, 5.9). During flood these substances contribute to terrestrialization of the arms with small discharges or stagnant water. As apparent from Fig. 5.8, the content of insoluble suspended materials is highest at Bratislava. In the downstream direction their content gradually decreases due to sedimentation of coarse-grained suspended solid materials in the Čunovo Reservoir. In the Čunovo Reservoir, at the profile of Rusovce/Kalinkovo, the content is lower, approximately as high as in the Danube at the Dobrohošť village and at the intake structure in Dobrohošť. Comparison with the Fig. 5.5 shows that the content of suspended solids at Bratislava, and consequently also in the downstream direction, significantly depends on flow rates in the Danube. Extremely high contents of insoluble substances occur during floods.

Transport of suspended solid materials depends on discharges and thus flow velocity. Fig. 5.10 shows model distribution of velocities in the Čunovo Reservoir for different discharges measured at Bratislava: a) 1950 m<sup>3</sup>/s, b) 3.200 m<sup>3</sup>/s, c) 6.200 m<sup>3</sup>/s all by discharging 400 m<sup>3</sup>/s through the Čunovo weir into the old Danube at the water level of 131.10 m above sea level (KLÚČOVSKÁ, TOPOLESKÁ 1995a, 1995b). The figures show conditions for transport of the suspended solid material (sedimentation, erosion/ascending) in the reservoir at different discharges. They also show the influence of the hydraulic guiding structure (shallow dam in reservoir) at Šamorín. The highest flow velocities occur in places of the Danube original riverbed in the navigation canal. Fig. 5.11 shows modelled change in concentration of suspended solid materials depending on the discharge at Bratislava (KLÚČOVSKÁ, TOPOLESKÁ, 1995a, 1995b). The highest concentration of suspended matters occurs at all discharges at Bratislava. At the average discharge of 2,000 m<sup>3</sup>/s, the concentration of suspended solid materials at Bratislava is 23 g/m<sup>3</sup> water (23 mg/l) while the concentration in the intake structure into the arm system at Dobrohošť is about 0.8 g/m<sup>3</sup>. At the flood discharge of 5,000 m<sup>3</sup>/s, the concentration of suspended solids at Bratislava amounts to about 120 g/m<sup>3</sup>, while at Dobrohošť it increases to 65 g/m<sup>3</sup>. During floods the fine-grained sediments, deposited in the Čunovo Reservoir, release in the places with the higher flow velocities (Fig. 5.10).

The model solutions show that flooding of the arms during natural floods offers a larger input of nutrients in the form of suspended solids, because the water contains about 80 times more suspended materials than at average flow rates in the Danube. It would be even higher in the arms reconnected with the old Danube riverbed.

Granulometric characteristic of the suspended solids depends on flow rates in the Danube and in the by-pass canal. At larger discharges, the proportion of the coarse-grained fraction increases at the area of the intake structure at Dobrohošť. Granulometric composition of suspended materials influences sorption processes and bottom permeability after their sedimentation.

Based on the previous analysis it is possible to conclude that:

- The Čunovo Reservoir does not cause significant changes in the level of dissolved nutrients, or in pH and temperature of water flowing via the intake structure into the river arm system.
- The concentrations of dissolved nutrients like nitrates, phosphates, oxygen, sulphates, potassium, calcium and magnesium exhibit strong seasonal fluctuations. The maximal values occur in winter and in early spring, the minimal in summer.

- The increased discharges in the Danube cause an increased transport of the suspended materials from the areas upstream of the Čunovo Reservoir, reduced sedimentation in the reservoir including coarse-grained particles, and partly also erosion of the fine-grained suspended materials from the reservoir bottom. It caused a considerable increase in content of nutrients bound to suspended materials in comparison with states of average discharge. Input of nutrients in the form of suspended materials into the arms through the intake structure at Dobrohošť is 80 times higher during the flood than at average discharges in the Danube. The suspended materials transported during floods considerably contribute to terrestrialization of the blind arms and arms with a limited discharge.

### Flora and vegetation

Systematic monitoring of flora and vegetation began by definition of the initial state on established monitoring plots (MP), founded in 1990 (LISICKÝ et al. 1991). Among 24 monitoring plots, the following were situated in the floodplain within-dike zone: MP No. 6 (Dobrohošť), MP No. 7 (Žofín), MP No. 9 (Bodíčka Brána), MP No. 10 (Královská Lúka), MP No. 14 (Istragov) a MP No. 15 (Erčed), MP No. 17 (Diely), MP No. 18 (Sporná síhoť) and MP No. 23 (Čičov-Starý les). These Monitoring plots were dispersed on 3,100 ha of floodplain forests. The aim of the botanical monitoring was to obtain basic up-to-date data about the microstructure of vegetation by means of an inventory of flora and vegetation (LISICKÝ et al. 1991). After evaluation of the state before the Danube damming in 1990-1992 the MP No. 7, 17 and 23 were excluded from the monitoring, but majority of parameters were evaluated each year (ROVNÝ et al. 1992, CAMBEL et al. 1993, MATEČNÝ et al. 1994, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001). Summarized results of the botanical monitoring, inclusive of data on foliage lost and changes in the foliage surface, were published by UHERČIKOVÁ et al. (1999). In regard to different dynamics of water regime and precipitation in individual years, these results are characterised by a considerable fluctuation in the number of plant species. This fact is not, however, a negative result of the existence and operation of the Gabčíkovo project, but a regular phenomenon characteristic of the floodplains. By means of the indirect monitoring of the flora (only on the monitoring plots, not on the whole area), 760 vascular plants were recorded. However, this number includes the floristic inventory also from the monitoring plots situated outside of the within-dike zone (Podunajské Biskupice, Rusovce, Čičov etc.). Unfortunately, since the founding of the monitoring plots, the overall floristic inventory was not evaluated. The structural changes in vegetation on the monitoring plots, observed in the years 1990-1995, were generalised by UHERČIKOVÁ (2001) and can be summarised as follows:

- increased spreading of the neophytic plants with a tendency to their naturalisation,
- expressive spreading of the nitrophilous plants,
- absence of the strongly hydrophilous plants,
- impoverishment of the species inventory of most forest communities by 4 - 6 species.

Results of almost all scientific forestry investigations from the floodplain emphasise inevitability of simulated flooding. The floods are important for a sufficient saturation of soil, even on those sites, where the ground water level is sufficiently high, also from the aspect of nutrients input (NEŠTICKÝ et al. 1996, VARGA et al. 1997, NEŠTICKÝ, VARGA 2001). Inevitability of the simulated floods, as a main precondition for natural regeneration of the willow-poplar forests, is also stressed by other authors (ŠOMŠÁK 1998, 1999). The long-term investigation of natural reproduction of willows and poplars (ŠOMŠÁK, 1998, 1999, PIŠŮT, UHERČIKOVÁ 1995) shows that reproduction of autochthonous trees (*Salix alba*, *Populus nigra*, *Populus alba*) from seeds happens only on denuded sediments or on the fluvizem (fluvial soils) substrates eroded by floods. Reproductions from seed are always spontaneous and show features of fluctuations-lasting several years. Reproduction under the maternal stand from seed occurred, and at present also occurs, very sporadically.

### Terrestrial fauna

The present state and changes in fauna and animal taxocoenoses are evaluated on the basis of biota monitoring in 1990-1997 (LISICKÝ et al., 1991, ROVNÝ et al., 1992, CAMBEL et al., 1993, MATEČNÝ et al., 1994 - 2001). The initial state is described in the first three reports cited. At the beginning, the fauna was monitored similarly as the flora, on 9 monitoring plots in the floodplain within-dike zone, later on 5 plots. These plots have a very different ground and surface water regime. A wide scale of taxocoenoses of soil, epigeic and planticolous animals was monitored (Mollusca, Oniscidea, Acari, Chilopoda, Collembola, Heteroptera, Coleoptera, Neuroptera, Mecoptera, Lepidoptera, Hymenoptera, Amphibia, Aves, Mammalia, etc.). They relatively sharply reflect changes in communities of terrestrial and semiaquicolous animals

Changes in animal taxocoenoses are to be evaluated from several viewpoints. The **first criterion** is change in species richness. It does not represent, particularly in the floodplain forests, a significant indicative criterion, because in the process of degrading, the disappearing species, characteristic for natural conditions, are replaced by an approximately equal or even higher number of xenocoenous species. Hence, the total number of species does not decrease and may even increase. Sometimes such a state is incorrectly interpreted (also in the case of the Danube inland delta) as improvement of the ecological situation in consequence of antropogenous interventions. **A correct interpretation of changes in species number needs consideration of the ecological requirements (demands for environmental conditions) of individual species.** Particularly significant is the proportion of representation of species of different humidity preference. Its use, however, depends on the degree of knowledge of autecology of the individual species. From the viewpoint of bioindicative use of the animal taxocoenoses in floodplain forests, it represents one of the most

significant criteria with a high indicative value. The **second criterion** is the proportion of species requiring permanent shadowing by woody vegetation, and species indifferent to shadowing or preferring ecosystems without shrub and tree stratum. In the floodplain forests this criterion indicates secondary, but synergically acting changes caused primarily by changes in humidity (drying of stands, decline of the number of hygrophilous trees and reduced canopy), influence of abiotic factors (trees uprooted by wind), anthropogenous interventions (silvicultural measures - thinning, selection felling).

The **present structure of taxocoenoses** represents a result of changes that happened before and during construction and after putting the Gabčíkovo project into operation. The draining effect of the Danube worsened ecotopic conditions for the softwood floodplain forests. It is important from the point of fauna that willows in the littoral zone and depressions and river arms earlier filled by water, which does not communicate with the water supplied arms, are drying. In the strip at the old Danube, which width varies according to the configuration of the main arms from 80 to 250 m, the ground water level does not contact the capillary fringe of the tree rhizosphere. It causes an untimely fall of foliage, and semi-natural and economic stands dry out (PIŠŮT 1995). It causes aridisation of the territory and its colonisation by allochthonous or xenocenous faunistic elements (JEDLIČKA et al. 1999).

Among the animal taxocoenoses, these changes are particularly strongly reflected by the taxocoenoses of edaphic and epigeic animals, which are most closely bound to the soil conditions, first of all to soil moisture. The taxocoenoses of animals inhabiting the shrub and tree strata depend more on the climatic conditions (inclusively of microclimate) and vegetation (JEDLIČKA et al. 1999).

The floodplain represents an island partially isolated by the project from the potential immigration sources. In addition, the terrestrial zoocoenoses in the floodplain forests between Bratislava and Dobrohošť are degraded and impoverished to a considerable degree. For example, even the less hygrophilous species abundantly occurring downstream (eastwards) are missing here in the **malacocoenoses**, even in the most humid stands of *Salici-Populetum*, or they occur here in a very low abundance (ŠEVČÍKOVÁ 1997, ČEJKA 1999, JEDLIČKA et al. 1999). In the majority of floodplain forests in the vicinity of Bratislava, they are replaced mainly by forest mesohygrophilous and some other hygrophilous species. In more preserved types of humid forests they are represented first of all by *Clausilia pumila* and *Semilimax semilimax* (rarely also *Vitrea crystallina*), in drier stand types by species of the illyric forest regiotype (mainly *Aegopinella nitens*, than *Petasina unidentata*, *Monachoides incarnatus*, *Cochlodina laminata*) and by some species of the regiotype of old forest settler species (*Alinda biplicata*, but also *Fruticicola fruticum* and on more humid sites also *Arianta arbustorum*). Such structure of the mollusc taxocoenosis is caused by the long-term decline of ground water level resulting from deepening of the Danube bottom. In consequence of this, the polyhygrophilous species disappeared and the possible remainder of populations were not able to regenerate. The potential immigration sources are represented by drifted material, but the potential immigrants probably do not find suitable conditions or there populations are too weak to be able of autonomous development (ČEJKA & FALTAN 2001). A similar situation also exists in other small remnants of softwood floodplain forests downstream from Bratislava, even in the area influenced by the ground water level increase due to the Čunovo Reservoir in 1992. This area cannot serve as a potential refugee and an immigration source of hygrophilous ecoelements into the by-passed zone. The by-passed zone is isolated from the surroundings by so-called cultural steppe, hence arable land. Only downstream from the tailrace canal it contacts with an ecologically similar area of a small extent. In regard to the generally known relationship of species richness (biodiversity) and area, and the island theory, the mollusc biodiversity cannot be preserved without preservation of the mollusc taxocoenoses of the inland delta in their full extent.

In consequence of low vagility, the malacocoenoses react relatively sensitively to changes in life conditions. After the Danube damming, the largest changes in their structure and disappearance of hygrophilous species were observed in the vicinity of Dobrohošť (MP Dunajské Kriviny), Bodíky (Bodíčka Brána) and Gabčíkovo (Istragov). In particular at Dobrohošť, the original malacocoenoses of the softwood floodplain forests dominated by the hygrophilous species turn into the mesohygrophilous coenoses characteristic rather for the transitional to hardwood floodplain forests. At the turn of 1980-ies and 1990-ies, there was a malacocoenosis typical for moderately humid to humid varieties of the softwood floodplain forest with dominance of the polyhygrophilous species *Carychium minimum*, *Zonitoides nitidus* and *Succinea putris*. Analysis of the thanatocoenoses from the soil samples revealed that the wetland species *Vertigo antivertigo* also lived here in the past. This specie has not been recorded in the Danubian area for two decades. After the Danube damming populations of such species gradually disappeared from the monitoring plot at Dobrohošť.

In the area of Bodíky the situation is a little more favourable. After the Danube damming, the habitats are sporadically flooded. In spite of this, we have not, however, recorded restitution of representation of the hygrophilous species (*Carychium minimum*, *Zonitoides nitidus*, *Vitrea crystallina*) to the original pre-dam level. Because of the dominant draining effect of the old riverbed, the short-term simulated floods influence the humidity only for a short time. Therefore we have to state that simulation of floods does not positively influence the structure of malacocoenoses. In the original hygrophilous taxocoenoses, which existed here before the Danube damming, the polyhygrophilous species were replaced by the mesohygrophilous or eurytopic species (*Aegopinella nitens*, *Monachoides incarnatus*, *Alinda biplicata*, *Punctum pygmaeum*). The taxocoenoses on the locality Istragov belonged, until 1992, to the strongly hygrophilous taxocoenoses. This monitoring plot was the only plot where the rare wetland species *Eucomulus alderi* occurred in the pre-dam period. After the Danube damming and reduction of flow in the old Danube, the ground water



level has declined, the formerly flooded shallow depressions have been reduced, and a xeroseries accompanied by the disappearance of the hygrophilous species (*Carychium minimum*, *Oxyloma elegans*, *Succinea putris*, *Pseudotrichia rubiginosa*) begins in them.

The area of the floodplain forests in the vicinity of the tailrace canal mouth into the Danube belongs to the last remnants of the inland delta with the occurrence of the humid variety of the softwood floodplain forest of the *Salici-Populetum myosotidentosum* association containing corresponding malacocoenosis. Due to the backwater effect from the tailrace canal, this area is flooded during the growing season, often twice a year. Although the herbage stratum is degraded to some degree (mainly due to presence of the neophytic species *Aster lanceolatus* and *novi-belgii* agg.), the malacocoenoses show a structure typical for this type of floodplain forest. The strongly dominant species are autochthonous polyhygrophilous *Zonitoides nitidus*, *Carychium minimum*, *Pseudotrichia rubiginosa*, *Succinea putris* and *Oxyloma elegans*, which often reach the cumulative dominance of 90-95%.

In the downstream stretch not affected by the Gabčfkovo project (Sap - Čičov), the remnants of floodplain forests in the within-dike zone are flooded and sufficiently supplied with seeping ground water. The malacocoenoses are structurally most similar to the original communities of the most humid types of floodplain forests. It is indicated by the predominance of the polyhygrophilous molluscs well adapted to the conditions of cyclical climax. In particular the polyhygrophilous species *Carychium minimum*, *Zonitoides nitidus*, *Succinea putris*, *Oxyloma elegans*, and the forest hygri-colous species *Vitrea crystallina*, belong to the typical dominants of the forest malacocoenoses (a typical example is the monitoring plot Čičov - Starý les).

Development of occurrence of **Oniscidae** is documented first of all by the strongly changing dominance proportion of the eurytopic species *Trachelipus rathkei*, which is tolerant to reduced soil moisture, mesohygrophilous species *Hyloniscus riparius* and hygrophilous species *Porcellio scaber* along the moisture gradient. In Dunajské Kriviny, among 7 species recorded during the monitoring (1993-1997), the eudominant species were *T. rathkei* and *H. riparius*, which was mosaic-like distributed in obviously humid places. The species composition of the taxocoenosis itself, however, did not change essentially after the Danube damming.

In Bodficka Brána, 7 Oniscidae species were recorded. Their abundance fluctuated in individual years. *T. rathkei* was eudominant during all years, but in 1997 a sudden decrease of dominance of hygrophilous *P. scaber* was observed. It indicates a shift of the monitoring plot to the drier habitats. This process was doubtless accelerated by clear-cutting of the stand in the immediate vicinity of the place, where the arthropods were sampled in regular intervals.

In Kráľovská Lúka only *H. riparius* and eudominant *T. rathkei* were recorded in the first year of the monitoring. In the next years the species number increased. Dominance of the stenotopic hygrophilous species *Porcellium collicola* increased to 46% in 1997, but dominance of *T. rathkei* suddenly dropped from 98% in 1993 to 13% in 1997. These changes indicate an end of the drying of this locality.

In Istragov in 1993-1996, the taxocoenosis, poor in species number and characterised by predominance of *T. rathkei*, indicated a slow process of drying out. In 1997 the hygrophilous *Porcellium collicola* appeared and showed a high dominance. This change might indicate an increased humidity as a consequence of simulated floods.

In the **Chilopoda** taxocoenosis, the changes caused by the Danube damming were reflected as in qualitative as in quantitative structure. Number of occurring species changed. Except of the xenocoenous species, *Clinopodes flavidus*, and *Lithobius microps* disappeared here, whereas the little hygrophilous species *Lithobius lapidicola* and *L. calcaratus* were recorded as new species. Dominance of eurytopic *Lithobius forficatus* increased, probably as a consequence of immigration and subsidence of conditions typical of floodplain forest. Dominance of *Lithobius curtipes*, a mesohygrophilous species characteristic of the Danube floodplain forests, decreased.

In Dunajské Kriviny, in the first year after diverting the Danube, the number of occurring species strongly decreased to the lowest value recorded during the whole monitoring period, and dominance of the eurytopic *L. forficatus* (tolerant to strong fluctuation of soil humidity) suddenly increased from 21% to 49%. A high dominance of this species was maintained also in following years. On the contrary, dominance of mesohygrophilous *L. curtipes* (a species characteristic of the Danube floodplain forests) decreased from 18% to 14% in 1993 and to 3-4% in the following years. *Clinopodes flavidus*, *L. microps*, *L. lucifugus* and *L. cyrtopus* (two former species are xenocoenous for this area) have not been recorded since the Danube damming. On the contrary, after the damming, *Lithobius lapidicola*, *L. pusillus* and *L. calcaratus* belonging to species with limited demands for soil moisture were recorded. In 1995, the number of occurring species increased to 11 and dominance of eurytopic *L. forficatus* decreased to 27%. The simulated summer flood may cause it. Variation of the between-year similarity of Chilopoda taxocoenosis (50-60%) in the period 1993-1997 indicates unstable life conditions in this locality.

In Bodficka Brána, shortly after the Danube damming, number of Chilopoda species decreased to 7, but in the following years it increased to the original level. Eurytopic *L. forficatus* was dominant during the whole period. Dominance of the characteristic species *L. crassipes* and *L. curtipes* fluctuated and *L. crassipes* was not recorded in some years at all. After the damming, dominance of the hypogeic species *Pachymertium ferrugineum* increased to 20-30%. These changes in the Chilopoda taxocoenosis indicate a shift toward habitats with a drier soil surface. This was also confirmed by measuring soil moisture.

In Královská Lúka the Chilopoda taxocoenosis belonged to the richest communities in pre-dam conditions. In the period of 1991-1997, 17 species were recorded here. After the damming this number decreased to 13, among which the ripicolous and hygrophilous species *Lamyctes emarginatus* characteristic of this habitat type, and the hygrophilous species *L. agilis* and *L. microps* were represented. The eudominant species was *L. emarginatus* and dominant were *L. aeruginosus* and *L. curtipes*. After 1993 the polyhygrophilous species *L. agilis* and the forests species *L. cyrtopus* characteristic of higher altitudes were no more recorded. The former species is however xenocenous in floodplain forests and it got here probably during floods. After 1993 *L. microps* was also absent in the Chilopoda taxocoenosis. The hypogeic species *Geophilus flavus*, *P. ferrugineum* and *Strigamia acuminata* recorded before the damming disappeared and reappeared as late as in 1997 (probably in consequence of simulated floods). Changes in the Chilopoda taxocoenoses continued also in 1997, when *Lithobius pelidnus* and *Pachymerium tristanicum* were recorded here for the first time. Changes in the species composition of this taxocoenoses indicate unstable conditions in this locality. The eurytopic species *L. forficatus* and mesohygrophilous *L. aeruginosus*, *L. crassipes* and *L. curtipes* maintained their eudominant to dominant position. Dominance of the ripicolous species *L. emarginatus* decreased in 1993-1995; it increased in 1996 and in 1997 this species was absent. Fluctuation of dominance of this species reflected drying off of the shore zone of the dead arm situated close to the dike. Unstable conditions were reflected, in the full extent, by the Chilopoda taxocoenosis. The lowest similarity of the samples was recorded between the years 1992 and 1993.

In the Chilopoda taxocoenosis in Istragov 15 species were recorded in 1991-1997, among which the eurytopic species *L. forficatus* and *L. mutabilis* were eudominant. The typical mesohygrophilous species *L. aeruginosus*, *L. crassipes* and *L. curtipes* and the hypogeic species *P. ferrugineum* were represented by a high percentage of individuals. In pre-dam conditions the hygrophilous *L. agilis* was also recorded in 1991 and 1992. Absence of this species in 1993, and increased dominance of the humidity-tolerant species *L. forficatus*, signaled drying of this monitoring plot. The eurytopic species *L. forficatus* and the mesohygrophilous species *L. curtipes* and *L. crassipes* maintained their dominance during the whole monitored period. Increase in dominance of the hypogeic species *P. ferrugineum* (prefers sandy, but not moist or marshy habitats) from 10% to 31% in 1996 also indicated a shift of this locality toward the drier habitats. The most significant differences in the similarity of the one-year samples (33%, 41%) exist between two pre-dam years and the year 1997. They also confirm a slow shifting of this site to the drier habitat types.

Among the bugs (**Heteroptera**), the most significant bio-indicators of habitat state and changes are the species living in litter and soil upper strata. They react sensitively on the changes of floodplain forest character, in particular to humidity, interventions into forests communities, their destruction, clear-cutting and subsequent aridisation and ruderalisation. In the monitoring plots studied, 85 species showed the average abundance (AA) of 6.23 ex.m<sup>-2</sup> (ŠTEPANOVIČOVÁ & DEGMA 1999). Epigeic heteropteran taxocoenose are characterised by a high degree of heterogeneity indicated by a low number (10) of constant or euconstant species. All other species are accessoric or accidental elements in these taxocoenoses. The largest number of these species occurred, of course, in the driest variety of the floodplain forests, where many species immigrated for hibernation from near xerothermophilous community of the Crataegum danubiale. As to the qualitative structure, most similar to these two communities is the bug taxocoenosis in Dunajské Kriviny (AA= 9.33 ex.m<sup>-2</sup>), where the highest numbers of species occurred, particularly after 1995, as a consequence of ruderalisation. The quantitative representation of bugs in this locality was most similar to that in Bodíčka Brána (10.63 ex.m<sup>-2</sup>). At the same time these two localities showed the highest average abundance of bugs during the whole monitored period. However, only 17 species of all recorded species can be taken as characteristic for the floodplain epigeion (coenobiont and coenophilous species). For indication of changes, only those hygrophilous and mesohygrophilous species (*Dryinus brunneus*, *Dryinus ryellii*, *Scolopostethus affinis*, *Scolopostethus thomsoni* and *Legnotus limbosus*) were used, whose quantitative parameters (AA, dominance, constancy) were bio-indicatively significant. Assessment of changes in taxocoenoses, caused by habitat changes occurring during the construction of the Gabčikovo project, is based on ecological demands of the recorded species and their relationship to the habitat conditions. Bio-indicative abilities of the characteristic species were manifested particularly in the by-passed area, where their relative representation reached 74.88%. The highest values of dominance of these species were recorded in 1996 and 1997, when the condition in the floodplain forest epigeion had stabilised and the bug taxocoenoses reached a similar state as in 1991.

A strong decrease of dominance of characteristic species was recorded in Dobrohošť in 1993-1995. In that period the negative impact of clear-cutting of a part of floodplain forest and its gradual drying off was visible. In consequence of continuing aridisation and ruderalisation of the floodplain forests, the forest communities began to be penetrated by the euryecious, less hygrophilous bug species from the surrounding biotopes. Their number increased to 15 in 1995 and, at the same time dominance of the characteristic species decreased.

The strong qualitative and quantitative structural differences between the heteropteran taxocoenoses in the monitoring plots Bodíčka Brána, Královská Lúka and Istragov were manifested by low values of average abundance (Královská Lúka for the whole period 1.97 ex.m<sup>-2</sup>, Istragov 3.09 ex.m<sup>-2</sup>), which were several times lower than in two preceding plots. The 7-year investigation has shown that litter humidity in soil depression exceeded tolerance limits, even of the hygrophilous terrestrial bugs, which occurred here for this reason in a small number of individuals.

The data on occurrence of the characteristic dominant species *D. brunneus* and *L. limbosus*, which shows a good indicative ability and sufficiently large differences in their quantitative representation, appears to be suitable for

assessment of differences in humidity of litter in floodplain forests. The different ecological characteristics of both species (*D. brunneus* is a hygrophilous species and a typical inhabitant of litter of floodplain forests; *L. limbosus* is mesophilous) allows, on the base of their occurrence and population density, to characterise permanent and temporary changes in humidity conditions of their biotopes. Maximum abundance of *D. brunneus* in Dobrohošť was 10.50 ex.m<sup>-2</sup> in 1992 and in Bodíčka Brána 7.54 ex.m<sup>-2</sup> in 1991; i.e., in the pre-dam conditions. The sudden decrease of its abundance in 1993 and several subsequent years was followed by an increase caused by the simulated floods in the later years. *L. limbosus* occurred regularly only in the driest variety of the floodplain forest, in the area outside of the inundation area (Kopáček, Ostrovné Lúčky) and it reached maximum values of its abundance in these localities in 1995. In other monitoring plots, *L. limbosus* occurred sporadically, irregularly, and its low to substandard abundance or even absence are unable to indicate humidity conditions in floodplain forests, particularly decrease of humidity and a visible drying.

These differences in values of average abundance of *D. brunneus* and *L. limbosus* are obvious, even after their pooling, according to the three groups of forest communities. In the driest variety of floodplain forests the average abundance of *D. brunneus* was only 0.13 ex.m<sup>-2</sup> and that of *L. limbosus* 2.60 ex.m<sup>-2</sup>. In localities in the by-passed area, the average abundance of *D. brunneus* was 2.50 ex.m<sup>-2</sup>, and that of *L. limbosus* only 0.31 ex.m<sup>-2</sup>. In the localities downstream of the tailrace canal mouting into the Danube, the average abundance of *D. brunneus* was 1.72 ex.m<sup>-2</sup> and that of *L. limbosus* 0.41 ex.m<sup>-2</sup>. The differences in population density of the above species well indicate floodplain forests and the litter microhabitat with the lowest, highest, and average degree of humidity.

In order to illustrate accurately the impact of the influence of some factors on formation of the bug (Heteroptera) taxocoenosis in the epigeion of floodplain forests, the canonical correspondence analysis was used. It showed (ŠTEPANOVIČOVÁ & DEGMA 1999) that among 9 tested factors only 4 gradient variables have a significance for forming the taxocoenoses of the epigeic bugs, viz., soil and litter humidity, soil pH, content of CaCO<sub>3</sub> and average air temperature. The main factor, influencing occurrence of bugs in the floodplain forest epigeion, is a suitable degree of humidity. The closest affinity to this factor exists in the characteristic species *D. brunneus*, *S. affinis*, *S. thomsoni* and three further hygrophilous species, viz. *S. pilosus*, *Holcoecranum saturejae* and *Eurygaster testudinarius*.

It has been shown that a sufficient degree of litter humidity, which is the determining factor for existence of the characteristic bug species, also persisted in the last years of monitoring of bugs (1996 and 1997). The 7-year monitoring has also shown that in contrast to the positively acting sufficient litter humidity influenced by the ground water level, the stagnant water, which has the highest level during the floods, causes shorter or larger lasting decrease not only in the qualitative, but also in the quantitative representation of bugs. This is reflected by lower abundance of characteristic species and decrease of species diversity of taxocoenoses of epigeic bugs.

For definition of optimal conditions for existence of populations of autochthonous epigeic bugs in litter and soil surface strata in the Danube floodplain forests, the above data on the qualitative and quantitative structure of their taxocoenoses can be used. They unambiguously show that the deciding factor is soil humidity influenced by ground water level. One evidence of persistence of an optimal state for bugs in the flood plain forests is above all a high density of populations of the characteristic hygrophilous species, whose dominance reached 68% in the entire area in question and in the by-passed area, where the humidity is more favourable, even 74,88%.

Number of species in the natural or quasi-natural taxocoenoses of **ground beetles (Coleoptera, Carabidae)** in Central European floodplain forests ranges mostly from 22 to 35, exceptionally reaches even 50 species. Number of species lower than 15 can be taken as an attribute of considerably degraded communities (of course if the low number of species does not result from a sampling error).

In general, the natural Carabidae communities in the ecosystems of the most humid parts of the Danube inland delta existing in conditions of cyclical climate are characterised by cumulative abundance of 80-130 ind./trap/year (the jars with opening diameter of 75 mm served as pitfall traps). Abundance lower than these values (if not caused by a long-termed flooding) can be interpreted as a result of degradation. The lowest limit values (established in other types of ecosystems) characteristic of the extremely degraded taxocoenoses range from 5 to 15 ind./trap/year. Abundance exceeding 130 ind./trap/year has a different interpretation in the cyclic climax flood-plain forests. If they occur unrepeatable and are caused by a sudden increase of abundance of *Pterostichus melanarius* and/or *P. niger*, they can be taken as a mark of temporarily decreased humidity in a site. In contrast, a sudden increase of abundance of *P. niger* accompanies the initial succession stages on the long-termed flooded plots. If the increase in the cumulative abundance results from increased abundance of some of hygrophilous species like *Agonum moestum*, *Pterostichus anthracinus*, *P. nigrita*, *Bembidion mannerheimi*, *B. biguttatum*, it indicates that the ecosystem losses character of the cyclic climax and that the local conditions approximated floodplain forests flooded by stagnant water. In such cases, the cumulative abundance of Carabids ranges between 200-300 ind./trap/year, exceptionally even 400-500 ind./trap/year.

For the bio-indication of changes in the floodplain forests ecosystems, the most significant criterion is change in the representation of ecological groups species; in particular, the changing proportion of representation of species showing different preferences for humidity. In Carabids, the accurate values of hygropreferendum of individual species are not known. However, based on comparisons and field observations, the Central European Carabidae species can be classified into eight groups. Their representation allows quantifying the running changes and can serve for the direct ordination of communities. The second significant criterion is the proportion of species requiring permanent shadowing

by tree vegetation, species indifferent to shadowing, and species requiring the non-forest ecosystems. An idealised natural Carabidae taxocoenosis of floodplain forests in conditions of cyclic climax should be characterised by a high proportion of polyhygrophilous species and by absence or low representation of the hygrophilous species like *P. anthracinus*, *P. nigrata*, *B. mannerheimi* and *B. biguttatum*.

In Dunajské Kriviny, occurrence of the hygrophilous Carabids strongly dropped in 1993 after the Danube damming. Some species disappeared after 1993, but representation of some more tolerant species, in particular *Carabus granulatus* (1993: 21,59%) and *Pterostichus niger* (1993: 25,52%) increased. Their increased occurrence lasted until 1995, when their abundance decreased again and, in 1997, these species were not recorded. In 1994, invasion of the xenocoenose species *Pseudophonus rufipes* started and culminated in 1995 (17,12% of individuals). This invasion was accompanied with occasional occurrence of several xerophilous species, particularly *Licinus depressus* and representatives of the *Amara* genus. During the whole monitoring, only the tolerant and little hygrophilous species, *Stomis pumicatus* showed a relatively stable occurrence (dominance of about 10%). The course of changes on Carabidae taxocoenosis from the starting point in 1989 to the state of 1997 is characterised by a continuous decrease in values of similarity of the one-year samples from 1990-1997 with the sample from 1989 (from 43-62% to 16-30%). In the whole by-passed stretch, this taxocoenosis was most affected by the post-dam changes.

In 1993 in Bodíčka Brána, the abundance and dominance of the more tolerant species, *C. granulatus* (11,11%), *Pterostichus melanarius* (25,90%), *P. niger* (24,26%) and *Stomis pumicatus* (3,89%), suddenly increased. At the same time, representation of all more hygrophilous species decreased. Abundance of all species decreased in 1994-1996. This was reflected by a decrease of the cumulative abundance of Carabids to 1/3-1/2 of values observed in 1993. The most affected were the most hygrophilous species, especially *Platynus assimilis*, *Clivina fossor*, *B. dentatum* and *B. sodalis*. Only populations of some less hygrophilous or more tolerant species like *P. strenuus*, *A. flavipes* and *O. obscurus* remained unaffected. Their abundance, in contrast, moderately increased in individual years. In this species, however, a significant role was also played by their small body size. Changes of abundance of some species, that is to say, reflect not only the changes of hydrological regimen, but also changes in food supply. The worst state of the community was observed in 1995. Since 1993, invasion of the euryecious and xenocoenous species *Trechus quadristriatus* started, which can be taken as a significant degradative change. Proportion of representation of individual species in 1997 indicates that a moderate improvement of humidity conditions in this locality happened. This trend is, however, very moderate.

In Kráľovská Lúka, representation of more tolerant or less hygrophilous species, *C. granulatus* (35,6 and 22,5%), *P. melanarius* (6,5 and 14,2%), *P. niger* (13,5 and 22,3%), increased in 1992 and this trend continued in 1993. The less hygrophilous *Epaphius secalis*, as a new species for this locality, was found in a considerable number. After a decrease in 1991, again increased the abundance of two less tolerant hygrophilous species, *Platynus assimile* and *Patrobus atrorufus*, whose dominance, however, decreased. After restarting of monitoring broken off in 1994 and 1995, a considerable decrease of the number of individuals occurred (from 1648 in 1993 to 636 in 1996, and to 396 in 1997). In 1996 and 1997 in the taxocoenosis only three tolerant species dominated *P. strenuus* (30,1% resp. 36,36%), *C. granulatus* (16,82%, resp. 19,19%), and *O. obscurus* (3,4% resp. 10,1%). Although representation of several hygrophilous species was low, or such species disappeared, the increased abundance and dominance of these three species contributed to an increase of similarity for the whole-year samples of 1996 and 1997 with the pre-dam sample for 1987. In 1996, an invasion of the xenocoenous *T. quadristriatus* was recorded, but this species retreated partly in 1997. Values of species similarity index of individual one-year samples with the sample from 1987 showed a stable trend. In contrast, values of the proportional similarity index and abundance similarity index strongly dropped in 1989, 1992, and 1993, as a consequence of the described changes. Within this locality, depending on local differences in humidity and small altitudinal differences (in the range of 50-60 cm) the spatial distribution of species strongly varied (ŠUSTEK 1995). After drying of the locality and retreat of polyhygrophilous species, the more tolerant species took their place in depressions, whereas the elevated places were considerably less populated.

In Istragov (the downstream-most situated monitoring plot in the by-passed zone) two small hygrophilous species, *Asaphidion flavipes* (47,7%) and *Bembidion femoratum* (15,36%), strongly predominated in 1989. Other hygrophilous species, *P. assimile* (15,5%), *P. strenuus* (5,7%), *C. granulatus* (3,6%), *P. atrorufus* (2,4%), showed a considerable dominance. From the ecological aspect, presence of polyhygrophilous species, *Europhilus fuliginosus* and *E. micans*, was important. A high dominance of moderately hygrophilous species before substantial changes of the hydrological regimen reflected the presence of sandy soil on the major part of this monitoring plot. In 1990-1992, the cumulative abundance of Carabids decreased to one half. This decrease was caused mainly by the sudden drop of abundance of *A. flavipes* and *B. femoratum*, but abundance of most other species also decreased to 2/3 - 1/2 of the previous state. Already in 1991, the abundance of *P. niger* suddenly increased. Similarly, a sudden increase of abundance of *P. niger* was observed on other monitoring plots two years later. During 1990-1992, a temporarily stabilised state arose, but it lasted only till 1993, when abundance of several moderately hygrophilous species strongly increased (*C. granulatus* from 58 individuals in 1992 to 320 individuals in 1993, *P. atrorufus* from 11 to 211 individuals, and *P. strenuus* from 24 to 222 individuals). In consequence, the cumulative abundance of Carabids increased more than twice, but in 1995 it dropped approximately to the level of 1992. Simultaneously the abundance of *Asaphidion flavipes* again strongly increased, while representation of most other species decreased, except for the moderately hygrophilous and tolerant *E. secalis*. In 1996-1997, the mutual proportion of all species returned to the pre-dam state recorded in 1990-1991, but the

cumulative abundance of Carabids was lower and continued to decrease. The flood of 1997 (caused by backwaters in the old river bed) again made the possible occurrence of some polyhygrophilous paludicolous species, like *Agonum moestum*, *Badister sodalis* and *E micans*).

**Ornithocoenoses** were originally characterised by a high diversity and density of species. The breeding ornithocoenosis of the Danube floodplain forests in the pre-dam period consisted of 104 species, among which several significant breeders were represented (*Milvus migrans*, *Aythya nyroca*, *Ixobrychus minutus*, *Ciconia nigra*, *Pernis apivorus*, *Alcedo atthis*, *Dendrocopos medius*). Changes caused in the ornithocoenosis of the Danube floodplain forests and in the whole Danube inland delta by the Gabčíkovo project were connected with extinction of a part of the arm system and, consequently by rise of a new biotope represented by the Čunovo Reservoir, as well as by adaptation of the persisting ecosystems on the new hydrological regime in the stretch between Dobrohošť and Sap. Processes, which are running in the ornithocoenosis of the Danube floodplain forests, are essentially influenced by silviculture and technology of felling.

Creation of the Čunovo Reservoir caused destruction and flooding of a complex of Danube floodplain forests, islands and arms at Bratislava, Podunajské Biskupice, Hamuliakovo, Šamorín and Čilistov. The breeding ornithocoenosis of that area before its deforestation consisted of 77 bird species. Among the more significant species, the black kite (*Milvus migrans*), hobby (*Falco subbuteo*), middle-spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*), and barred warbler (*Sylvia nisoria*) are to be mentioned. Construction of the Gabčíkovo power station and tailrace canal caused extinction of the Danube dead arms, whose significance, from the zoological aspect, exceeded the regional scale. The breeding ornithocoenosis before extinction of these localities consisted of 20 bird species. Some of them represented in Slovak conditions, from the viewpoint of genofond protection, species of all-Slovakian importance, e.g. little crane (*Porzana parva*) and ferruginous duck (*Aythya nyroca*).

After the Danube damming in October 1992, filling of the Čunovo Reservoir situated on the place of the former floodplain forests a new biotope arose – a water table of the surface of 38 km<sup>2</sup>. Already during the first years of existence of this new biotope, the reservoir appeared as a locality significant for migration and wintering of waterfowls. The migrating birds are attracted to a longer rest and greater concentration on the extensive water table. During the migration, flocks of cormorants, geese, ducks, divers, grebes, gulls and waders concentrate on the reservoir. Because the water table usually does not freeze during winter, many species of waterfowl hibernate there. For breeding of birds, an artificial island (of 5.5 ha) was built up in the centre of the reservoir, which is inhabited by colonies of black-headed gull (*Larus ridibundus*) and common tern (*Sterna hirundo*). Other expansive species include the tufted duck (*Aythya fuligula*), red-crested pochard (*Netta rufina*), yellow-legged gull (*Larus cachinnans*), and mediterranean gull (*Larus melanocephalus*). A similar process also runs in other localities in Slovakia (for example, the Sĺňava Reservoir near Piešťany).

After putting the Gabčíkovo project into operation, a redistribution of wetland biotopes important for birds started. Some localities (for example Istragov Island near Gabčíkovo) dried out, but in place of the cut-of dead arms, new wetlands arose (for example the Forrás marsh near Bodíky).

After putting the Gabčíkovo project in operation, two bird species ceased occurring as breeders in the arms system – sand martin (*Riparia riparia*) and common sandpiper (*Actitis hypoleucos*). Sand martin nested there in the banks of river arms. After putting the project into operation, the lateral erosion, even in its moderate forms, was stopped. The banks have been grown and became unsuitable for nesting of sand martin. Similarly the nesting biotopes of common sandpiper, which nested on the gravel-sandy banks, have grown and also became unsuitable for its nesting.

The Istragov locality fulfilled an important role as a hunting territory for herons (first of all for great white heron (*Egretta alba*), grey heron (*Ardea cinerea*), and black stork (*Ciconia nigra*)) at the time during chicks fledging and before migration. At low water level the birds used the extensive terrain depression with stagnant shallow water for easy hunting of food. This phenomenon also occurred in other parts of the arms system, but in Istragov it occurred most frequently. In August and September, often 200 herons and some tens (70-80) of black stork hunted there at the same time. After the change of water regimen this phenomenon disappeared in this stretch of the Danube. The Forrás marsh serves, at present, for birds nesting in littoral vegetation, especially reeds (BOHUŠ 1999).

In spite of the changes that have been observed in the ornithocoenosis, the whole area of the Danube arm system with floodplain forest and a mosaic of marshy biotopes, represents, from the ornithological viewpoint, even at present, an area exceeding the regional significance. It is desirable to begin its re-naturalization.

The species composition of the **mammal fauna (Mammalia)** did not change essentially after construction of the Gabčíkovo project, but changes in its structure appeared. Taxocoenosis of small terrestrial mammals consists of *Sorex araneus*, *Apodemus flavicollis*, *Clethrionomys glareolus*, *Sorex minutus*, *Crocidura leucodon*, *Crocidura suaveolens*, *Microtus arvalis*, *Microtus oeconomus*, *Pitymys subterraneus*, *Apodemus sylvaticus*, and *Micromys minutus*. The anthropogenous factors support spreading of *Microtus arvalis* and *M. musculus*, which are unoriginal there.

The basis of small mammal taxocoenosis consists of four species, *Apodemus flavicollis*, *Sorex araneus*, *Clethrionomys glareolus*, and *Apodemus sylvaticus*, among which the tree first universally forest species strongly predominate. The flood or their absence has a determining influence on the dominance structure of this synusid dominance structure

changes particularly along the humidity gradients. The most flood-resistant species is *A. flavicollis*, but populations of *S. araneus* and *C. glareolus* also quickly regenerate after floods. In the absence of floods, *C. glareolus* becomes the absolutely dominant species whereas dominance of *S. araneus* and to certain degree also of *A. flavicollis* declines. Decreased ground water level results in reduced trophicity of biotopes and, as a consequence, in reduced cumulative abundance and biomass of small mammals.

It is obvious that mammalian taxocoenoses in the within-dike zone survive the long-termed stress manifested by a long-termed autodomiance of the single species *C. glareolus*. Ten years after the Danube damming, the population of *C. glareolus* considerably increased to the detriment of *A. flavicollis*, which together with *S. araneus* and *C. glareolus* represented 80-90% of biomass of micromammalia. In the pre-dam conditions, the floods reduced the population of *C. glareolus*, because its ability to save from floods by ascending wooden plants is much smaller than in *A. flavicollis*, which predominated there in the past. This state is also undesirable for the reason that *C. glareolus* is a serious competitor for the space and food resources for the relict and endangered species *Microtus oeconomus*, whose population size decreased so critically after putting the Gabčíkovo project in operation that its survival in Slovakia is put into question. *A. flavicollis* was not such a serious competitor for *M. oeconomus*, because it eats mainly various seeds. From this reason, in the past *M. oeconomus* occurred, although not abundantly, in all suitable habitats in the entire within-dike zone and its population very quickly regenerated after the floods.

In the situation, where floods elevating the water level by 30-40 cm for a short time are simulated in an improper time (and do not fulfil other functions, especially input of nutrients), they can damage the most valuable and sensible elements of the small mammal fauna for which it would be more desirable to maintain a stable water table during the whole year. Flooding does not have a negative impact on small mammals in autumn (but at that time the floods are untypical) when they cannot damage the nests of the relict and critically endangered *M. oeconomus* with litter. Its abundance strongly decreases in the localities in the within-dike zone and, at present, *M. oeconomus* no longer occurs in most localities. The primary cause of this was the drying of the whole arms system in winter 1992-1993, when even the last bodies of stagnant water froze to bottom. Similarly, the porous sandy soil with the not deeply constructed nests of *M. oeconomus* also froze. In these places, *M. oeconomus* never could construct deep holes because of a high level of ground water, which however helped to maintain the soil temperature above the ice point. Due to frost and low ground water level, the nests of small mammals, particularly of *M. oeconomus*, on the margins of surface waters and their inhabitants froze. The competitors, *Apodemus flavicollis*, but mainly *Clethrionomys glareolus* were not affected in this way, because the major part of their populations had nests in drier and higher situated places and successfully hibernated. In the next growing season, *C. glareolus*, having successfully hibernated and having born a new generation began to spread into the places originally inhabited by *M. oeconomus*, where it forced out the last hibernated individuals. Later, no more floods came, which helped to reduce the population of *C. glareolus*. The third factor contributing to reduction of the already decimated populations of *M. oeconomus* was simulating of floods in the spring. Increase of the water table in the arms affected only the species reproducing in vicinity of the water bodies, especially *M. oeconomus*.

Another change in the present-day within-dike zone is absence of *S. araneus*, the third most abundant species of floodplain forests.

The arm system represents in its present state an ideal habitat for **beavers**. The Čunovo Reservoir is, however an invincible barrier for beavers. Therefore the beavers cannot colonise the ideal biotopes in the arm system, though the population in Borská nížina lowland increases every year. In 2002, only 3-4 territories inhabited by beaver were recorded in the arm system, a reproducing pair inhabited one of them. We presuppose that these beavers immigrated there through Little Carpathians and then downwards along brooks and further via Dudváh, Čierna Voda and Vážsky Dunaj rivers, and finally, in the upstream direction, penetrated the arm system (two another beaver territories were also recorded at the Malý Danube).

**It can be concluded** that the most serious changes in the terrestrial fauna were recorded in the monitoring plot Dunajské Kriviny near Dobrohošť, situated close to the beginning of the by-pass canal. Draining effect, loss of the original hydrological regime and absence of floods caused profound changes in its ecosystem. The water level in the upstream-most part of the water supply canal, supplying floodplain, is too low and insufficient for the correct function of the watering and flooding of this monitoring plot. The last flood in pre-dam conditions, which influenced a major part of this monitoring plot, was in 1991. The first flood after damming the Danube was in 2002. The underwater weir in the old Danube riverbed at Dunakiliti, which could improve this situation, was finally constructed 2 km upstream, at Dunakiliti. Originally, a typical Ulmeto-Fraxinetum Populetum association covered this monitoring plot. The upper layers of soil profile consisted of thick layers of deposited sands. Soil moisture ranged from 15%-25%. After 1992, the draining effect of the old Danube caused a loss of surface waters, a decrease of ground water level, and a decrease in soil moisture to 0-20%. Since 1992, the ground water level has stabilized, with minimal fluctuations at a depth of 4,2 m (2.5-3.3 m in 1992). Conditions for a hardwood forests arose. In general, the proportion of hygrophilous and typical species decreased. On the contrary, the xenocoenous invaded this locality. A moderate increase in soil moisture after simulated flooding positively influenced the communities of edaphic animals (Acari, Oniscidea, Chilopoda) and, to limited degree, of taxocoenoses of epigeic organisms (Coleoptera, Heteroptera). The small terrestrial mammals also indicated an improvement of soil moisture. The existing data do not allow saying whether the moderated aridisation

observed in the last years of the monitoring represents a permanent trend or a climatically caused fluctuation swing. At present the terrestrial communities in this monitoring plot belong to the most degraded in the whole area monitored. The adaptive process towards a hard-wood floodplain forest move forward only slowly.

The monitoring plot Bodfeka Brána situated in the downstream part of the by-passed area represents an elm-ash stand with admixed poplars and willows, with a higher soil moisture (25-35%) and ground water level at the depth of 2 –2.5 m. Clear-cutting of a part of the poplar cultivars stand caused an undesirable opening of this stand. This resulted in changes in composition of the herbage and shrub layer and, subsequently, in communities of terrestrial animals (penetration of the open-landscape species, decrease of occurrence of hygrophilous species and increase of mesohygrophilous and euryecious species). Many of the hygrophilous species (Coleoptera, Mollusca) occur close to the threshold of their observation possibility. Decrease of occurrence of a part of species stopped or even reverted in the last year of the monitoring and abundance of some hygrophilous species (Coleoptera, Lepidoptera, Oniscidea, Chilopoda) increased again. The euryvalent and moderately hygrophilous species of butterflies (Lepidoptera) maintain their high dominance. In spite of the observed changes, the state of the communities can be still taken as reversible (re-increase of abundance of some hygrophilous species). It seems that during the last two years of the monitoring the structure of the communities returned into the state, that arose immediately after diversion of the Danube. Durability of this trend is, however, hardly predictable and it depends on interaction of soil moisture, timber exploitation and fluctuation of climatic factors.

The monitoring plot Bodfily – Kráľovská Lúka has, in the by-passed zone, the largest distance from the flowing arms. It was regularly flooded each year (sometimes even twice a year) and until 1992 it fully depended on the floodwater. Until 1997, decrease of the ground water level and drying of the marshy shore zone were observed in dry years. The plesiopotamal in the core of this plot separates the obviously drier habitat situated closer to the dike and grown by a poplar monoculture from a humid softwood floodplain forest (*Salici-Populetum*). Changes in species composition signalise instability of conditions. However, the general trend of decreasing species diversity (Oniscidea, Coleoptera) and the increase of dominance of mesohygrophilous, tolerant and xenocoenous species (Mollusca, Coleoptera) continues in spite of the fact that this trend slackened or even stopped in some taxocoenoses (Chilopoda, Lepidoptera). It signals slackening or even stopping of the negative succession trends in general. It is, however, obvious that this slowing down is a consequence of two more humid growing seasons in the last years. In addition, a long-term flood occurred in the growing season of 1997. In general, the succession of taxocoenoses runs in the direction toward the communities being characteristic of drier types of softwood floodplain forests. Within the framework of locality, the spatial distribution of species strongly changed depending on moderate variations of surface altitude (about 50-60 cm). After the drying and retreat of the polyhygrophilous species, the more tolerant species replaced them in the depressions, while the more elevated places became less inhabited. The changes in the ornithocoenosis do not result only from operation of the Gabčíkovo project, but they were also caused by another significant factor – the system of silviculture.

The locality Istragov, situated in the downstream-most part of the by-passed area, belonged until 1992 to strongly hygric biotopes of the softwood floodplain forests (*Salici-Populetum myosotidetosum* JURKO, 1958) with more patches grown by alders. Close to the old Danube, the poplar monocultures were situated. These were gradually clear-cut during the time of monitoring. A layer of alluvial sand covered the locality. After the Danube damming and decrease of discharge in the old riverbed, the ground water level sunk, the soil moisture in the surface layer decreased by about 15%, extent of shallow flooded depressions was reduced, and a xeroseries began to develop (LISICKÝ 1995, ŠEVČÍKOVÁ 1997). Even in the lowest places, the secondary succession runs to the drier variety of the flood-plain forests community (*Salici-Populetum typicum*). The large scale cutting of poplars and opening of the stands contributed to drying of the locality. Retreat of the species indicating marshy habitats or polyhygrophilous species (Mollusca, Coleoptera) was recorded in the taxocoenoses of terrestrial animals. They were replaced by moderately hygrophilous forest species. It indicates the drying trend on the locality. These changes were connected with massive felling to clear-cutting of the stand and subsequent changes in other layers of ecosystems. The trend of a strong retreat of polyhygrophilous species and aridisation, however, slowed down in some animal groups (Mollusca, Lepidoptera) in 1996, and the adaptive succession changes (Mollusca, Chilopoda) are slower in comparison with the vegetation. From the representation of individual ecological groups of species the ecosystem in Istragov seems to be less affected among the other monitored localities.

#### **Aquatic fauna, eupotamon (taxocoenoses of the Danube old riverbed)**

In the **potamoplankton** of the old Danube, the average proportion of euplanktonic Crustaceans decreased to a certain degree. This is a result of reduced reproduction of planktonic Crustaceans in the arm system and, thus the reduced drifting into the old riverbed. In the first two post-dam years the euplanktonic species more (Cladocera) or less (Copepoda) retreated in the old Danube in the annual averages, whereas the quantitative proportion of tychoplanktonic (benthic and littoral) species remained unchanged or increased (ILLYOVÁ, 1996, VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999). Among the Cladocera, these were the species *Alona quadrangularis*, *A. affinis*, *A. rectangula*, *Macrothrix hirsuticornis* and *Chydorus sphaericus*; and among the Copepoda *Nitocra hibernica* and *Eucyclops serrulatus*. Quantitative proportion of pseudoplankton was (similarly as before the Danube damming) larger in the profile at Dunajské Kriviny than in the profile at Gabčíkovo. It is, however, to be noted that in individual samples the quantitative proportion of both compared ecological groups fluctuated and the proportion of the true plankton in the old riverbed depended on their drifting from

the arms of the parapotamal or plesiopotamal type situated upstream of the monitored profile (VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999).

Influence of the Danube damming was reflected by an intense change in the taxocoenoses of the **micro- and macrozoobenthos** (MATIS, TIRJAKOVÁ 1995 a, b). First of all, the proportion of the terrestrial species (of the genus *Colpoda*) increased. They get into the river by drifting after terrain preparation of the Čunovo Reservoir. The strongly reduced discharge and the lowered water table in the old Danube, and filling of the Čunovo Reservoir with water resulted in forming of taxocoenoses characteristic for waters in which decaying processes, bound with a sudden development of bacteria, are running. It was reflected by increased abundance and diversity of Infusoria and Flagellata. In consequence of these changes, the character of biotopes changed. The flow velocity decreased and some river stretches were isolated and changed into stagnant water bodies in which typical taxocoenoses began to be formed. In the through flowing arms the species diversity and abundance enriches particularly by Flagellata and Infusoria. The stretch upstream of the damming (locality Kopáč) does not change apparently, and the number of species and low abundance characterize the original river conditions. In this first period after creation of the reservoir, some rare species appeared, among which some species (*Stentor multiformis*, *Balantidioides bivacuolata*) were recorded in Slovakia for the first time. In the old Danube species diversity and abundance of some monitored groups increased, particularly of Mastigophora. It was caused by decrease of the flow velocity and increased sedimentation. The increase in the number of terrestrial species (*Colpoda cucullus*, *C. inflata*, *Leptopharynx costatus*, *Colpoda steinii*) is also striking. It indicates that the river brings a lot of sediments, and its bottom is silted. After the Danube damming, stabilisation of taxocoenoses showing high diversity and abundance started. These taxocoenoses become more similar to those of permanently discharging arms. The species diversity and abundance decrease in the direction from Dobrohošť to Istragov (KRNO et al. 1999) due to changes in the bottom substrate. In the locality Klúčovec, in pre-dam conditions, the abundance of Infusoria remained on a low level all year. The influence of damming was recorded after the year 1993 when a striking increase of abundance was recorded. A high abundance was also observed in the following years due to more stable riverbed.

Among the **macrozoobenthos**, the representatives of permanent fauna and Chironomidae predominate at the expense of other temporal fauna. Change in hydrological regime caused differentiation of the original bottom into two stretches. In the upstream stretch, to which the profile at Dunajské Kriviny belongs, the decrease of flow velocity caused stabilisation of the originally moveable bottom. The changed abiotic factors allowed the algae to form the rich growths on the stable gravely bottom. In the downstream stretch, at Istragov, where the backwaters reach, or at Sporná Sihot', where the regular daily fluctuations of the water level occur, the benthic communities changed profoundly. After the changes of the bottom substrate and hydrological regime (strong decrease of discharge and flow velocity), the original benthic community was destroyed. In the first years nearly no zoobenthos occurred on the bottom. Only later a new benthic community started to be formed (KRNO et al., 1999). After the decrease in the water level of the old Danube we observed a mass occurrence of dying benthic macro fauna of the bare riverbanks.

The monitoring of the **permanent fauna** (KOŠEL, 1995b; KRNO et al., 1999) showed that abundance of Gastropoda increased in the upstream stretch (Dunajské Kriviny – Gabčikovo) (KOŠEL, 1995a). The highest increase was observed in all previously dominant species *Ancylus fluviatilis*, *Lymnaea ovata* and *Bithynia tentaculata*. The following new species were recorded there: *Nais christinae* (Naididae), *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Potamothenis vejdyovskyi* (Tubificidae), *Gammarus roeseli* and *Chaetogammarus tenellus* (Amphipoda). Decrease was observed in *Dendrocoelum lacteum* (Hirundinea) and *Dikerogammarus haemobaphes* (Crustacea). After 1995, the species diversity of the permanent fauna increased. The mollusc *Lithoglyphus naticoides* spread in the Danube. At the same period, a striking shift in the proportion of food guilds from filtrators to scrapers (algophages) was recorded. This indicates a high increase of periphyton in the river and transition of the flow metabolism from heterotrophy to autotrophy. Abundance and biomass of the pontocaspian crustacean species also increased (*Jaera istri*, *Corophium curvispinum* and *Dikerogammarus villosus*). The Tubificidae family increased among Oligochaeta. The scrapers *Dikerogammarus haemobaphes*, *Dikerogammarus villosus* and *Corophium curvispinum* (Amphipoda), eaters of fibrous algae (*Jaera istri* - Isopoda) and representatives of the Naididae family living on algal growths became dominant. The fine sediment between the gravel becomes a suitable biotope for the species of the Tubificidae family (*Limnodrilus* spp., *Potamothenis* sp.) inhabiting the muddy substrates. Due to the increased food supply, abundance and biomass of the above groups increased several times.

In the Danube downstream part at Istragov the species diversity of the **permanent benthic fauna** decreased. Some previously dominant species disappeared and some new species of Oligochaeta, (species of the *Limnodrilus* genus bound to muddy substrate) began to occur and their abundance gradually increased. The stagnophilous species, *Asellus aquaticus* and *Limnomysis benedeni* (Crustacea), appeared as new species. After 1995 previously dominant Cladocerans disappeared and some new representatives of Oligochaeta appeared which did not occur at all or occurred only in a limited extent, for example the *Limnodrilus* species bound to muddy substrate. Their abundance gradually increased. After the complete change of substrate character and water regime (decreased flow rate and velocity), the original benthic community was destroyed. In the first years after changes the bottom remained without zoobenthos. Only later a new benthic community began to be formed. This was characterised by an absolute predominance of Oligochaeta and species *Limnodrilus claparedeanus* and *Limnodrilus hoffmeisteri*, which are not original in this type of biotope.



In the second half of 1995 a considerable decrease of abundance of the macrozoobenthos permanent fauna was recorded in the Danube stretch Dunajské Kriviny – Gabčíkovo. These changes are connected with construction of the submersible weir in the Danube at Dunakiliti, which caused a strong water turbidity and covering of the bottom with fine sediments. In 1996, fluctuation of water level in the riverbed caused denudation and flooding of the ripal depending on supplying the arms on the Hungarian side with water. Because the flood waves lasted shortly, the benthic fauna in the ripal zone was relatively poor.

Similarly to the regulated downstream of Rhône (FRUGET, 1991), except from Chironomidae, the species *Baetis fuscatus*, *Caenis luctuosa* (Ephemeroptera), *Psychomyia pusilla*, *Hydropsyche modesta* and *Ceraclea dissimilis* (Trichoptera) (Tab. 5.8) predominate in the Danube temporary fauna after 1992. Later, for instance in Rhein (TITTIZER et al., 1989), more substantial changes in the macrozoobenthos did not occur in spite of improvement of water quality. Similarly, as in the Danube, it is connected with reduced geomorphologic diversity of the river and its contact with the arm system. This is also reflected in the considerably reduced heterogeneity of hydro systems (FRUGET, 1992), and impairment of functional integrity in linking of the river with the river arm system. Since 1993 the taxocoenoses of Ephemeroptera have been strongly, qualitatively and quantitatively, impoverished in the old Danube, where only two eurytopic species, *Baetis fuscatus* and *Caenis luctuosa* (rarely *C. macrura*), continued to occur. Both these species have replaced the species *Caenis pseudorivulorum* in the old Danube between Dobrohošť and mouthing of the tailrace canal into the Danube at Sap village. The fauna of caddisflies consisted of representatives of two genera - *Hydropsyche* and *Psychomyia* – similarly as in regulated European big rivers Rhône (BOURNAUD et al., 1990) and Rhein. Proportion of algophages (*Psychomyia*) increased on detriment of filtrators (*Hydropsyche*). At the same time, the species *Hydropsyche contubernalis* and *H. bulgaroromanum* were replaced by the species *H. pellucidula* and *H. modesta* (KRNO et al., 1999). Later the species *Rhyacophila dorsalis* also appeared. The former species are typical of smaller water flows, as the old Danube has become. Stabilization of the bottom and a better trophicity in 1994 and in the first half of 1995 made possible a considerable increase of mayflies and particularly caddisflies.

The Danube damming caused a strong increase in the number of recorded chironomid species after 1992 (KRNO et al., 1999). While in 1990-1992 we recorded 6 species, in 1993-1995 their number increased to 18, which was caused by changed hydrologic conditions. In consequence of reduced discharge and decline of flow velocity, the bottom was stabilised to certain degree. It made possible colonisation of several new species, for which the previous extremely lotic conditions were unfavourable. Abundance of originally predominating species *Chironomus* gr. *fluviatilis* moderately decreased, whereas abundance of some originally rare species increased considerably (*Microtendipes* gr. *chloris*, *Chironomus* gr. *reductus* and *Chironomus* sp.). The species *Cryptochironomus* gr. *defectus* and *Dicrotendipes nervosus* belong to species, which have preserved their original frequency and abundance. Decline of flow velocity in old Danube caused settling of a 0.5 m thick layer of clay-sandy sediments, which were not inhabited by aquatic insects, except for chironomids (*Chironomus* gr. *fluviatilis*, *Chironomus* gr. *reductus*, *Cryptochironomus* gr. *defectus*, *Endochironomus* sp., *Polypedilum* gr. *nubeculosum*) and the stagnicolous and psamophilous species *Ephemerella vulgata* (Ephemeroptera).

While in the pre-dam Danube the temporary fauna formed, in annual average, about 30% of the cumulative abundance of macrozoobenthos, in the old Danube this value decreases under 10% (years 1998-2001), which is an analogy with its natural representation of the Danube arms. In autumn 2001 the simulated flood very positively influenced the caddisfly fauna. The genus *Hydropsyche* represented by *H. incognita* and several other species have reappeared (Tab. 5.1).

From the viewpoint of occurrence of fish it is important that putting of the Gabčíkovo project in operation caused a considerable reduction of flow rate in the old riverbed, slowing down of the flow velocity, shift of bank line into middle of the old riverbed, shallowing of the littoral, and, at Istragov, covering of riverbed by muddy sediments. In consequence of this the littoral zone does not more offer natural covers to the fish. These changes are reflected in a reduction of the abundance and species diversity of the ichthyocoenosis. The species number decreased from 19 species recorded in 1991-1992 to 7 species in 1993. Lack of cover and covering of the littoral by muddy sediments and the littoral monotony caused that this locality is not searched by the rheophilous species, but the eurytopic species. Among the species, which were not recorded after 1993, 9 species were rheophilous (*L. lota*, *G. baloni*, *B. barbatus*, *C. gobio*, *L. cephalus*, *L. idus*, *G. kessleri*, *G. albipinnatus*, *L. leuciscus*, *L. idus* and *B. barbatulus*), and 8 eurytopic (*A. alburnus*, *A. bjoerkna*, *C. auratus*, *C. carpio*, *E. lucius*, *S. lucioperca* and *P. fluviatilis*, *P. marmoratus* [ČERNÝ (1999)]).

It is to be stressed that the critically endangered species, requiring attention, have disappeared the *Gobio kessleri* and the wild form of *Cyprinus carpio*, endangered *Gymnocephalus baloni* and the species *L. idus* and *L. lota*. Reduction of population size of *Chondrostoma nasus* and *Stizostedion lucioperca* is also a warning.

#### Parapotamon (communities of the parapotamal type river arms)

After putting the project in operation, the hydrological regime in the floodplain river arms, situated upstream of the port of Gabčíkovo (they belong to system of Vojka, Šufany, Bodíky and Baka) is considerably different from the regime in the arms situated downstream from the Gabčíkovo port towards village Sap. While the arms upstream became supplied with water from the intake structure near Dobrohošť, the arms downstream are not artificially supplied with water. But the downstream arms are relatively intensively influenced by the backwater from the confluence of the old Danube with the Gabčíkovo tailrace canal. Since putting the water supply into operation, this difference is also reflected in the composition of the planktonic crustaceans. In the upstream arms the true plankton abundance of the planktonic

crustaceans retreat and the entire zooplankton decreased, while the percentage of tychoplanktonic species increased (among cladocerans mainly *Alona guttata* *A. rectangula*, *Chydorus sphaericus* and *Disparalona rostrata*, among copepods *Nitocra hibernica*). In 1995 low abundance of euplanktonic crustaceans and mostly also dominance of tychoplanktonic forms continued to persist (VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999).

In the Istragovské Rameno arm, not artificially supplied with water, a quantitatively rich crustaceoplankton with a strong representation of euplanktonic species, above all the copepods, survived. Among the euplanktonic cladocerans the dominant species were *Bosmina longirostris* or *Diaphanosoma orghidani*, among copepods mostly *Cyclops vicinus*, *Acanthocyclops robustus* or *Thermocyclops oithonoides*. It was caused by sporadic flow in the arm, which was mostly filled by stagnant water with the water level fluctuation dependent on of the backwater level fluctuation. Increased proportion of the tychoplanktonic forms, in comparison with the past, results, according to our opinion, from the accelerating terrestrialization, shallowing and overgrowing of the arms.

In the arms of the parapotamal-type (former dead arms) between Dobrohošť and Gabčíkovo (river km 1840-1820), the average abundance and biomass of the zooplankton, particularly of the planktonic crustaceans, considerably decreased after the Danube damming. Percentage of euplanktonic crustaceans considerably declined and the tychoplanktonic (littoral and benthic) species became dominant. These changes result from the transformation of the periodically discharged arms, which were favourable for existence of planktonic crustaceans, into the permanently discharged arms, which offer considerably worse conditions for zooplankton, particularly for the planktonic crustaceans. Such a situation also persisted in the arms of the system of Vojka and Šulany in 1995 and in the next years. Some increase of abundance and biomass of the zooplankton, particularly the planktonic crustaceans, in the downstream part of the former system of Baka indicated light improvement of abiotic condition for the zooplankton in the downstream part of the flowing arms (VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ, 1999).

The conditions in the arms of the parapotamal type in the stretch between Gabčíkovo and Sap are similar to the pre-dam state in spite of the fact that they are situated in the by-passed area. Due to it they are more favourable for development of euplanktonic crustaceans. The euplanktonic species mostly continue to predominate over the tychoplanktonic species.

In the upstream part of the Danube arm system (Bodíčka Brána) supplying with water from the reservoir created rheophile conditions, which reduced species diversity of the micro- and macrozoobenthos. The communities reacted to the change of the arm character by destabilised structure (KRNO at al., 1999). The communities of the macro- and microzoobenthos in the discharged arms not supplied artificially with water (Istragov) are characterised by the typical inhabitants of sapropel and muddy substrate, which predominates in this locality (KRNO at al., 1999). In the permanent fauna inhabiting gravel-sandy littoral of the upstream part of the arms with flowing water, representation of Oligochaeta considerably decreased in the turn of 1992 and 1993. At that time Tubificid species and *Hypania invalida* (Polychaeta) disappeared. Among the Oligochaeta, only species of the Naididae family, inhabiting periphyton and showing ability of a quick recolonisation and some amphibiotic species, survived. Recolonisations of other components of the permanent fauna run by means of drift. Recolonisation was relatively quick as indicated by the species diversity, which increased almost twice within two months. Representation of the higher crustaceans (Amphipoda, Mysidacea) was considerably lower. Among the Oligochaeta, the species of the Naididae family predominated in the spring sample, similarly as in the old Danube. In 1995, the dominant were Amphibiotic species, moveable Amphipods and among Oligochaeta the species of the Naididae family with a short live cycle. Later, the Amphipods took the dominant position in the permanent fauna on the gravelly substrate. In 1997 the species diversity increased. The Amphipods showed a high abundance in summer and autumn. Also *Jaera istri* (Isopoda) reached a high abundance.

After 1992 the permanent water flow in the arm system of Bodíky, supplied with water, made possible occurrence of the rheophilous species of the temporary fauna (Tab. 5.1). The frequent denudation of the littoral zone in the arms, caused by fluctuation of water level, was reflected by changes of inhabiting aquatic fauna (KRNO et al., 1999). Under the new rheophilous conditions the typically stagnicolous mayfly *Caenis horaria* is gradually replaced by *C. luctuosa*. The more regular occurrence of mayflies *Baëtis fuscatus*, *Caenis luctuosa* and caddisflies *Athripsodes cinereus*, *A. albifrons*, *Oecetis furva* and *Anabolia* spp. indicate the permanent water supply of arms, belonging originally to the plesiopotamal type, supplied by the surface and ground water. On the contrary, the stagnicolous taxa like *Caenis simile* (Ephemeroptera) and *Cynurus* spp., *Oligotrichia* spp. and *Mystacides azurea* (Trichoptera) retreat. Among the dragonflies, the pioneer species *Anax imperator* and *Libellula quadrimaculata* were recorded in 1993. In the years 1994-1995, both the rheophilous (*Calopteryx splendens*, *Platycnemis pennipes*) and stagnophilous species (*Enallagma cyathigerum*, *Coenagrion puella*) occurred in the locality. Structure of the Chironomid taxocoenosis changed in comparison with the year 1992. The species *Potthastia longimana*, *Paracladius conversus*, *Endochironomus* gr. *signaticornis*, *Endochironomus* sp., *Glyptotendipes* gr., *Polypedilum convictum* and *Micropsectra junci* appeared here. On the contrary we did not record the species *Macropelopia nebulosa*, *Chironomus* gr. *fluviatilis*, *Ch.* gr. *salinarius*, *Dicortendipes* sp., *Paratendipes intermedius*, *Stictochironomus* sp., *Paratanytarsus* gr. *lauterborni* and *Tanytarsus* sp. In 1994, a strong invasion of phytophilous species *Glyptotendipes* sp. and *Polypedilum exectum* continued. These species found suitable life conditions on the algal growths on the gravelly substrate and they became most abundant there. In 1995, the species composition of chironomid taxocoenoses also indicated seasonal changes of hydrologic conditions: in spring, the rheophilous conditions (more water flows into the arm system) were indicated by occurrence

of *Cricotopus bicinctus*, while in autumn (less water) presence of *Microtendipes chloris*, *Glyptotendipes gripekoveni* a *Chironomus* gr. *thumi* indicated hydrological conditions similar to the stagnant waters, which are preferred by these species. After 1995 more rheophilous species of the temporary fauna (rheophilous Danube species *Heptagenia sulphurea*, *Serratella ignita* and *Psychomyia pusilla* typical particularly of the eupotamal) began to occur in the through-flowing arms. The caddisfly *Enomus tenellus* strongly retreated in all arms supplied with water. After 1995, the rheophilous species dominated in the chironomid taxocoenoses: in spring *Orthocladius thienemanni*, *Cricotopus bicinctus*, *Rheotanytarsus* sp., and *Pottastia gaedii*, while in the second half of the year *Microtendipes chloris*, *Glyptotendipes pallens* and *G. gripekoveni*, which prefer the stagnant waters (KRNO et al., 1999).

Similarly as in the Danube old riverbed, significant changes in structure of the aquatic fauna also occurred in the river arms, which were not artificially supplied with water (Istragov) or whose water supply has not been solved yet. In the arm in Istragov, which was through flowing in the past and was without macro-vegetation, the submersion vegetation (*Potamogeton pectinatus*) began to occur sporadically. This is caused by the fact that (similarly as in the arm in Sporná Sihot') the water can flow into the arm only through its downstream mouthing into the old Danube at times of higher backwater. Therefore there is no significant flow in the arms, which could inhibit development of macro-vegetation. The gravely bottom is covered by muddy-sandy-clayey sediment with organic detritus.

In the permanent fauna of the arms in Istragov, the representatives of the Tubificidae family (*Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. claparedeanus*) take a dominant position and reach a high abundance and biomass. In summer 1997, after high discharges, Amphipoda represented by the species *Dikerogammarus bispinosus* and *Corophium curvispinum* appeared in the old river bed, but they were not recorded in the autumn. It confirms that under the existing hydrological regime in the arms they do not find suitable life conditions.

Temporary fauna (Tab. 5.2) was represented in the Istragov area mainly by the chironomid larvae represented mostly by four species of the genus *Glyptotendipes* and by *Chironomus* gr. *fluviatilis*, *Procladius* sp., and *Cladotanytarsus* gr. *mancus*. Abundance of individual chironomid species radically decreased in 1995. The species of the genus *Glyptotendipes* disappeared, and the species of the genus *Chironomus* occurred only sporadically. Only species of the genera *Cricotopus* and *Procladius*, *Cladotanytarsus mancus* (in spring), *Cryptochironomus defectus* and *Chironomus* gr. *semireductus* continue to occur there. Also the number of species of dragonfly larvae decreased. After 1996 only moderate changes occurred. The three disappeared species of chironomids (*Cricotopus* sp., *Chironomus* gr. *thumi* and *Cryptochironomus* gr. *defectus*) were replaced by 2 new species (*Endochironomus* gr. *nymphoides* and *Paratanytarsus* gr. *lauterborni*). When compared with the year 1992, an increase of abundance was recorded in the species *Chironomus* gr. *plumosus*, *Polypedilum* gr. *pedestre* and particularly in the predaceous species *Tanytarsus kraatzi*. In the following years the chironomid community stabilised and the accessory species *Eukiefferiella devonica*, *Brillia modesta* and *Rheotanytarsus exiguus* also occurred. The species diversity of the dragonflies was low. Among the original number of 3 species, only the eurytopic subspecies *Ischnura elegans elegans* continued to occur there. From the viewpoint of neuston (HALGOŠ 1999), this biotope seems to be little favourable. During the years mentioned, only several individuals of *Aedes vexans* and *Aedes sticticus* occurred sporadically. An interesting finding was made in September 1998 (KRNO et al., 1999). After a strong decrease of water level in the arm and subsequent quick development of aquatic vegetation, a mass occurrence of *Anopheles maculipennis* s.l and sporadic occurrence of *Culex hortensis* and *Culex pipiens* was recorded. This indicates stabilisation of life conditions.

In the arm near Bodíčka Brána, we registered the quantitative changes in ichthyocoenosis structure, namely in the decrease of proportion of economically valuable species, particularly of the predators. Out of impact of the Gabčíkovo project it is explained mainly by illegal fishing. The illegal fishing, which decimated the ichthyocoenosis of the arms of the system of Bodíky, was realised mainly in autumn 1992, at the time of very low water levels and after putting the Gabčíkovo project into operation. The observed changes were moderated by the supply of water from the by-pass canal. Decrease of abundance and species diversity of fish (from 19 species in 1990 to 8 species in 1994) was recorded at the time of the Danube damming when a substantial part of ichthyocoenosis emigrated at low water levels and the remnant was caught by poachers. After construction of culverts (cascades) in the arm system, the re-immigration of fish from the old Danube was inhibited, but after beginning to supply the arms with water from the by-pass canal, the composition of ichthyocoenosis stabilised to certain degree (ČERNÝ 1999).

#### **Plesiopotamon (communities of arms of the plesiopotamal type)**

In the medial zone of the plesiopotamal type arms predominated in the **Copepod** taxocoenoses the euplanktonic species (mainly *Eudiaptomus gracilis*, *Cyclops vicinus*, *Acanthocyclops robustus*). In the **Cladocera** taxocoenoses the littoral, i.e., tychoplanktonic forms (mainly *Chydorus sphaericus* and *Simocephalus vetulus*) predominated in the first period after damming the Danube. Later, the percentage of tychoplanktonic forms continued to increase not only in the Cladocera, but also in Copepoda. In 1996-1997, the tychoplanktonic Cladoceran species *Chydorus sphaericus* and euplanktonic species *Bosmina longirostris* dominated there. Among copepods, *Thermocyclops oithonoides* dominated in 1996, similarly as in the previous period. In 1997 more euplanktonic species occurred. The littoral species *Eucyclops serrulatus* was also dominant (VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999).

In the former arms of the plesiopotamal type in the by-passed stretch, if they have not been dried off in consequence of decrease of the ground water level in pre-dam conditions, a rich-in-species taxocoenosis of planktonic **Crustaceans**

survives. In this taxocoenosis the proportion of tychoplanktonic species increases and contributes to an increase of the overall species diversity. This is a consequence of the natural process of ageing, overgrowing, and terrestrialization of these water bodies. This process is, however, accelerated by simulated floods, which have a lower periodicity and intensity than natural floods. In the arms on the south-eastern margin of Bratislava and immediately downstream from Bratislava (on both sides of the Čunovo Reservoir), in which a quick terrestrialization was to be expected, the water table was stabilised due to an increase of the ground water level and, in this way, conditions for revitalisation of hydrocoenoses, inclusive of zooplankton, have been created. Remnants of the plesiopotamal type arms, which are situated downstream from the by-passed stretch, maintain a hydrological regime similar to the pre-dam conditions. Species diversity of the planktonic crustaceans is here high and tends to increase. At present, however, these shallow water bodies are subject to terrestrialization, overgrowing and further shallowing (VRANOVSKÝ, ILLYOVÁ 1999).

Although, the arm at Kráľovská Lúka is situated in the within-dike zone, it is not connected with other arms. It is supplied only by ground water. Overgrowing of this arm by macro-vegetation continues, particularly after 1997. Its overgrowing by submerged macro-vegetation, shallowing, and terrestrialization accelerates. From January to September 1993, a low water level (0.3 m on the water gauge) persisted in the arm, and it increased only in October 1993. In the period of the low water level, the water temperature reached as high as 33°C (9 June 1993).

Micro- and meiofauna in this type of arm continues to stabilise. Increasing species diversity also manifests itself. Among the sporadically occurring species the following were recorded: *Histiobalantium natans*, *Tintinnopsis cylindrica*, *Ophrydium crassicaule*, *Frontonia ambigua*, *Holosticha grisea*, *Strombidium turbo*, *S. velox*, *Frontonia ambigua*, *Holosticha grisea* etc. (KRNO et al., 1999).

Typical representatives of the permanent fauna were *Asellus aquaticus* (Isopoda) and *Limnomysis benedeni* (Mysidacea). New species in this locality were *Psammoryctides albicola* and *Gammarus roeselii*. In 1995, *Rhynchelmis limosella*, *Dero digitata* and *Nais* spp. (Oligochaeta) belonged to the dominant species. Abundance of *Plumatella fungosa* and *P. repens* increased significantly. Their cover reached about 50% of the surface of the solid substrate. In 1994, after a one-year absence, some species (leech *Erpobdella octoculata*, bivalviates *Planorbis planorbis* and *Bithynia tentaculata*), occurring here before 1992, re-appeared. Gastropods *Physella acuta* and *Hippeutis complanatus* were recorded as new species, and abundance of some surviving gastropods, (*Lymnaea auricularia*, *L. stagnalis* and *Gyraulus albus*) increased. In 1995, the water level moderately increased in comparison with the previous year. The submerged growths of *Batrachium* sp. dominated on the water surface in spring, while those of *Ceratophyllum* sp. and *Myriophyllum* sp. in summer. The gastropode *Anisus vortex* was recorded as a new species in this locality. Three new species for this locality were recorded in 1996, viz., *Dugesia lugubris* (Turbellaria), *Glossiphonia complanata* (Hirudinea) and *Armiger crista* (Gastropoda) and in 1997 additional six new species: *Chaetogaster langi* and *Pristina longiseta* (new for the fauna of Slovakia) and leeches *Glossiphonia concolor*, *Theromyzon tessulatum* and *Erpobdella testacea*.

In the temporary fauna (Tab. 5.2), the species composition of mayflies changes. *Caenis robusta* replaces, in these arms, the species *C. horaria* and *C. luctuosa*. Among the dragonflies only stagnophilous species (*Ischnura elegans*, *Coenagrion puella*, *C. pulchellum*, *Enallagma cyathigerum*, and *Erythronma* spp.) dominated in 1995. Increased water heating and eutrophication was confirmed by the thermophilous species *Crocothemis erythraea* and *Sympetrum meridionale*. In general, increasing the proportion of stagnophilous dragonfly species and predominance over the eurytopic species was observed. Chironomids were represented by a taxocoenosis characteristic of the arms with stagnant water, rich macro-vegetation and rich algal cover on sand-gravel substrate (*Procladius* sp., *Paracladius conversus*, *Endochironomus* gr. *nymphoides*, *Glyptotendipes* sp. and *Polypedilum convictum*). An increased abundance was recorded in the species *Microtendipes chloris* and *Polypedilum pedestre*. New species found here after 1995 were *Ablabesmyia monilis*, *Polypedilum* gr. *nubeculosum*, *Cladotanytarsus* gr. *maneus*, *Tanytarsus* gr. *obatifrons*, *Tanytarsus* gr. *macrosandalum*, *Paratanytarsus* gr. *lauterborni*, *Endochironomus* gr. *tendens* and the abundance of the *Glyptotendipes* species strongly increased. After 1996, the proportion of the stagnophilous dragonflies increased, which predominated over the eurytopic dragonfly species. The strong increase of abundance of phytophilous and pelophilous chironomids *Glyptotendipes gripekoveni*, *Einfeldia* gr. *pectoralis*, *Einfeldia* gr. *pagana*, *Tanytarsus* gr. *macrosandalum* and *Dicrotendipes nervosus* reflected the continuing overgrowing of the arm by macro-vegetation.

The state of aquatic biota considerably worsened after 1999. There were periods in which the epifauna did not occur at all, particularly after the winter (the strong outbreak of macrophytes and their subsequent decaying caused an almost anoxic environment in the arms of this type). The short floods in June 2001 slowed down this unfavourable trend.

Among the representatives of neuston the mosquitoes predominated in these arms (BULÁNKOVÁ, HALGOŠ, 1995), viz. *Anopheles maculipennis* s.l., *Culiseta annulata*, *Aedes vexans*, *Aë. sticticus*, *Aë. cinereus*, *Aë. dorsalis*, *Aë. cantans*, *Aë. leucomelas*, *Aë. communis*, *Aë. flavescens*, *Culex pipiens*, *C. territans*, *C. modestus*.

In the years 1981-1990, the arm at Kráľovská Lúka was characterised by a high abundance of ichthyocoenosis. However, in 1991 it was found out that the water level fluctuations considerably delayed after the fluctuations of the water level in the Danube main stream. This delaying supported the process of ageing and terrestrialization of these arms. After the Danube damming, this process was accelerated by the low discharge in the old Danube. The arm was no more supplied with water. On the contrary, the old river drained the area. The water level in the arm declined so far, that the shallow

parts covered by *Nuphar luteum* a *Trapa natans* dried off. In the case of Kráľovská Lúka, the process of ageing is also accelerated by the facts that the arm belongs during the major part of year to the plesio-palaeopotamal type and is situated on the margin of the widest stretch of the Slovak side of the flood plain within-dike zone. These factors, together with the intensive fishing, particularly of predators and economically valuable species, reduced the species diversity in this arm. Abundance of ecologically plastic, eurytopic species (*Rutilus rutilus*), introduced species (*Lepomis gibbosus*), and expansive species (*Carassius gibelio*) increased in the ichthyocoenosis. On the contrary, relative abundance of endangered species, belonging in the past to receding species, decreased, and during 1992 these species disappeared. Extensive fishing caused this state in common carp (*Cyprinus carpio*) and Volga sander (*Sander volgense*), while absence of communication with other water bodies caused it in the endangered species, like yellow pope (*Gymnocephalus schraetser*) or rare species (*Abramis sapa*), (ČERNÝ 1999).

### Small lakes in floodplain

Changes caused by the Danube damming were strongly reflected in the qualitative and quantitative representation of individual mosquito species (neuston) in the floodplain small lakes. A common feature of the whole monitored area is a strong decrease of occurrence of the spring species of mosquitoes, particularly of the genus *Aedes* (*A. vexans* and *A. sticticus*) (BULÁNKOVÁ, HALGOŠ, 1995; HALGOŠ, PETRUS, 1995), caused by absence of spring floods. Until putting the project into operation, there was a sufficiency of ground water, which was reflected in seasonal structural changes of the mosquito fauna. The regular three-peak flood curves, which were characteristic of the past, were replaced by one-peak curves. After putting the Gabčíkovo project in operation, a strong decrease of ground water level was recorded after 1993 and the mass outbreaks of mosquito stopped.

The inundation small lakes have the largest significance for developments of praemaginal stages of insects, particularly of the calamity species of mosquitoes (HALGOŠ, 1995). These lakes are represented by natural or man-made depressions, which are strongly waterlogged or flooded by seeping of ground water at the time of high water levels in the Danube. In the monitoring plot Boďicka Brána, the species of the genus *Aedes* predominated (*Aë. vexans*, *Aë. sticticus*, *Aë. cinereus*) in 1991. In 1992 we recorded occurrence of the species *Culex pipiens*, *Culex territans* and *Anopheles maculipennis* s.l. In the next years, the biotope began to dry out. In 1995, due to the simulated flooding, this biotope became favourable for development of mosquito. Very interestingly, very rare species, e.g. *Culex territans*, *Culex hortensis*, *Culiseta ochroptera*, were recorded here. In 1996, the seeping of ground water was observed in the late autumnal months caused by the increased water level in the Danube. Due to the simulated floods in 1995-1997 (KRNO et al., 1999), as well as due to favourable hydrologic conditions in the old Danube investigated biotopes were flooded by seeping ground water. This was manifested by occurrence of the praemaginal staged of mosquito, particularly of the spring species *Aedes cantans*, *Aë des communis* and *Aedes leucomelas*. Unfortunately, the clear-cutting of the floodplain forests and total destruction of biotopes under monitoring eliminated the positive effect of the simulated floods.

### Periodic water bodies

In the monitoring plot Dunajské Kriviny in 1991 a relatively rich occurrence of larvae of *Anopheles maculipennis* s.l. was observed in a puddle (water hole) arisen in a forest road after a rain (HALGOŠ, 1995). Occurrence of this species in such biotopes is relatively sporadic and its occurrence in periodic puddles was no more recorded. In 1991 other periodic puddles, dependent on rain precipitation, were chosen in Istragov. In late June, a rich occurrence of larvae and pupae of *Aedes vexans* was recorded here. In the next years, the rain puddles quickly dried off as a consequence of decreased ground water level and were unsuitable for development of mosquito.

In the periodic water bodies in the area of Istragov an intensive development of the calamity mosquito species was observed in 1991-1992. Since 1993, a decrease of ground water level and degradation of this biotope started. The small depressions were filled by water only at the time of the atypically increased water level in the old Danube, for example in 1996-1997 and were not inhabited by praemaginal stages of mosquito. At present, this biotope is overgrown by shrubs and partly filled by felling debris.

## 6 HITHERTO DONE

The basic concept of arrangements in the flood plain within-dike zone was to assure such a level of ground water, which in the pre-dam conditions (1985-1989) approximately corresponded to the discharge of 1.300 m<sup>3</sup>/s in the Danube. Such water level was able to supply the root system of trees in floodplain forests with moisture. In addition, the basic concept required re-supply to the arms system on both sides of the Danube with such amounts of water, to ensure permanent flow in the main arms

After previous changes and diversion of a part of the Danube discharge into the by-pass canal, the ecosystem in the inundation between Čunovo and Sap is in a functional provisory, which is unsuitable, at least from the viewpoint of preservation of ecological values of the original inland delta. Biota is subjected to adaptive changes, which are leading to its gradual degradation (LISICKÝ et al., 1997). Efforts to improve this state were limited, up to present time, to manipulation with water in the left-side part of the flood plain within-dike zone. Its possibilities have not been fully

used yet. The simulated floods only improve the condition of the ecosystem, but are not able to substitute the missing disturbances typical for the Danube floodplain forests and other typical communities, because they considerably differ from the natural floods by smaller dynamics and efficacy (volume of the overflow discharge, size of flooded area), water quality (a part of nutrients bound to suspended solids remains in the Čunovo Reservoir), and are without connectivity between the river and its arms (the water is led from the by-pass canal, not from the river) (LISICKÝ, 2001). The recently proposed water management measures solve only to increase the ground water level and re-connection of the water bodies by means of rising water table in the old Danube, but do not consider restitution of autoregulation processes of the Danube ecosystem. According to the hydrobiological typology, the former main stream (eupotamal) has turned into a side arm type (parapotamal). However, the rise of water the table at small discharges would transform the so far persisting lotic system into an almost lentic one. Impoundment of the water level in the old Danube riverbed is acceptable, from the ecosozological viewpoint, only for the mutual reconnection of the arms and as a provisory stage until the time in which the eupotamal of the main arms will have become functioning.

On the Hungarian side, the arm system was adapted already before 1992 for up to 80% for water supply by means of the intake structure in the Dunakiliti weir. The system of water distribution is projected in such a way that a canal partially including the old river arms, constructed along the old riverbed, is able to supply the side arms with water. The water level is regulated by a system of overflow dams and spillways in the canal and arm system. At present, the arm system on the Hungarian side is supplied by means of three openings in the riverbank using water from impounded old Danube upstream from an overflowing weir at Dunakiliti and the water levels are regulated by Dunakiliti weir.

In May 1993, an autonomous system of supplying the floodplain within-dike zone with water was put in operation on the Slovak side. The intake structure takes the water from the by-pass canal near the Dobrohošť village. Its capacity is, according to the project, 234 m<sup>3</sup>/s. It supplies the river arm system and makes possible to regulate the water level for the needs of silviculture and from the ecological viewpoint. In addition it is able to simulate floods in the flood plain, clean the arms from organic sediments, etc. Discharge and water level in the within dike zone are regulated by means of water cascades with sluices and shallow spillways (Fig. 2.1). In this way, 7 sections in the flood plain were created with gradually controllable water levels. Water level difference between dams - cascades at low discharges reaches 0.6-1.2 m, at higher discharges decreases. The first simulated flood in the within-dike zone lasted from 19 July to 18 August 1995. The hydrological analysis showed that its duration and intensity corresponded to the pre-dam Danube discharges of 3000 - 4500 m<sup>3</sup>/s.

Simulating floods allows inundating 60-70% of the floodplain. The sections can be inundated differently, all together, or some of them can be inundated while the others cannot. The dams - cascades are situated perpendicularly to the Danube. Each of them lies in the area bordered by the original left-side flood protection dike and, at the old riverbed, by a risen riverbank. These cascades are inconspicuously placed in the terrain, and fastened forest roads form most of them. The main goal of this solution was to assure a permanent discharge in the main river arms in the within-dike zone and to increase ground water level, soil moisture and make possible simulation of floods. The projected permanent (minimal) supplying discharge was 20 - 30 m<sup>3</sup>/s. It was envisaged to connect individual sections with the old Danube by means of fish ways, or directly, according the level of water in the old Danube. It was also presupposed to construct direct connections between sections or to connect them by fish ladders. The expected number of floods was 2-5 a year. In autumn, a flushing of main arms was also expected. However, the floods were simulated with different frequency (Fig. 6.1). From the technical viewpoint it is possible to improve furthermore the existing state and to use the existing devices or to construct new ones, for example the underwater weirs (overflowed dams), fish ladders, interconnections of arms with the old Danube, redirection of water flow in arms, etc.

In the area of the arm system a permanent intake of water is guaranteed. It is controllable within the limits of the intake structure capacity. Its full capacity never has been used up to the present time; the largest discharge tested did not exceed 140 m<sup>3</sup>/s. In comparison with the pre-dam state the permanent surface of the water table considerably increased, the water level is higher and the water quality in the arm system has improved and corresponds to the quality of the Danubian water. At present, there is a great variability of discharge with different flow velocities and depth in different places, from 1 m/s to stagnant water in the old arms of the pleisopotamal, now filled by the ground water. The danger of rising of anaerobic conditions, occurring in the pre-dam period, as well as drying off of the main arms has vanished. Excessive eutrophisation can occur in the dead arms, but it will be within the original natural range.

Planned, but not realised measures in the Danube old riverbed (the water level was not raised to the state corresponding to the pre-dam discharges of about 1300 m<sup>3</sup>/s) has emphasised the breaking of the connection between the Danube and its arms. In addition, in the littoral strip along the Danube old riverbed, in particular in the locality of Dunajské Kriviny, and in the area of Istragov, the levels of ground water and of water table in the arm have decreased still more, with all negative consequences.

On the basis of the Hungarian data, it can be concluded that the ground water level increased after realisation of measures agreed to in the Agreement 1995 in the entire area of the Szigetköz Island, from the arm system to the Mosonyi Duna. The ground water levels are higher than in 1991 at low and average discharges in the Danube, and considerably higher than just after the Danube damming at the equal discharges. It means that the ground water level in the major part of the Szigetköz Island is, after realisation of the agreed measures, higher than at the average pre-dam discharges in the Danube.

In spite of many efforts at creation of a suitable regime and moisture conditions in the within-dike-zone and in spite of many measures realised, monitoring of the natural environment shows shortcomings and possibilities of a better use of existing devices for control of the hydrological regime, as well as some shortcomings arisen in the last time.

In this place we state the principal shortcomings, from the viewpoint of water regimen, which are to be solved in next steps. They are the following:

- definition of flood protection measures, choice of meadows, mown meadows, definition of their water management and role during the flood;
- definition of arrangement, care and maintenance of the Danube old river bed in regard to conveyance of flood water and other uses, for instance water sports and yachting, technical navigation, etc.;
- connection of the Danube with the arm system in several places;
- making possible fluctuation of water levels in the Danube old riverbed, and in the arms system, which would be correlated with discharge in the Danube at Bratislava and, as a consequence, a wider fluctuation of ground water levels;
- making possible a quasi-natural simulation of floods in correlation with flood discharges in the Danube;
- support of at least partial meandering of the arms in the within-dike zone;
- increase in water level in the old Danube and, as a result of this, increase in ground water levels in the bank zone along the old riverbed;
- adjustment of ground water levels to the natural state, rise of the sunk level of ground water in the area of Dunajské Kriviny, Istragov, possibly in the upstream part of this area (lines A - C), in the downstream part at mouthing of the arms into the old Danube river bed, Kráľovská Lúka and, possibly, also on other places;
- providing a better connection and possibilities for migration of organisms through the lines (cascades) (putting the fish ways in function, direct connecting of arms);
- definition of biocorridors, in particular along the riverbank lines and restitution of biocentres, as well as definition of areas of economic forest stands;
- definition of touristic or otherwise used parts of the within-dike flood plain zone;
- demands on water manipulation in the right-side seepage canal;
- demands on levels of surface and ground waters in the within-dike flood plain zone; and
- possibly other measures, also out of the within-dike flood plain zone.

In the first place, it is necessary to pay attention to flood protection and uses of the flood plain within-dike zone for conveying the floodwaters. This function must be defined from the ecological viewpoint so that the within-dike zone has a nature-close character and fulfils its natural function (for example the meadows and mown meadows are to be placed so to they support the flood protection measures). It is obvious that the non-realised measures and the existing hydrological measures cause the original requirements of the project to be not satisfied (e.g., water level in the old riverbed, hydrological regimen of Istragov, etc.). On the contrary, some realised measures do not fill the aims that were to be achieved (water supply for Dunajské Kriviny). Other realised measures fulfil the aims only partly or are not used optimally (e. g. fluctuation of water levels). Monitoring of biota has disclosed some other requirements for further improvements (e.g. moisture conditions), or some new requirements have arisen (mainly in consequence of changed social requirements to use of the territory).

All these facts are reasons why different scenarios are proposed. By means of a comparison of the scenarios it is possible to choose a scenario or select some of its elements, which seem to be optimal from different aspects and according to different priorities. Out of the shortcomings caused by unrealised original goals (e.g. rise of water level in old riverbed), the main reason for proposing new scenarios is the fact that monitoring of the environment begins to fulfil its task of enlarging knowledge about the area in question and its biotopes. It presents new facts helping us to decide, better and more concretely, what is desirable to be achieved from the biological, ecological and nature close viewpoint. On other hand, there are available devices (improvement of their use) making it possible to fulfil these goals, or new devices can be gradually provided without enormous cost.

This study is not a project or a ready project proposal. It is a study of how to solve the problems from different positions (ownership - environment - recreation - economy). Doubtless, there exist not only compromise solutions, but also solutions expressing symbiosis of different viewpoints, for example the function of the floodplain and the aims to achieve a nature close state in this area.

The aim of future management is **to restore the ecosystem integrity** in the floodplain between the original flood protection dikes. From this viewpoint, it is necessary to concentrate on the **support of decisive ecological processes**. This includes not only provision of the optimal life conditions for as large a number of species as possible, but also **preservation of the natural biodiversity, maintaining amplitude and frequency of changes (dynamic balance) and preservation of the reparation and regeneration processes**.

Optimisation should lead to a **return to naturalness** (not originality), i.e., to providing or creating of conditions for the **natural application of ecological rules and autoregulation of the entire ecosystem** as a complex of azonal ecosystems. If we start from the basic concept of the inland delta consisting of a community catena ranging from the aquatic communities (eupotamal to pleisopotamal) through the semiaquatic littoral and transitional communities to the

terrestrial communities with decisive humidity gradient, corresponding ground water level and cyclic disturbances in the form of flood, then our aim should be to achieve a state in which the artificially created conditions open a way to autoregulative functioning and, in a certain sense, to secondary succession of those communities, which have deviated from the natural state in consequence of various interventions. It is obvious that such a development also can locally result in changes or even extinction of existing communities. However, the starting conditions should be set so that these communities could arise in other suitable places by the natural succession (with possibility of control of ecosystem development in the first stage). At the consequent realisation of this concept we must also accept the possibility of rising of communities from the drier part of the humidity gradient (hard-wood floodplain forests, Danubian forest steppe), which begin to form in the drained part of the within-dike floodplain zone at the old Danube.

The potential state of the communities cannot be understood as a static state, but as dynamic oscillations between two idealised natural states (extremely moist with repeated strong disturbances and relatively drier and more stabilised). Such a potential state cannot be taken as an invariable characteristic of a concrete site, but only as a set of limit, which the state of a concrete community should not pass for a long time. This means that the system can be dynamically transformed not only in time, but also in space.

This state must not automatically mean preservation of all species occurring there at present, hence preservation of the complete species diversity of the present time, which is formed by many ecologically invasive species with a wide ecological tolerance, whose secondary invasion was made possible by the changed conditions. A possibility to control the running renaturation is inevitable for suppression of the invasion plant species, until the time in which this task will be overtaken by the autoregulation. This control requires a special monitoring and methods of its evaluation.

## 7 SOLUTION SCENARIOS FOR FUTURE

Flooding of the within-dike zone should simulate the original state, i.e., floods in spring and summer. An optimal state for ichthyocoenosis occurs when both floods cover the floodplain up to the flood protection dikes (HOLČÍK, 2001). Beginning, culmination, and fading away of the flood should have a similar character as before the Danube damming (see Fig. 4.8b).

It is important to maintain the course of filling and emptying of the flooded territory (Fig. 4.9). The curve of filling can be steeper; i.e. the filling can be shorter. On the contrary, the curve of emptying must be flatter and continuous, i.e. the emptying of the flooded area must last longer so that it makes possible hatching of the laid spawn and floating of the young fish from the inundated area. The concrete date about the term of beginning and lasting of floods should be harmonised with the temperature regimen in the floodplain (Fig. 4.14):

- spring flood, filling at the temperature of the inflow water of 4°C, start of emptying after the water temperature in inundation has reached 15°C;
- summer flood: filling at the temperature of the inflow water of 15°C, start of emptying after the water temperature in inundation has reached 20°C.

The temperature and time limits should be verified and modified in regard to the changes that arose after the Danube damming and other measures. It is also obvious that the optimal flood will not occur every year.

Natural habitats in this study have the priority. It is obvious from the environmental viewpoint of preservation of values and specific features of the within-dike floodplain that the basic priority is the functioning floodplain from the viewpoint of flood protection. Without a functioning floodplain there cannot be preservation of the nature close biodiversity and ecological processes, which are typical in the territory defined as inundation, with respect to the specific hydrologic and ecologic features of this Danube stretch. For this reason, all other interests must be subjected to the fact that this territory is and will be irregularly inundated, and they must contribute to the preservation of the nature close biodiversity and ecological processes when using this territory.

Optimisation of hydrological regime should approximate the natural state. When optimising the hydrological regime, we prefer to create a new eupotamal. Realisation of such a proposal would create conditions best approximating the natural state (Fig. 2.2). It is necessary to consider that previous straightening of the Danube and concentration of discharges into one fortified riverbed caused irreversible changes. Construction of the Gabčíkovo project made possible at least approximation of nature close state in the within-dike floodplain.

In regard to the historical development of the arms system, it is necessary to focus on the within-dike zone with a risk that communication of the water level in the Danube old riverbed with the arm system will not be reached. The deepened bottom of the Danube riverbed does not allow the water, without a sufficient impoundment, to escape from the riverbed and to inundate the within-dike zone at discharges as earlier. Because the water level in the old riverbed is lower than in the arm system, the riverbed acts as a drain draining water from the arm system. In the present situation there exists a possibility to use the original main arms of individual arm systems to overtake function of the main stream. It is desirable to obtain the optimal state with the minimal interventions and minimal manipulation with the water management facilities.



If the concept of a new complex and bilateral eopotamal is not accepted, optimisation of the hydrological regime will be problematic, in particular in the area of Istragov. Supplying of the arms with water has been not yet technically resolved. At present, the water gets into this system of aquatic biotopes through their downstream mouthing as a result of the backwater, caused by the confluence of the tailrace canal with the original riverbed. The arms in the vicinity of the tailrace canal, for instance, the Išpánsky Dunaj arm, are obviously supplied with the seeping ground water. However, the bottom downstream of the tailrace canal mouthing into the original riverbed is deepening. Therefore it can be expected that the backwater level in the old Danube will decline in the close future and communication of the water in the arms with the Danube will be reduced. This danger is rather serious because there are very valuable biotopes; shallow "lakes" and "lagunes" overgrown with reed (*Phragmites*) and reed-mace (*Typha*), which represented rich aquatic biotopes showing a high production and diversity, before the Danube damming.

Optimisation of the water regime could be realised by construction of a submerged weir (dam) in the old Danube, similar to that at Dunakiliti, at the level of the upstream gate of the Istragovské Rameno arm. This would raise water level and increase discharge into the Istragovské Rameno and Foki arms. The lower gate of the Istragovské Rameno arm could be closed. If the hydrologic conditions do not allow constructing the submerged dam in the proposed place, it could be shifted upstream, under the mouthing of the peripheral arm in Istragov. The preserved riverbeds of the connected arms would also make it possible to fill the Išpánsky Dunaj arm with water. This arm is mounting at the confluence of the tailrace canal into the Danube. The risen water level in the old Danube would allow filling the peripheral arm in Istragov and filling of the internal lagoons mentioned above.

Complex of measures in floodplain within-dike zone includes the following main parts:

- Interconnection of individual arm systems in the floodplain so that a **new stream** will be created. It would allow preserving the heterogeneous water formations (arms, inundations lakes, lakelets, inundation puddles etc.) in the within-dike zone.
- Supply of the water for **the new stream** from the by-pass canal and/or from the Danube old riverbed upstream of Dobrohošť, for example by an submerged dam similar to that at Dunakiliti).
- Ensuring of the **heterogeneous hydrologic conditions in these new stream formations**, obtaining of a wide scale of flow velocity in individual types of arms **by means of remediation of already vanished mouthings of mutually connected arms**.
- Ensuring of the **water level fluctuation** in water formation, from the temporary denudation of some parts of the bottom to flooding of the floodplain within-dike zone.
- Providing of the **coordination of the water level fluctuations with fluctuations of discharge** in the Danube upstream of Bratislava.
- **Connection of the ends of the arms (in several places) with the old Danube riverbed.**
- To create conditions for reaching of high water flow velocities in the new main stream and its arms during the flood situations. This would **flush the water bodies**, would support **erosion and sedimentation processes and transform the river arm banks** in the within-dike zone and lower its terrestriation as a consequence of the natural succession.
- If the aims mentioned above are to be achieved, it is necessary **to set unambiguous priorities** and to define basic limits resulting from these priorities for management of this territory (**manipulation rules**). (Priorities can be named, for example, in the following order: flood protection of the territory outside of the within-dike zone, natural functioning of ecosystem and nature protection, silviculture, recreation, etc., in the floodplain inside the within-dike zone).
- In reality, **this territory is hydrologically a functioning floodplain**. Therefore it is obvious that at high flood discharges in the Danube, it will be always naturally flooded. It is necessary to introduce and provide a regimen for the flooded area. This means, among other things, to inform all users that this area is flooded and the term of floods will not be set administratively, but it will correlated at each flood with the discharges of the Danube. The increase of water levels and some flooding of the area are always to be expected in this territory when the discharge in the Danube at Bratislava will exceed 4,500 m<sup>3</sup>/s.

**The overriding and most important function of the old Danube riverbed are to lead discharges, which cannot flow through the by-pass canal, arms (including the new stream) and floodplain surface in the within-dike zone during the increased and flood discharges. Outside of flood situations the old riverbed should not drain the ground waters in its vicinity, but just on the contrary, it should support the optimal ground waters level and its fluctuation.** The old Danube can fulfil this task only if its water levels will be higher than the present ones and if they will sufficiently oscillate approximately at the level corresponding to discharges of 1300 m<sup>3</sup>/s in pre-dam conditions (1985-1989). The cheapest and most satisfying solution seems to be the submerged dams, which could be destroyed, to a certain degree and under defined conditions, by the extreme high floodwater. Their disadvantage would be the necessity to be reconstructed after larger floods. Under the presumption of leading a discharge of 4,000 m<sup>3</sup>/s through the by-pass canal it can be estimated that such a reconstruction would be necessary once every 15-50 years, according to the construction and the mode of management of the Danube riverbed. During the non-flood state, the sanitary, but variable discharge supporting (depending on arrangement of the arm system and its supply with water) fluctuations of groundwater table, would flow in the old riverbed.

There were several proposals. One of the acceptable proposals are shallow submerged dams in the form of a wide letter "V", with a very small slope on the downstream side, completed with the existing and new groynes between them. Other solutions can be the some fortification of natural fords, low inflatable weirs, river meanders and other arrangement of the riverbed, or their combination.

The basic criterion for measures in the old Danube riverbed is obtaining of such water level, which could be considered as satisfying. Such a water level corresponded before the Danube damming, according to Slovak Environment Commission, to the discharge of 1,300 m<sup>3</sup>/s. It was a level, which was able to provide the groundwater table on a level supplying sufficient soil moisture for the root system of the forests trees in the within-dike zone. In regard to this requirement, there are several Slovak or Hungarian proposals for maintaining the water table in the old Danube. One of such proposals is also the proposal given in the „Report on Temporary Water Management Regime“ of the Working Group of Monitoring and Water Management Experts for the Gabčíkovo System of Locks“ (CEC, December 1, 1993). This proposal presents a solution consisting of 8 submerged dams (over flow dams) downstream of the Dunakiliti weir. These dams are given in the **Table 7.1** and **Fig. 7.1**. Besides this, in order to ensure connectivity, the fish ladders are proposed between the Danube and arm system, **Table 7.2** and **Fig. 7.1**.

From this proposal only the simplified and incorrectly formed submerged dam at Dunakiliti was realised in accordance with the Agreement 1995 in the river km 1841, hence by 2 km more upstream than originally projected.

The Hungarian proposal given in the report elaborated at the Office of Premier Minister, Bureau of the Government Agent for the Danube called: Task of Analysis of Impacts for the Danube“ presented to the Slovak side in December 1999 (OFFICE OF PREMIER MINISTER OF THE HUNGARIAN REPUBLIC 1999) is also similar. This proposal is in **Table 7.3**.

Principally both proposals are identical and have the same aim – to connect the old Danube with the main arm and ensure that a part of water from the Danube flows into the arm, flow through this arm and then the water mouth back into the Danube and then again flow into an other arm, for example on the other side etc.

In both cases, the water table level would be regulated by discharge and an adequate shape of the submerged dams, according to the required fluctuation of water table and discharges. Principally it should have a "V" shape to enable sufficient fluctuation of water levels. The submerged dams should have a moderate slope (1 : 50) on the downstream side and should be constructed so that an extraordinary flood, exceeding some critical values would destroy such a dam or at least a part of it. The old riverbed should be permanently discharged and should be managed so that it can lead the required flood discharge. The arm systems should not be regulated except for the requirements of flood protection. It means a defined discharge and protection of the banks in meanders in the vicinity of the flood protection dikes and in the exactly defined places. It is necessary to calculate with flooding of the within-dike zone and with flowing of the water on the surface of this territory. Such a state is considered to be natural and to correspond with the basic functions of the floodplain.

**Proposals to create a new euptamal** (partial or complete leaving of the old riverbed) and the shifting of the euptamal function into one or more existing side arms had appeared already before finishing the Gabčíkovo project (LISICKÝ, 1992). They were justified by the necessity to preserve the lotic conditions in the main stream of the Danube. Already after two first years of the Gabčíkovo project operation the monitoring of biota showed that the fear from the low ecological efficacy of function of the proposed puffer measures (see **Chapter 6**) were well-founded and confirmed the necessity of an essential alternative (LISICKÝ, 1994, LISICKÝ, 1995).

In the present situation, there is a possibility to use the original main river arms of the flood plain so that they simulate one of the Danube branches. In the past, before the water was concentrated into the one stream, the Danube water branched in this stretch into many arms and, in this way, the discharge was divided into several parallel flowing streams. The proposed solution would represent one of the branches of the main stream with adequately smaller discharge. From the viewpoint of the hydrobiological terminology, it would mean a shift by one order, when the former parapotamal-type arms would become the main stream (euptamal). Subsequently the qualitative shift would also happen in other types of arms. The important factor in the flow created in this way would be providing of hydrological conditions ensuring that the discharge in the "new stream" will fluctuate in accordance with water table in a flow only slightly influenced by man. It means that the water table of the "new stream" would be manipulated by means of a new intake structure in correlation with the water discharge at a water gauge (for example at the Devín village). At the highest discharges the water should spill and fill the adjacent water bodies, possibly also with the help of regulation of water level by means of cascades.

There is a tendency to obtain the optimal state by means of minimal interventions and minimal manipulation with water management facilities. In the initial stage, it would be necessary to deepen silted mouths of some arms to support their communication with the "new stream".

LISICKÝ (2001) proposes to use the former side arms at restitution of meandering river pattern and a strong support of anastomoses. According to his proposal, the new euptamal would cross the old riverbed at 4-10 places. It would allow leading larger discharges through the within-dike zone without dredging one dominant meandering riverbed. An argument for this (for the future) open solution is the fact, that we are not able to foresee unambiguously the character of the riverbed-forming activity of the river under the present local anthropogenous limits. Therefore it is not desirable

to define a priori, how and where the new eopotamal should arise and how it should appear. It is probable that the water will use the existing well discharging arms in the initial stage, but later it will begin to re-model partly the floodplain at the flood discharges.

At such and similar solutions it is inevitable to propose and gradually realise the necessary technical measures in the old Danube. However, there is a question, to what degree such a scenario would be optimal for ensuring of leading the flood discharges and ice. The less radical solutions of this group are represented by the proposals to strengthen two parallel eopotamals in the main arms on both the Slovak and Hungarian sides without connection crossing the old riverbed (ŠPORKA, 2001). This solution is also recommended by LISICKÝ (2001) as a temporary acceptable alternative. However, the reasons for such function limits are not of the ecological nature, but of the political nature (existing state border and potentially different opinions of the Slovak and Hungarian sides about such solutions). But, even at such solutions the necessary technical measures in the Danube old riverbed are to be proposed and gradually realised.

#### **Requirements to scenarios of optimal hydrologic regime solution with respect to the ecological demands**

**The arm system** should have, first of all, the permanently flowing water in the main arms. The main arms should be connected with the old riverbed so that water flows into the arms in some places and flows out at other places in relation to the discharges in the Danube. Inlets and outlets should be at the places of backwaters in the old riverbed so that water flows several times into the arms and at the same time across the Danube old riverbed. It is also possible to form separately meandering arms on one or both sides of the within-dike zone. The proportion of water flow between the old Danube and the meandering arm can be different (it was very different also at the beginning of the 20th century). The discharge in the main arm also depends on the aim we want to reach. The more water will flow in arms and the flow velocity will be higher, the higher will be erosion and sedimentation processes, the faster will be the process of moving of meanders, process of erosion, and forming of new riverbanks, the higher will be also demands for management of river arms in the vicinity of the flood protection dikes.

From the viewpoint of connection of arms, the fish ways, ladders, boulder passes, bypasses and other types of connection come into consideration. From the viewpoint of water table levels, the system of cascades able to provide flood simulation should be preserved or possibly modified. By means of closing and opening of culverts it is possible to regulate the processes of erosion and sedimentation.

The basic concept of arrangement of the **within-dike zone**, whose part is also the old Danube, follows from necessity to **maintain the priority function of the floodplain to lead and temporarily retain the flood discharges. From this function the basic ecological concept to preserve the natural values of such functioning floodplain is also derived, of course, under the presumption that suitable conditions will be created for it from the viewpoint of hydrological regimen. Unlike hydraulic structures in Austria and Germany, which were built up in the middle of the former floodplain and the water in the most arms flows slowly with small amplitude of water levels fluctuation, the floodplain at the Gabčíkovo structures has preserved its original function, as it had in the first half of 20<sup>th</sup> century. In this sense, the Gabčíkovo project is unique. Preservation of biotopes of such floodplain seems to be overriding from the ecological and practical viewpoint. It is realisable under the existing water management and technical conditions and construction of the Gabčíkovo project.** Besides this it is possible to create, to a certain degree, hydrological conditions for disturbance and restoration of the autoregulative system in a part of the floodplain. This means mainly **increase in spill out process, support of sedimentation processes and riverbed-forming potential**, connection of the main riverbed with arms, making possible meandering of main arms, increase of ground water levels of the drained zone along the old Danube, support of fluctuations of discharges and water levels in the floodplain within-dike zone in correlation with discharges in the Danube, use of the intake structure at Dobrohošť, connection of the arms with the old Danube, etc. **From the viewpoint of groundwater, it is desirable to increase fluctuation of the groundwater level, what can not be realised in the permeable alluvial gravel otherwise then by fluctuation of water table also in the old Danube riverbed.** Therefore, the submerged dams (but also other technical facilities) must be formed so that they make possible, or create, such a fluctuation. The submerged dam at Dunakiliti serves as an example, which inhibits such a fluctuation.

It is evident, that such modifications of water regime, which are based on the dynamics of discharges and water levels, on support of erosion and sedimentation processes, and which result in the creation of conditions supporting disturbance and autoregulation of the system, need **specific and accurately defined monitoring, monitoring criteria for evaluation of its results, and need an instrument** (for example a permanently working mathematical model) **for the water-management regulation of the hydrological regime dynamics.** Subsequently, water-management, ecological, and other measures, inclusively of management of commercial forests should be carried out.

The floodplain within-dike zone should be able to lead and retain a part of floodwater and should be able to realise the natural and simulated flood. From this viewpoint it does not need any terrain rearrangements. The terrain works will be potentially necessary for flooding this area or for connection of the terrain depressions with the adjacent arms. If the Danube old river bed's capacity to transfer the flood discharges will be curtailed, this function must be overtaken by the branch system and mainly the within-dike zone. This requires its maintenance and possibly creation of deforested corridors (meadows).

## 8 GENERAL CONCLUSIONS, RECOMMENDATIONS AND PROPOSALS

Optimisation of water regime should approximate the natural state before closing and separating the Danube river arms from the main stream. From the ecological viewpoint it is desirable to create a new main riverbed/arm of eopotamal. Theoretically there are several alternatives, viz. creation of the eopotamal by connecting the Slovak and Hungarian systems of arms, creation of the new eopotamal only on the Slovak territory or creation of two eopotamals separately on the Slovak and Hungarian territory. In the case that creation of the new eopotamal by connection of the Slovak and Hungarian systems of arms (possibly using sections of the old riverbed) will appear as not real from any reason, then it is possible to consider creation of the new eopotamal only on the Slovak territory, according to proposal of ŠPORKA (2001) or of two parallel ("national") eopotamals (LISICKÝ, 2001). It would result in the relatively most natural state, close to the state before the beginning of construction of the Gabčíkovo project and before closing and separating the Danube River arms from the main stream. It is necessary to take into consideration that the previous works in the Danube riverbed made in connection with navigation, viz., straightening of its riverbed, fortification of river banks, concentration of discharges into the straightened riverbed, have caused changes which inhibit return to the original natural state, state when the Danube meandered freely nor, at least, to state from the middle of 20th century. Significant changes also have arisen due to construction of the Gabčíkovo project, but some possibilities to approximate the natural state in the floodplain arose too.

In respect to the historical development of the arm systems it is necessary to focus on the within-dike zone considering the risk that communication of the water table in the former arm systems will be reached only in some places or that the direct communication will not be reached at all. The deepened bottom of the old Danube riverbed and intake of water into the by-pass canal do not allow natural spilling of water into the inundation and it's flooding, as extreme floods with discharges exceeding 8000 m<sup>3</sup>/s are an exception. However, the situation can be improved by means of technical measures.

From the viewpoint of the aims defined it is necessary first of all:

- To provide creation of the "new stream" by means of connection of main arms of individual arm systems. It would allow preserving diverse water bodies (arms, lakes, flood lakelets, flood puddles etc.) in the floodplain within-dike zone.
- To restore already vanished mouthings of mutually connected arms (anastomoses) in order to obtain wide scale of flow velocities and diversified hydrologic conditions in these water bodies.
- To allow fluctuations of water table in the water bodies, from temporary denuding a part of the bottom to the flooding of these bodies at high water levels.
- To ensure the fluctuations of discharges and water level in the arms corresponding to the fluctuation of water level (discharge) in the Danube at Devín.
- To allow the water in the new main stream to reach high flow velocities in order to flush the riverbeds and, in this way, to inhibit their excessive terrestriation resulting from the natural succession.
- In respect to the aims defined above, it is necessary to set the unambiguous priorities of management for this territory (its use for flood protection - leading of discharges, function of a polder, nature protection, silviculture, recreation etc.) and, on this principle, to elaborate manipulation rules of the integrated water management of the floodplain within-dike zone.

A precondition for preservation of the communities close to the natural state (communities of natural character) and converging to the original state of the floodplain forests, as well as for reaching an acceptable state, is ensuring of flooding of a major part of the forest stands by the water from remnants of the arm system. This flooding must have a larger extent and duration than the hitherto practised simulated floods.

Therefore it is necessary to ensure floods in the entire area of interest, at which the water will flow (not only stagnate!) through the major part of forests at least for several days a year. For formation of the natural communities it is much more important to ensure more or less regular fluctuation of the ground and flood water in a relatively wide amplitude than to ensure a stable level of water table. For preservation of ripicolous and littoral communities it is also inevitable to ensure fluctuation of water table in the arms themselves, so that a part of their bottom and moderately declining banks is denuded for a longer time.

The discharge and water table in the main arms of the original arm system should be variable and must be correlated with the discharges in the Danube upstream of Bratislava. The water table in the lateral arms should be also variable. A stable high water level should not be maintained in them as it is practised at present over the major part of year. Diversity of water bodies (arms, meanders, depressions) also must ensure low water levels and allow water to heat and create conditions for balanced representation of fauna and aquatic vegetation of water table and shores. Most characteristic species of such communities do not tolerate a permanently high water level resulting in lower temperatures of water in the arms.

According to LISICKÝ (2001), the old Danube is too capacious (and has heavy fortified banks) to the hitherto considered discharges (250, but also-600 m<sup>3</sup>/s at Čunovo), to be sufficient for the further forming of the entire riverbed. According to the hydrological typology, the main stream (eupotamal) has changed, as a matter of fact, on a side arm (parapotamal). Daming of the old riverbed and rising of its water table is necessary for reduction of its draining effect. From the

ecosozological viewpoint it is acceptable only as a transition stage, until the time at which the eopotamal in the main arms of the original arm system starts to function. A functioning solution close to the natural state can be reached only by a gradual diversion of the present discharge from the old riverbed into the original arm system adapted for larger discharges. In such a state, the old riverbed would serve for leading flood discharges. It means restoring the anastomosing and meandering river pattern in the new eopotamal, which existed here in the past and gradual leaving of the straightened and in the 20th century rearranged main riverbed with fortified banks. By means of a controlled succession, an autoregulative ecosystem could be naturally restored, which would correspond, in relation to the considerably lower discharge (for example according to Agreement 1995), to the Danube stretch upstream of Bratislava. At the same time it is necessary to refrain from the requirement of navigation in the Danube old riverbed, which is not ensured in any other hydraulic structure on the Danube (For the present moment the navigation is technically possible between Čunovo and Dunakiliti with possible passing downstream of the Dunakiliti weir and from Sap upstream up to the port of Gabčíkovo). After providing a sufficient discharge in the new riverbeds, it will be possible to allow for the gradual terrestriation of the not functioning stretches of the old riverbed, under condition of preservation of its function for leading large flood waters.

The hydrologic regimen itself is not sufficient for return to the natural state. It represents only an inevitable precondition. Out of modification of the management of the hydrologic regime, it is necessary to change essentially the approach of silviculture and local population to the landscape use. First of all it is necessary to prevent the gradual urbanisation of this territory and its fragmentation by a network of forest roads, intensively used plots, recreation facilities etc. A pre-requisition of this is maintaining of an intern regime of naturally or artificially flooded area and a regime corresponding to the Protected landscape area, in some places a regime of Nature reserves or at least of the special purpose forests. Without this, the realisation of the water management measures will be effective, but its effect will be devaluated by other human activities. Also for this reason, it is necessary to strictly insist on elimination of any activities, which are in contradiction to the character of a floodplain.

### **The basic scenario**

For the more detailed final discussion and realisation of modelling of the scenarios of further policy we recommend the proposals belonging to the "new eopotamal" group. They are most promising from the viewpoint of restoration of the natural processes and autoregulation of the ecosystem. Therefore only individual varieties of this group of scenarios are to be completed and their suitability is to be evaluated. For their realisation they need, as the first step, to rise of the water table in the old Danube by means of submerged dams or damming the riverbed on several places and construction of hydraulic guide structures across the old Danube. The proposal to dredge one dominant side arm, which also belongs to this group, is laborious, expensive and problematic from the view of flood protection, extent of earthworks and maintaining of the riverbed in the floodplain. In addition, it contradicts to the concept of supporting the natural riverbed-forming activity of the chosen arms and of inhibiting excessive facing of their banks. From the discussion about individual scenarios it follows that the solutions presuming creation of a new eopotamal, as schematically proposed in **Fig. 8.1**, are most functional and optimal from the view of ecology and ecosozology. The complex Slovak-Hungarian solution, which would restore a unique system in this stretch of the Danube, is preferred. In the case that modelling or other reasons (i.e. other than ecological reasons) would show its unreality, the second preferred solution is creation of two parallel eopotamals along the both sides of the old Danube. From the practical aspect of leading of flood discharges, the most acceptable way seems to be creation of a new eopotamal using temporarily submerged weirs in the places where the new eopotamal should cross the old Danube. Such solution preserves the function of leading of flood discharges, reduces draining effect of the old riverbed, and will work with a small (variable) discharge in the old riverbed until the new eopotamal in the main arms of the original arm system will have started its work. The new eopotamal should be created so that it does not need maintaining of its riverbed and fortification of banks.

If we accept the principle that arrangements should be non-violent, carried out on the limited areas in the within-dike zone, inexpensive, requiring only limited earthworks, and that they should converge to natural processes, then there exists a combination of proposals and sequence of works. An advantage of this sequence is also a chance to correct the course of works on the base of environment monitoring. The sequence of the works would be arranged as follows:

- construction of several low overflowing dams (similar to the one at Dunakiliti) making possible to connect the arm system with the old Danube at several places;
- providing of a natural dividing of water between the old Danube riverbed and the connected arms;
- optimisation of discharges in the arms in relation to dams and water dynamics in the arms;
- rearrangements leading to restoration of the natural processes in an autoregulative system, inclusively of the dynamics of discharges and levels of the surface and ground water, erosion and sedimentation, meandering in the within-dike zone and mutual connection of arms; and
- monitoring of functionality of several, at the beginning 2-3, low overflow dams constructed in the old Danube and on the base of its result proposing further arrangements, for example fortifying of fords, connections between arms, changes in water levels, etc., gradual building of further overflowing dams in the Danube.

In respect to the unsatisfying quality of the necessary historical data and lack of experience with rehabilitation, up to restoration of a river in a similar scale and in a comparable environment there exists a question of preliminary modelling of expected processes (erosion, sedimentation, water quality, influence on ground waters etc.). In regard to a

great heterogeneity of parent rocks, sediments and geomorphology, creating of a reliable model would be probably expensive. On the other hand, there is some experience with modelling of the processes in the Čunovo Reservoir and in its vicinity, experience from other countries as well as new investigative methods, which can make the modelling process considerably easier. It will be desirable to model mainly those parts of the new solution, which require some technical measures, for example verification of passing of floods and ice and, step by step, also of the entire large area experiment. It is also possible to model the erosion-sedimentation phenomena. Results of such model are quite well. There is only the question whether they will apply in praxis, where the situation depends on real discharges and time frequency of floods. Modelling is a process, which, based on the monitoring, models the proposals and contributes to the decisions and realisation of the proposals. The monitoring continues, the results are compared with the model, the model is corrected and a new phase begins – correction of the proposals. It is an iterative process, which can be used in the course of works. One of main lessons from the Austrian stretch of the Danube is the fact that the modelling is not able to offer the final solution already in the initial phases and to foresee the concrete events. Because the modelling is a process, it is necessary to divide the proposal into subsequent steps, to model them and to monitor the results and by means of the gradual steps to refine and correct the proposal. It can be stated that some failures of the modelling do not result from the modelling method, but from the insufficient knowledge of parameters input in the models.

From this reason the experts, who compiled this study, endorse the idea of **gradually controlled (by means of the technical measures and water management) releasing of the river dynamics in the area of interest according to the scenario proposed in the conclusion, and endorse the principle of gradual adaptive decision-making oriented to the gradual optimisation of the hydrological regimen in the next decades. The basic concepts of this optimisation are expressed in the previous chapters. At the same time they recommend to realise as few technical measures as possible in the arm system and to allow nature and natural processes to create the new eupotamal.**

### The available water sources

The previous considerations show that there are principally two water sources:

#### 1. Water from the Čunovo Reservoir:

- On the left side of the Danube old riverbed (the Slovak part of the arm system) it is the water from the by-pass canal inflowing into the arm system through the intake structure at Dobrohošť. Its amount can be regulated in a wide range of 0 to 240 m<sup>3</sup>/s.
- On the Danube right side (the Hungarian part of the arm system) it is the water from the Čunovo Reservoir from the intake structure leading water into the Mosonyi Duna with the capacity up to 40 m<sup>3</sup>/s and water from the seepage canal.

#### 2. Water from the old Danube, whose total quantity ranges, according to the "Agreement" from 1995, from 250 to 600 m<sup>3</sup>/s. During the flood discharges, its amount can be much larger, theoretically more than 10.000 m<sup>3</sup>/s. According to the proposal of the Hungarian side from 1999 (OFFICE OF THE PREMIER MINISTER OF THE HUNGARIAN REPUBLIC 1999) based on the opinion of five Hungarian institutions, which defines the ecological-technical concept, the explicitly defined ecological minimum of the discharges in the old Danube in the growing season is 400 m<sup>3</sup>/s, while in winter 20-40 m<sup>3</sup>/s. Water sources are:

- On the Hungarian side the water from the old Danube is connected with arm system directly by inlets situated upstream of the Dunakiliti weir. In summer 100-300 m<sup>3</sup>/s water flows into the arms.
- A overflow dam, similar to that on the river km 1843 at Dunakiliti, constructed at Dobrohošť would make possible to supply analogically the Slovakian arm system directly from the old Danube.

It is evident that both the basic water source, the water from the Čunovo Reservoir and the by-pass canal and the water from the Danube old riverbed, are available and can be mutually combined.

The solution presumes several varieties. The optimal and most functional variety, from the viewpoint of ecology and ecosozology, seems to be the solution presuming creation of the new eupotamal in the main arms of the present floodplain. We prefer the complex Slovak-Hungarian solution, which would restore the unique ecosystem in this stretch of the Danube. The second preferred solution is creation of two parallel eupotamals on both sides of the old riverbed.

These two varieties presume to connect the water of arms with the old riverbed downstream of the Dunakiliti weir, for example by means of submerged dams. Furthermore they presume two alternatives – one common Slovak-Hungarian eupotamal crossing the old riverbed in several places or two separate eupotamals, each on one side of the Danube, not crossing the old riverbed. Decision about one of these alternatives does not exclude accepting later another alternative or to solve the situation on one side of the Danube only.

Beside this, the intake structures for Mosonyi Duna at Čunovo and for the Slovak arm system at Dobrohošť will remain functional. In the Slovak side it will be possible to reduce the water amount inlet through this intake structure and to use it for a complementary control of discharges in the arms and for the simulation of floods.

The old river bed, obviously in a rearranged form, will retain its function of leading the flood discharges, hence leading of those discharges which can not flow through the by-pass canal, arm systems and, at higher discharges, through the

entire floodplain zone. In the non-flood situations it will lead the sanitary discharges or it will be changed into a riverbed with low submerged weirs and impounded sections. These intermittently flowing and stagnant sections may be used e.g. for sports navigation. In any case it is necessary to calculate, and maintain its flood protections function.

The main kind of arrangements in arm systems is their transformation to discharging arms of the eipotamal type, which will form a new river. One of the possible proposals, for example, is represented in **Fig. 8.1**. Of course, the scheme can look otherwise. Principally it is a functional solution close to the natural state, which will be obtained by the gradual diversion of the discharge from the old riverbed into the original arm system, adapted step by step for the required discharges. It means restoration of the anastoming and meandering river pattern, which existed here in the past, and the gradual leaving of the canalised old riverbed of the Danube whose transformation was finished in the past century.

### Sequence of works

In regard to the existing experience and information from Austria, all realisation steps should be modelled in advance, step-by-step realised, and, at the same time, step-by-step monitored. One of the possible alternatives is, for example the following:

- Elaboration of the proposal for connection of the old riverbed with the future arm of the eipotamal type, verifying the solution by means of modelling and elaboration of the project,
- Construction of the submerged dam somewhere between the river km 1838 (Vojka) and 1840 (Dobrohošť),
- Construction of a sill and groyne in the inlet canal at the sluice at Dunajské Kriviny.
- Connecting the Vojčianske Rameno arm by means of an inlet (opening) in the banks with the backwater in the Danube old riverbed.
- Construction of a dam in the river km 1830 at Bodfeka Brána (or r. km 1828.35 downstream of the present line E or in r. km 1831.70 downstream of the present line C or in the r. km 1834.90 downstream of the present line B) upstream of which the new eipotamal could cross the Danube old riverbed and conceivably intake there more water from the old riverbed.
- Monitoring of the changes arising after the construction of dam and processes in the arm, mainly the relation between erosion and sedimentation, transformation of banks, etc.
- To leave the sanitary discharge in the old riverbed and to adjust it for transferring the flood discharges.
- Evaluation of changes and processes, implementation of the results into the model, repeating of the models.
- Evaluation of results of previous works and proposal of further course of the works.

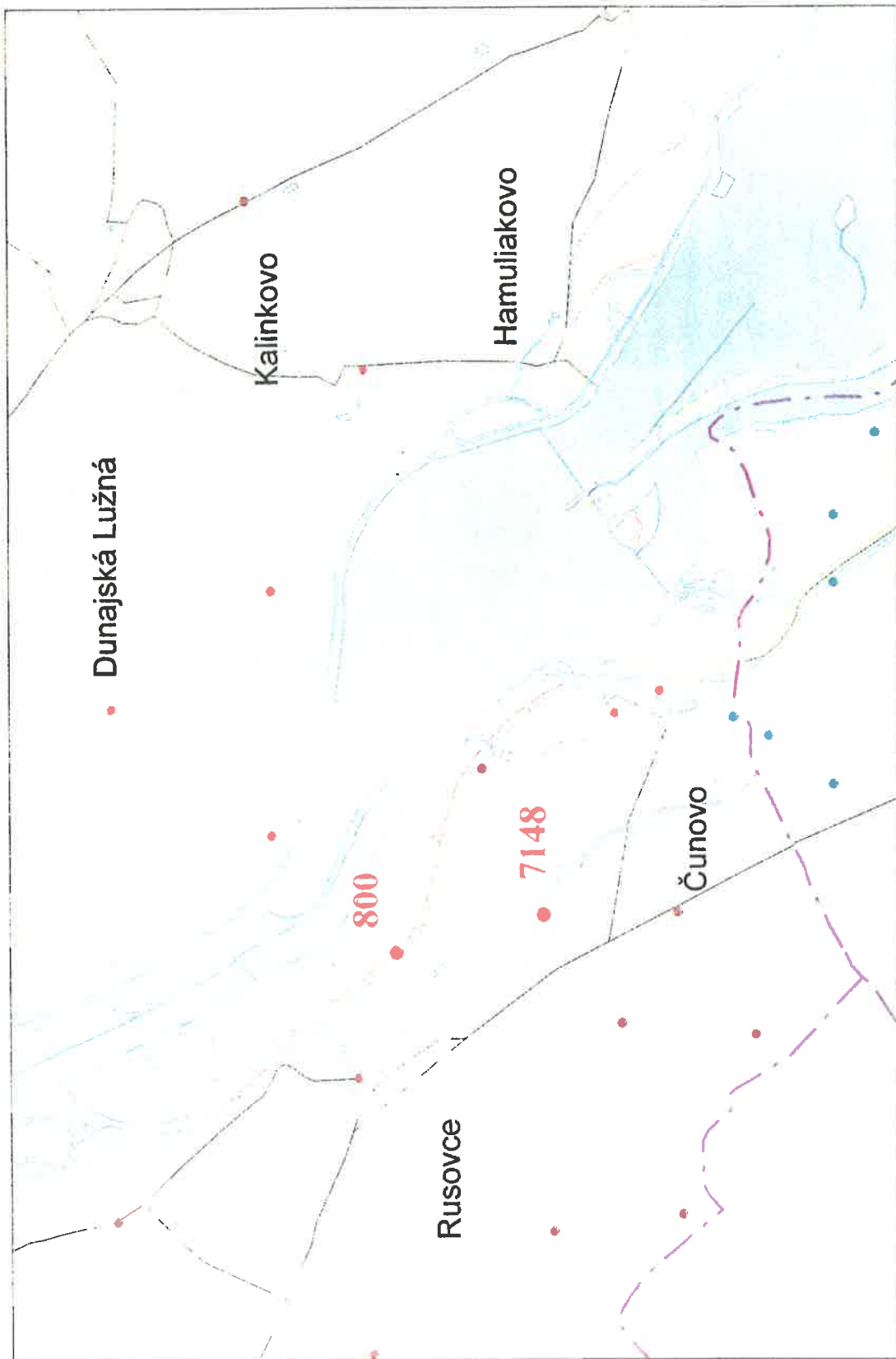
## 9 EPILOGUE

In this study, which provides qualitative and logic-based analysis of complex environmental assessment of problems, goals and possibilities, we tried to present a vision of how the floodplain between the flood protection dikes of the Danube old riverbed in the stretch between the Dobrohošť and Sap villages should look from the viewpoint of flood protection and natural functions. This vision is based on the knowledge of a large group of experts. Their ideas are presented, cited and summarised in the vision. They represent a scientific background of opinions and interpretation of monitoring of natural environment.

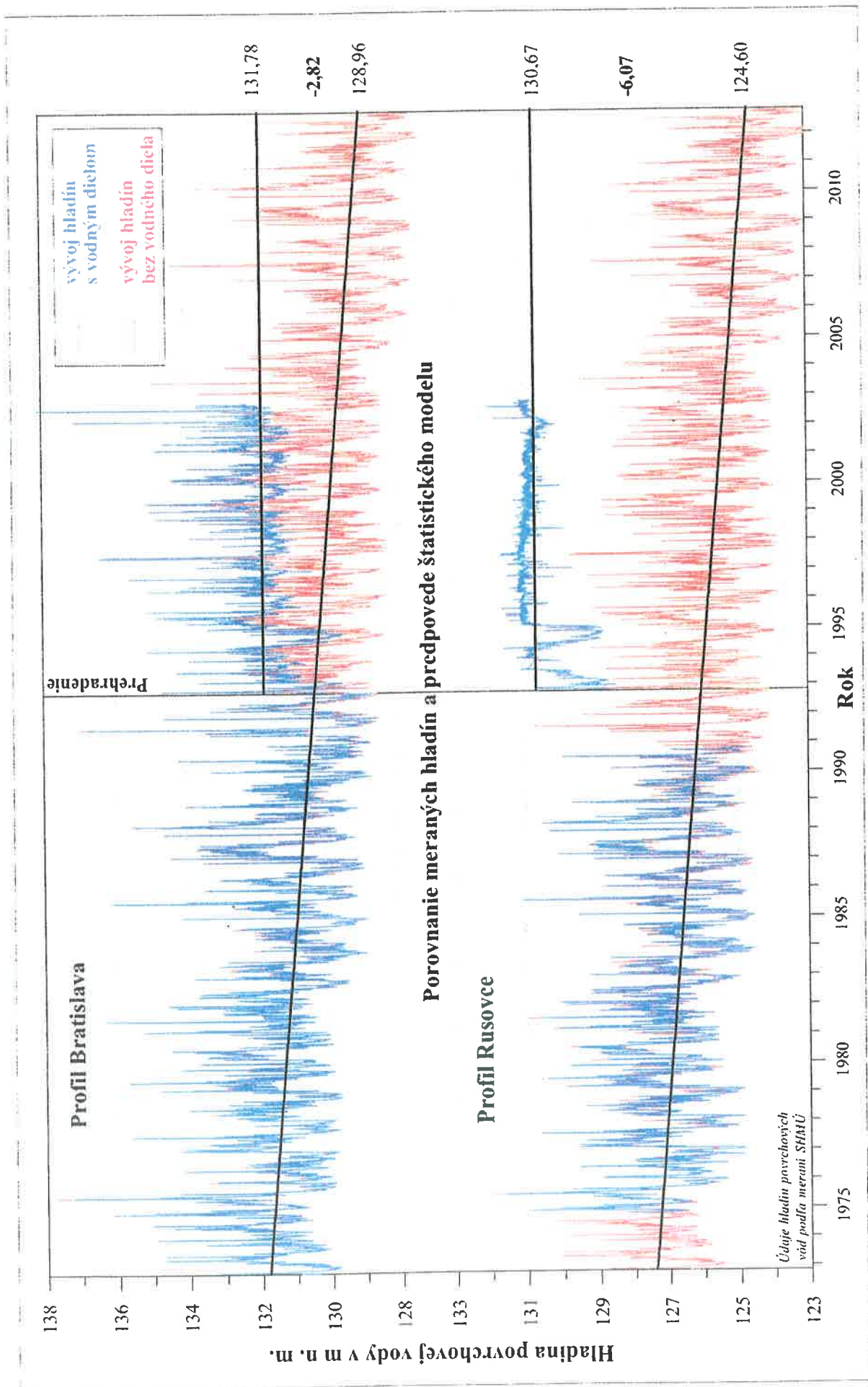
It is evident that the proposed state cannot be obtained, at once and quickly. Gradual steps are presumed, with minimal technical interventions and minimal regulation works. The results of this effort do not depend only on water management measures, but also on different decisions of different levels, from the international negotiations to the local authorities and individuals. However these aspects are not the topic of our study. The study does not insist on the strict respecting of all opinions, but it proposes an aim, which can be reached just by the gradual steps, discussion and application of monitoring and interpretation of its results. The authors expect that all proposals and projects will be first professionally discussed, modelled, and after their realisation monitored, evaluated and gradually completed so that they lead to the filling of the vision proposed.

OBRÁZKY - FIGURES

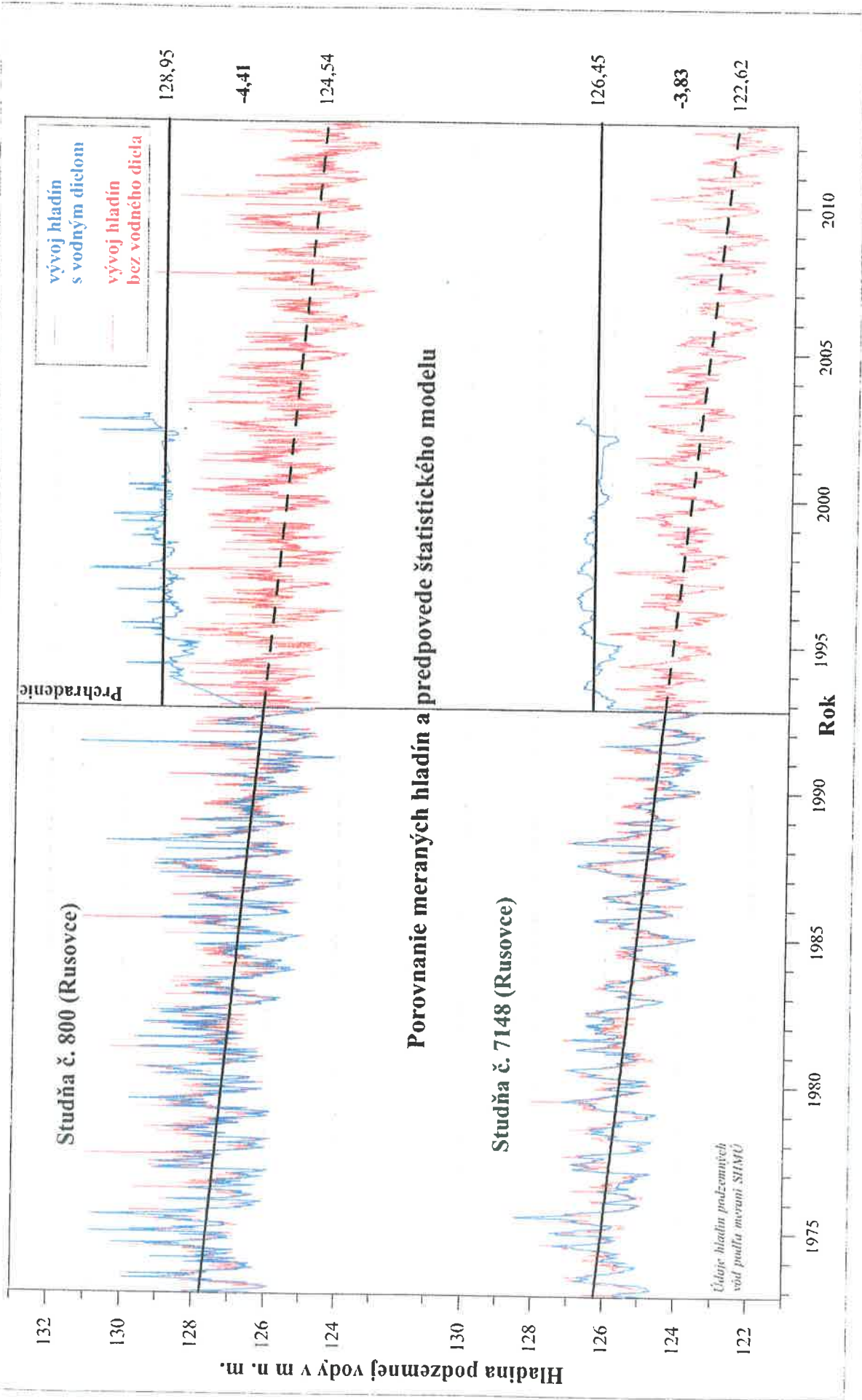




Obr. 0.1 Monitorovanie hladiny podzemnej vody v oblasti Rusovce - Čunovo  
 Fig. 0.1 Monitoring of the ground water level in the area of Rusovce - Čunovo villages

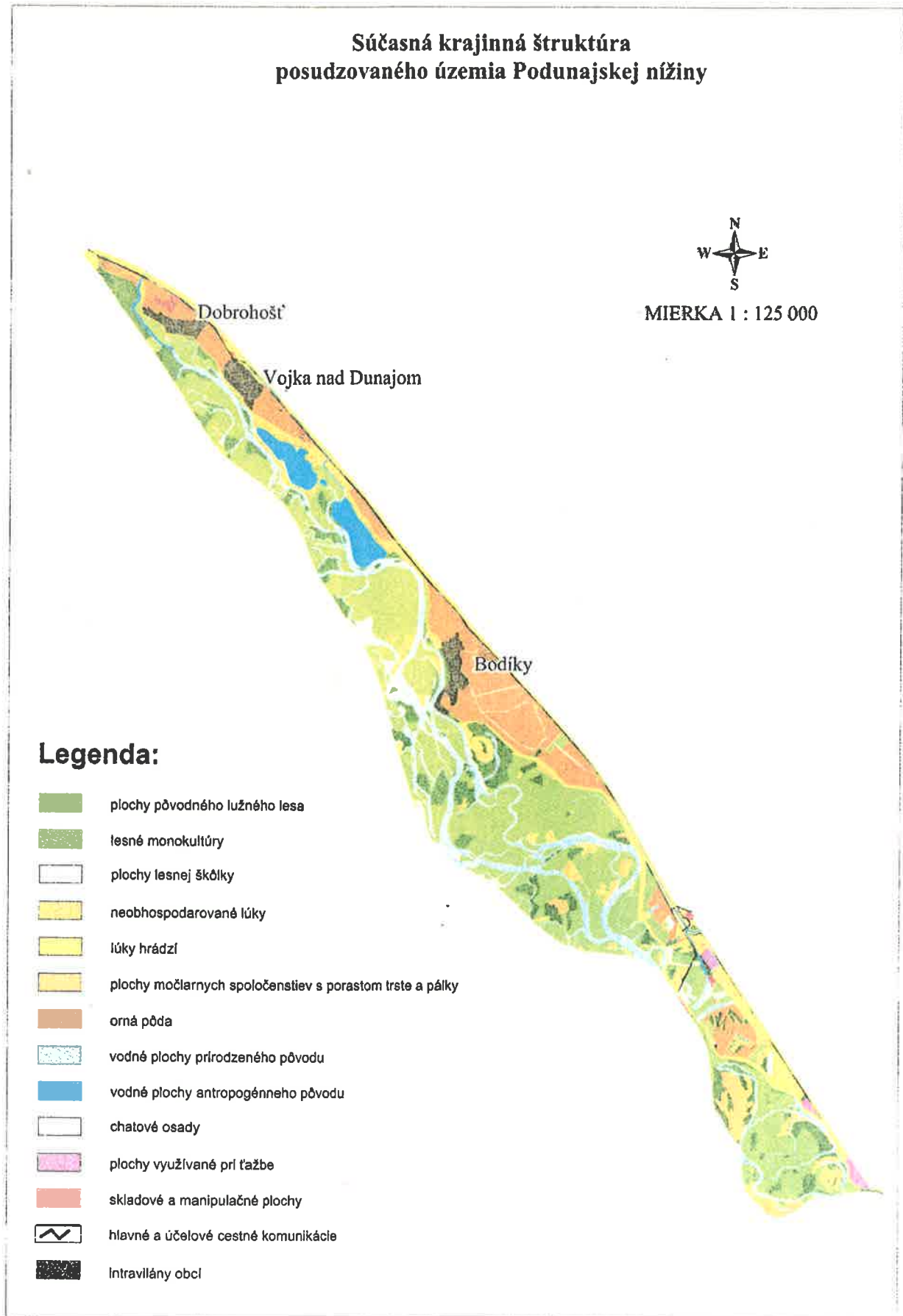


Obr. 0.2 Hladiny vody v Dunaji v Bratislave a Rusovciach (modré - monitorované hodnoty; červené - vypočítané štatistickým modelom a predpovedané po prehradení Dunaja)  
 Fig. 0.2 Water table in the Danube at Bratislava and Rusovce (blue colour - measured data, red colour - calculated by statistical model and forecasted after damming the Danube)

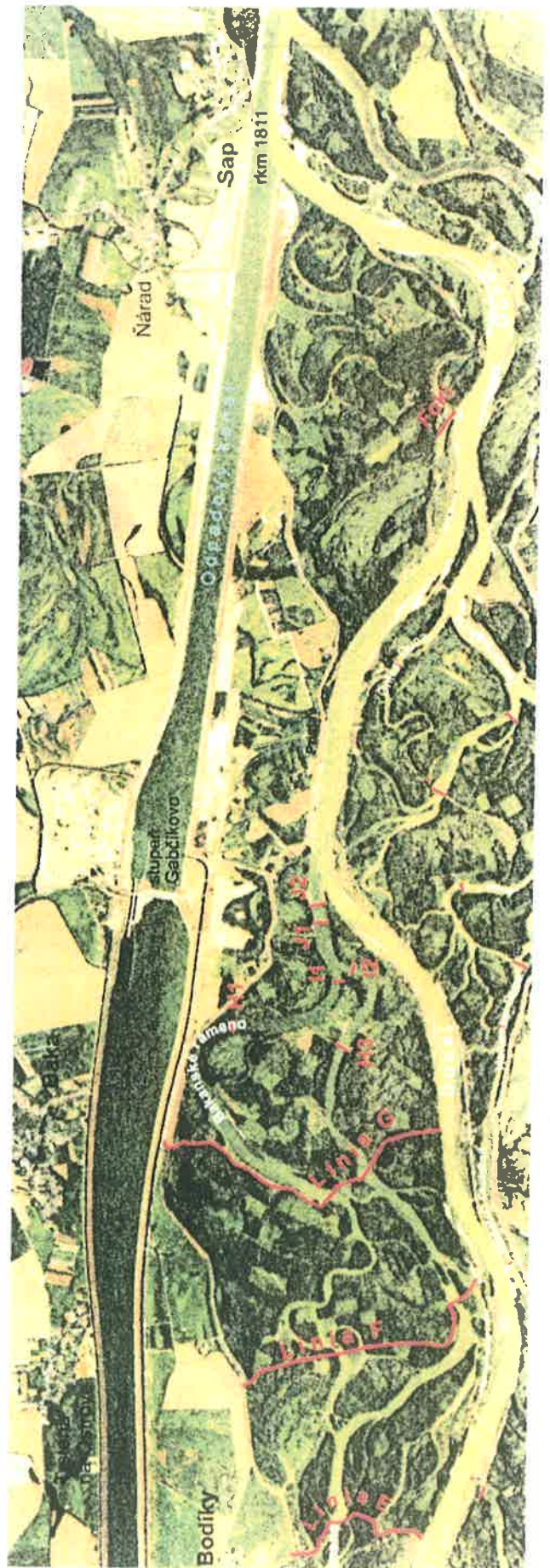
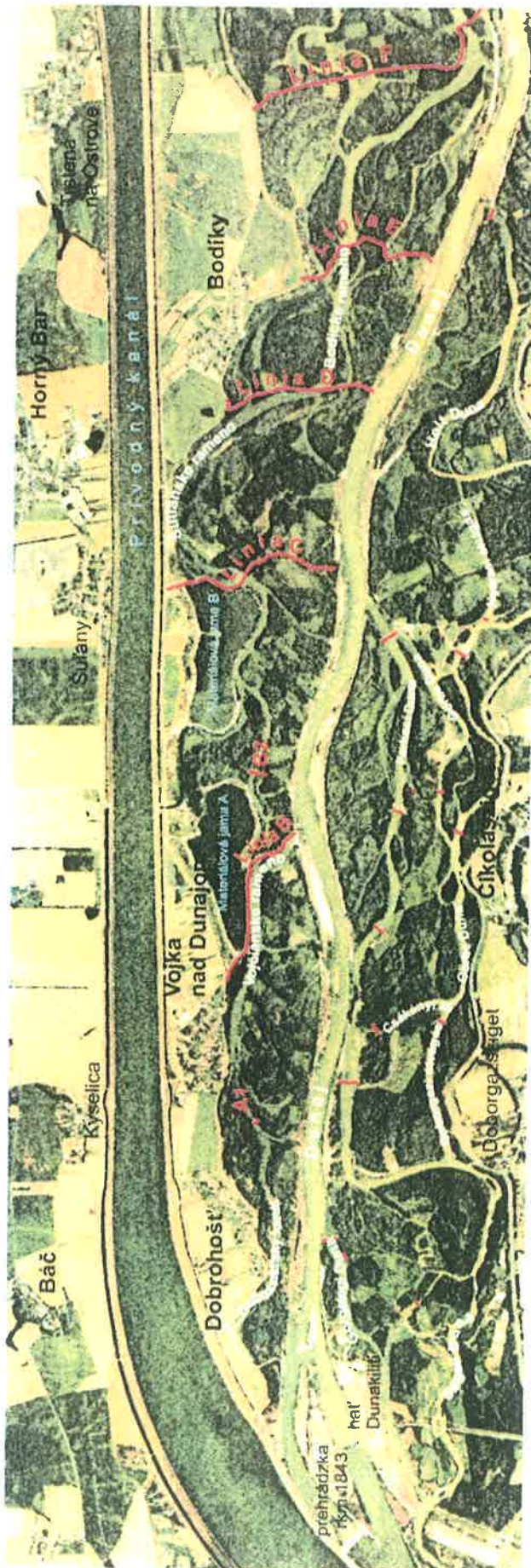


Obr. 0.3 Hladiny podzemnej vody (modré - monitorované hodnoty; červené - vypočítané štatistickým modelom a predpovedané po prehradení Dunaja)  
 Fig. 0.3 Ground water level (blue colour - measured data; red colour - calculated by statistical model and forecasted after damming the Danube)

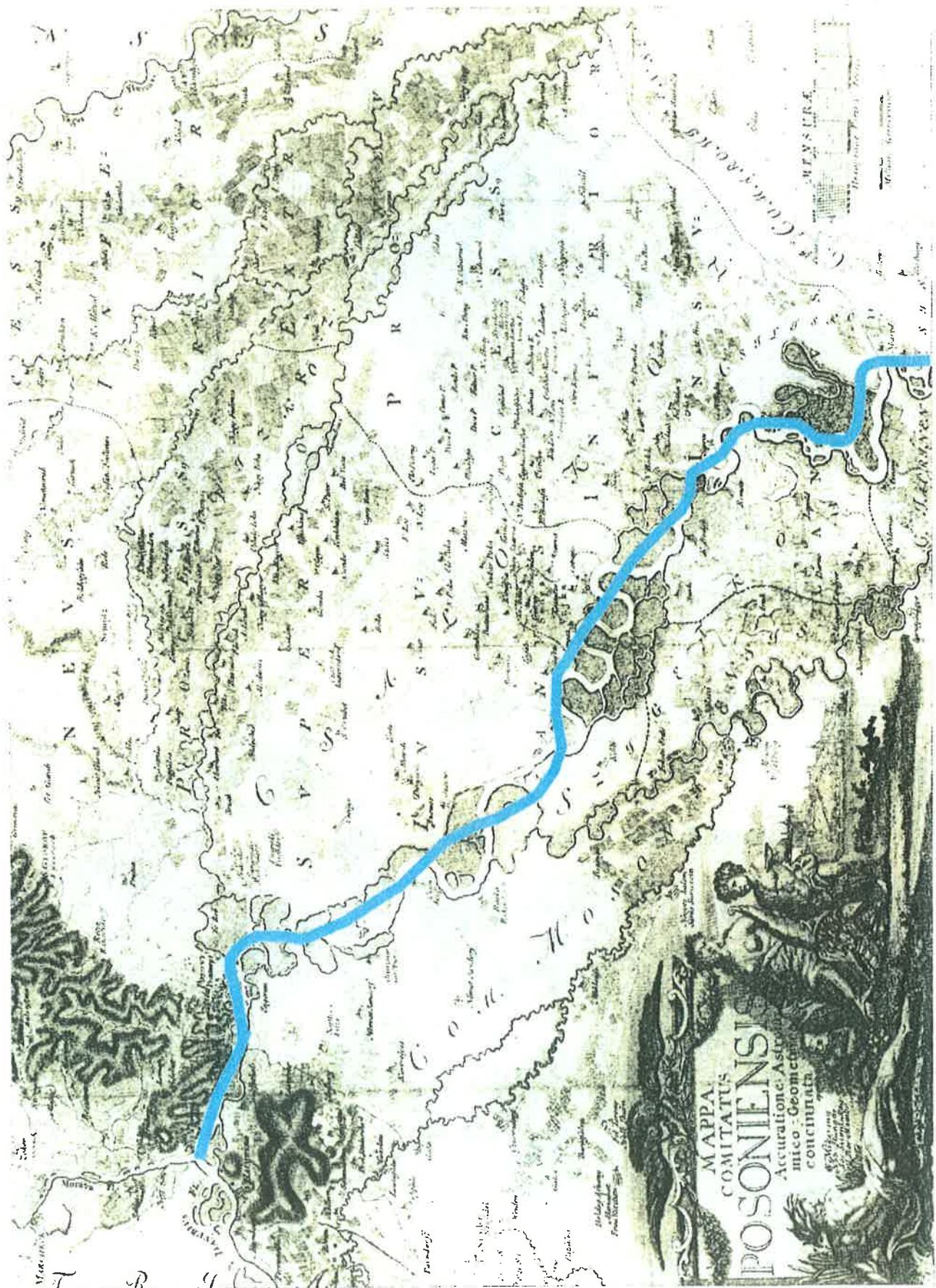
## Súčasná krajinná štruktúra posudzovaného územia Podunajskej nížiny



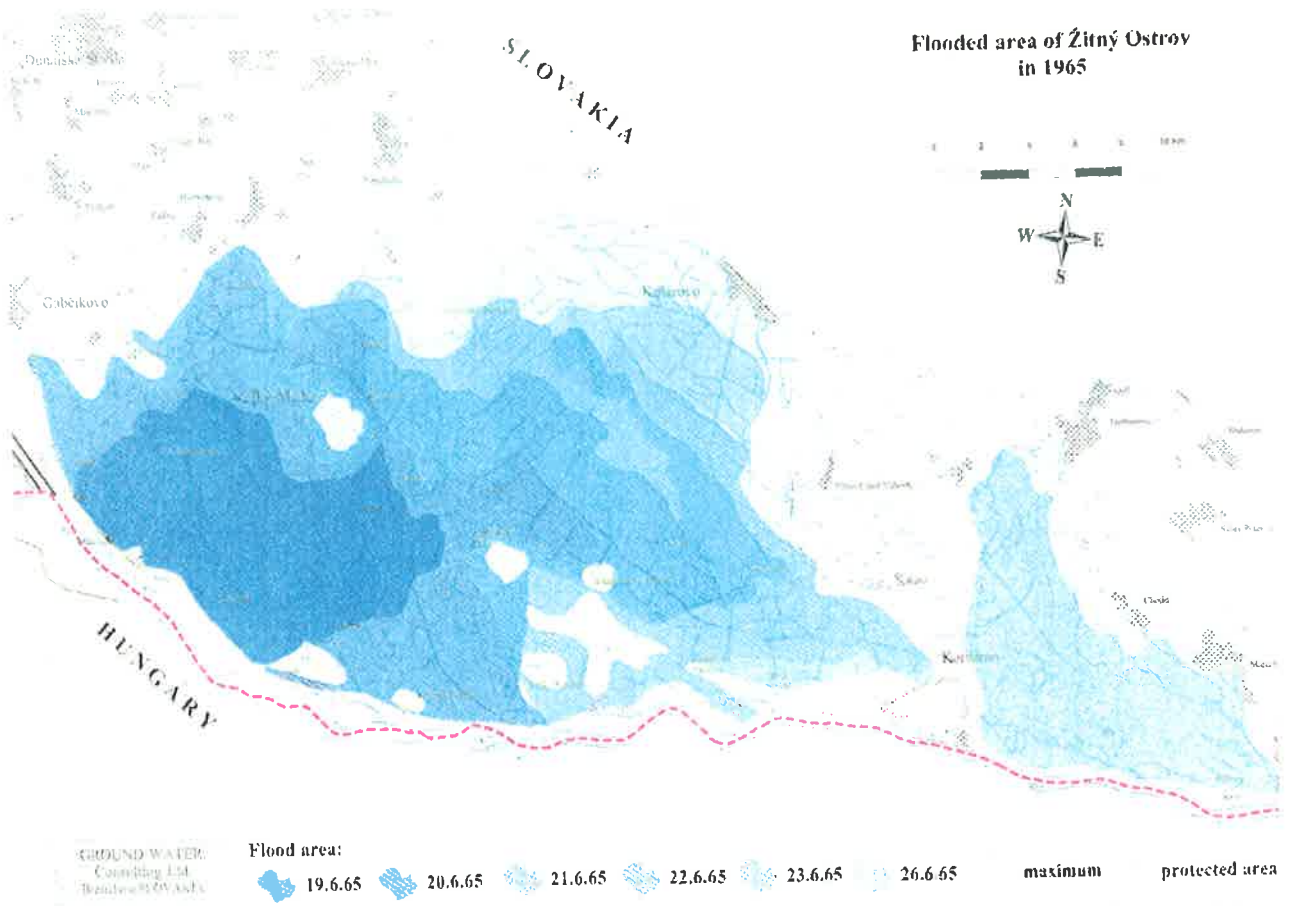
Obr. 1.1 Prehľad o súčasnej krajinskej štruktúre podľa Kozovej a kol.  
Fig. 1.1 General view of landscape structure according to Kozová et al.



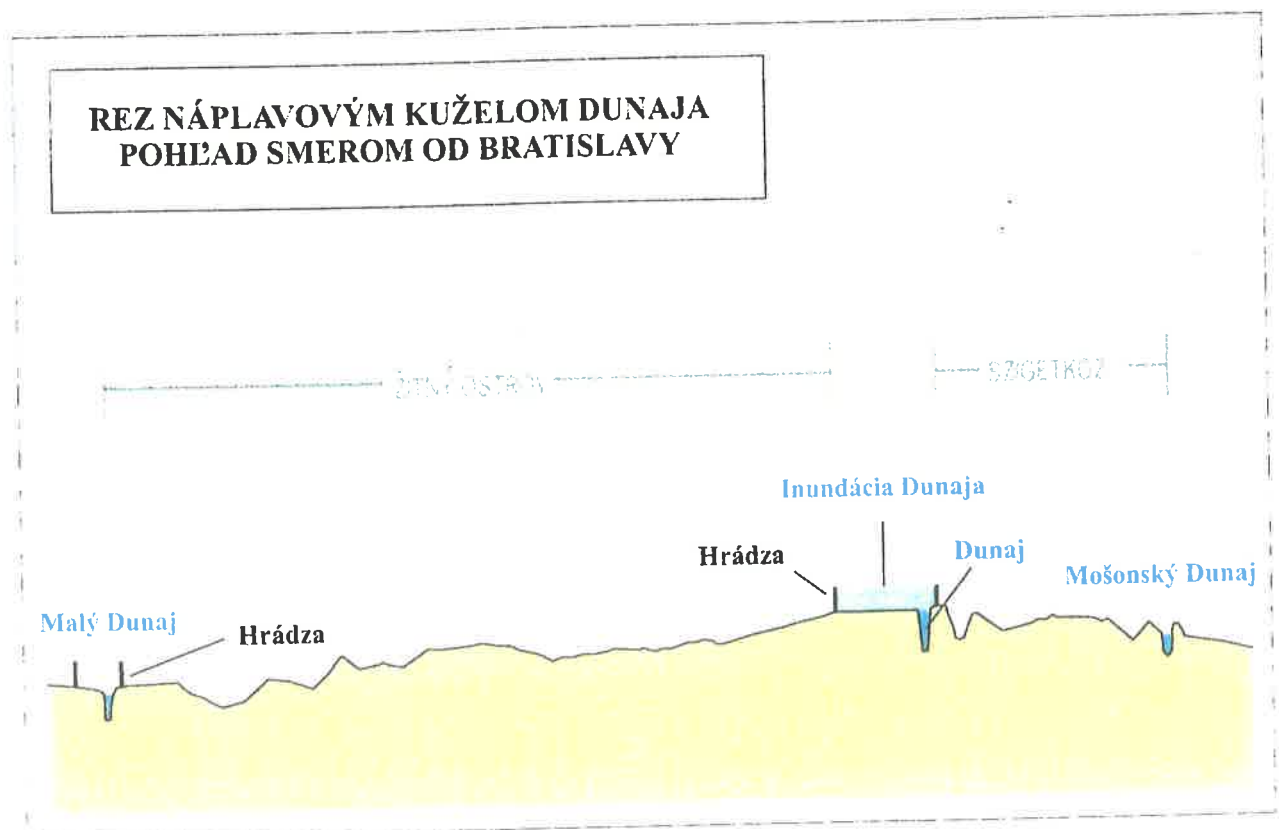
Obr. 2.1 Inundačné územie s ramennou sústavou  
 Fig. 2.1 Floodplain with the Danube branches



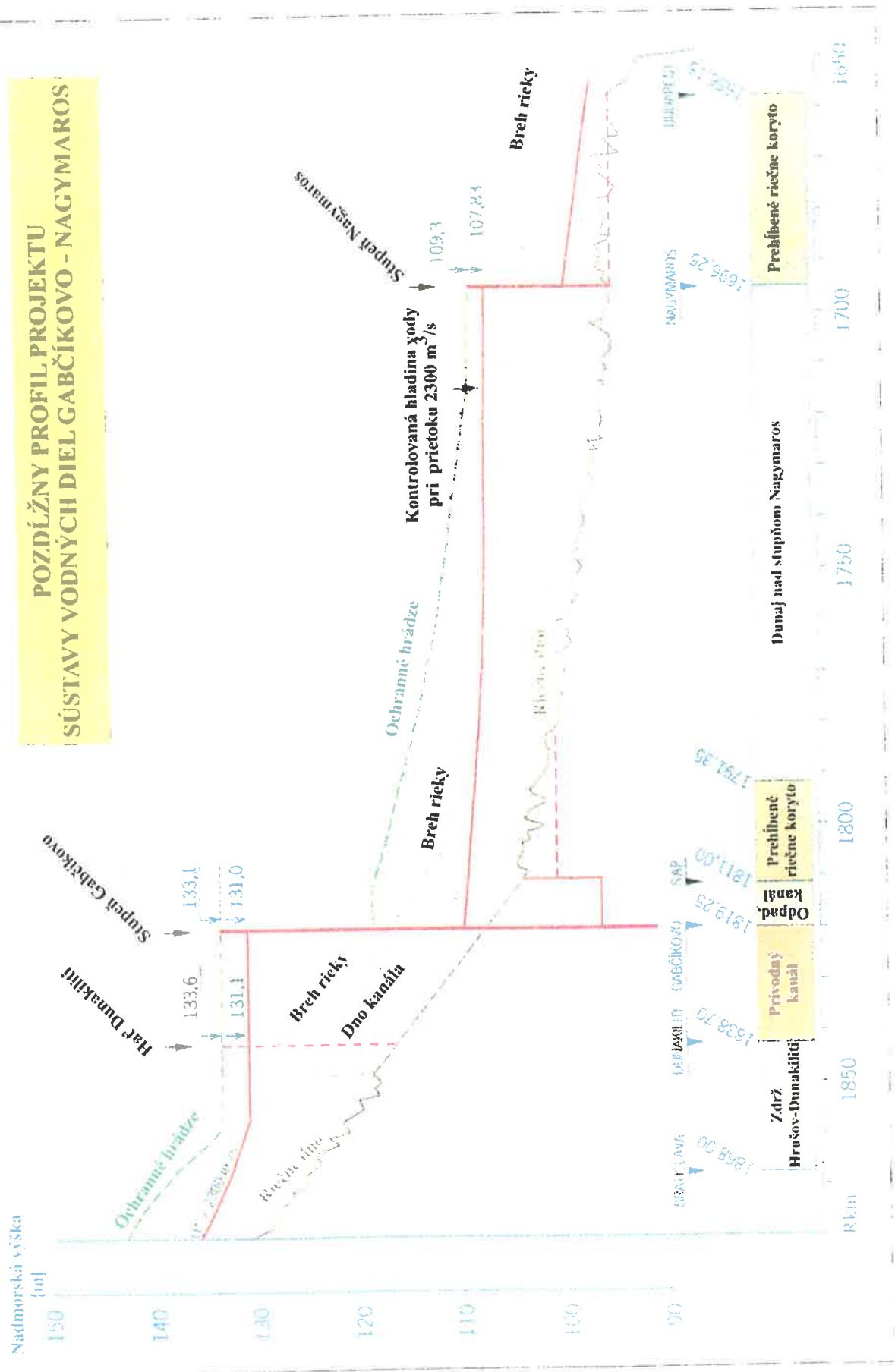
Obr. 2.2 Dunaj na Mikovinyho mape Bratislavskej župy (1735) a o 250 rokov neskôr (DOSZTÁNYI 1988)  
 Fig. 2.2 Danube in the Mikovinyho map of Bratislava District (1735) and 250 years later



Obr. 2.3 Zaplavené územie Žitného ostrova v roku 1965  
 Fig. 2.3 Flooded area of Žitný ostrov in 1965

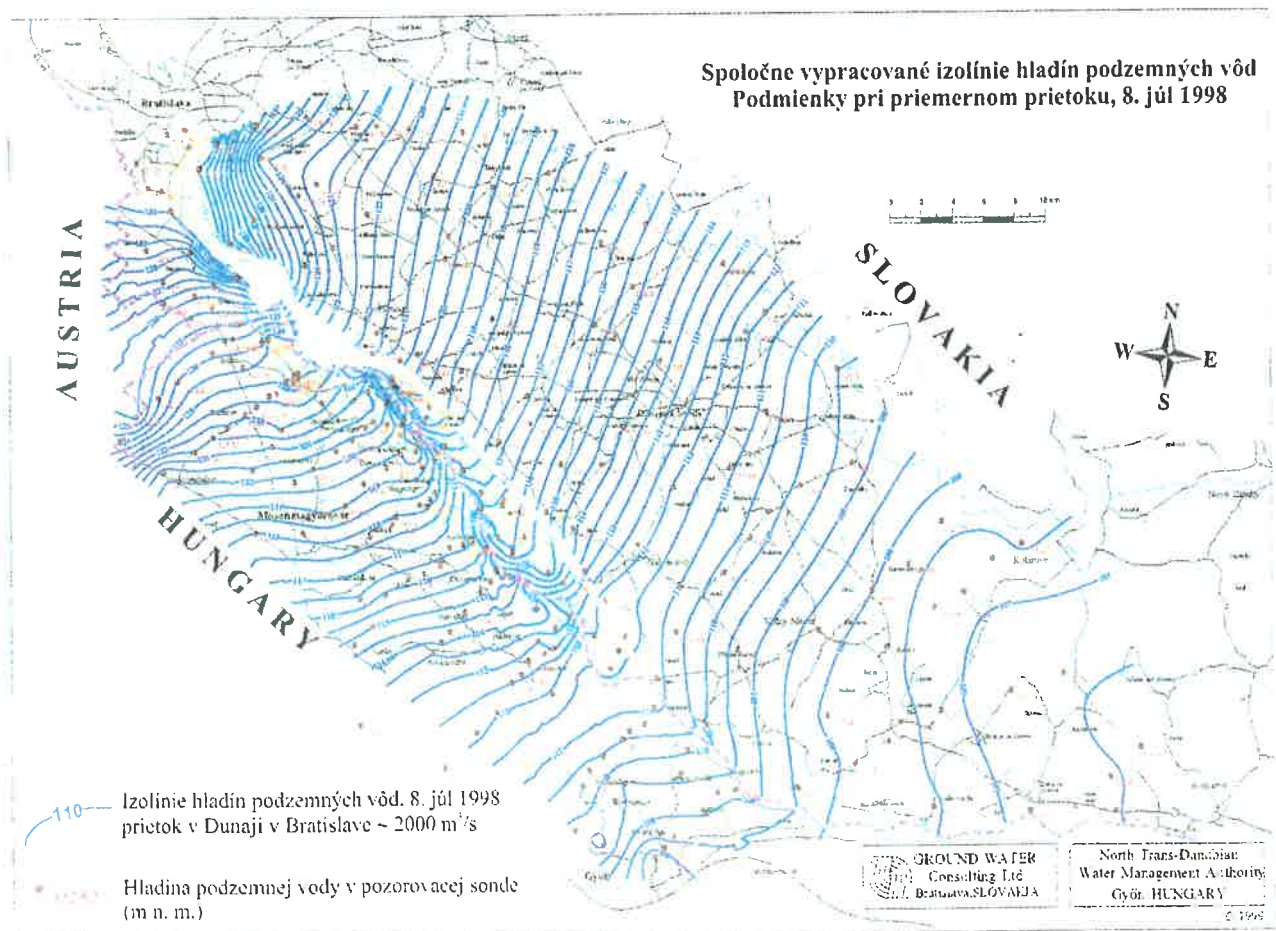
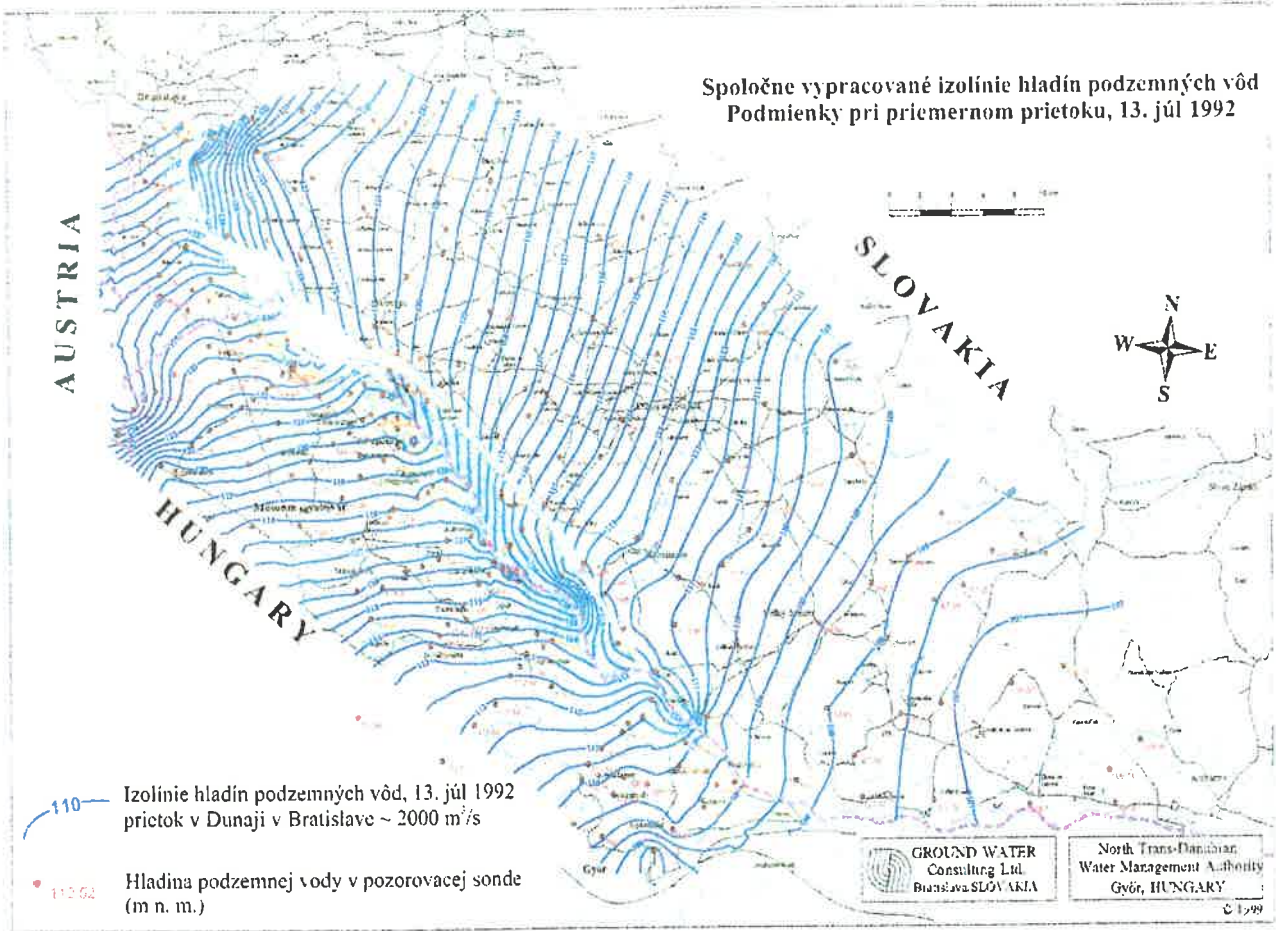


Obr. 2.4 Rez náplavovým kuželom Dunaja  
 Fig. 2.4 Cross-section through the Danube alluvial fan



Obr. 2.5 Pozdĺžny profil projektu Sústavy vodných diel Gabčíkovo - Nagymaros  
Fig. 2.5 Lengthwise profile of the system of Gabčíkovo-Nagymaros Project

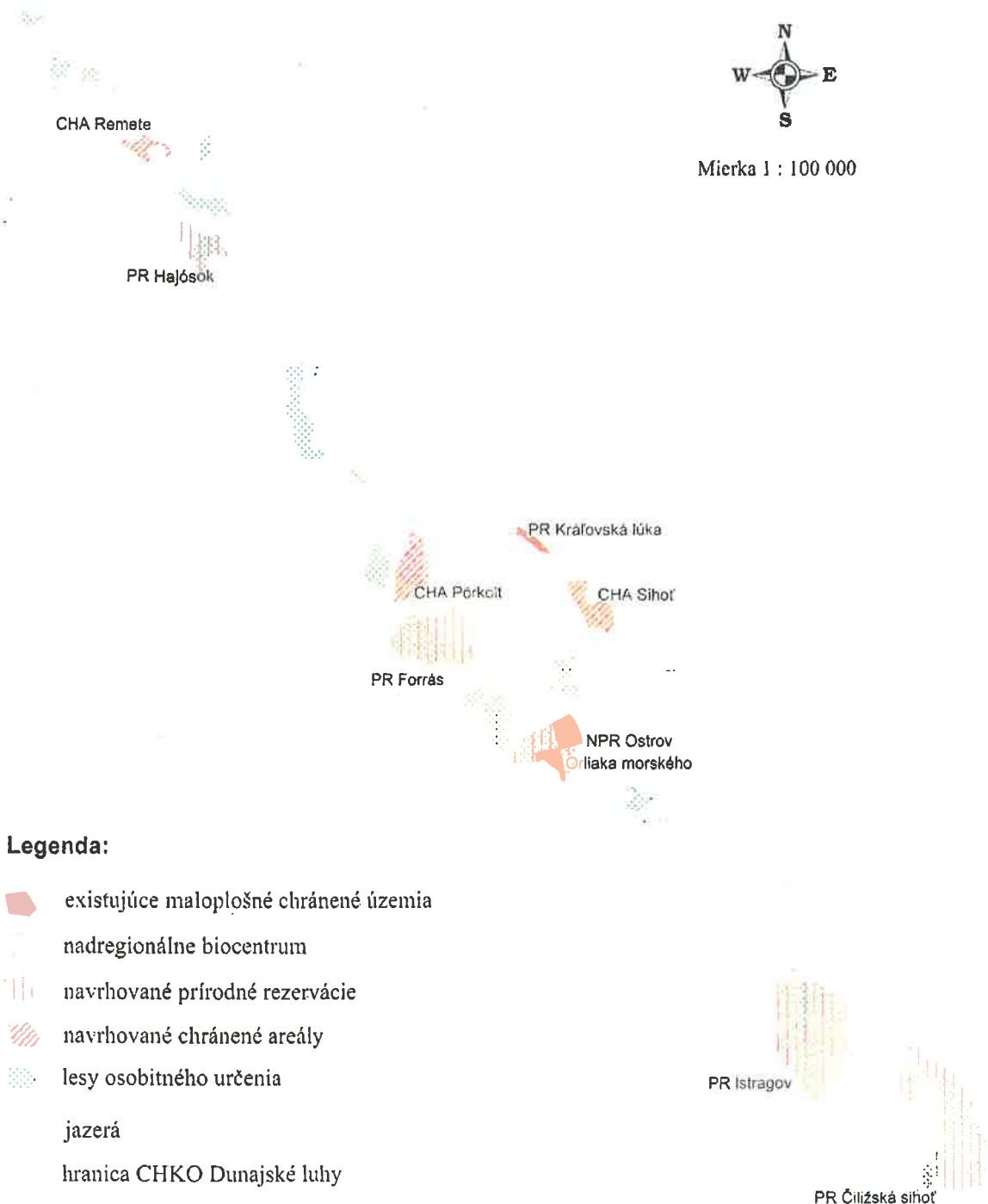




Obr. 2.6 Izolinie hladiny podzemnej vody pred a po prehradení Dunaja  
Fig. 2.6 Contour lines of the ground water level before and after putting the Project into operation

## Analýza maloplošných chránených území v rámci CHKO Dunajské luhy

Autor: Gabriel Izsák



Technické spracovanie: Pavol Košovič

Obr. 3.1a Súčasný stav biocentier, existujúcich a navrhovaných chránených území podľa Izsáka  
Fig. 3.1a Present stay of bio-centres, existing and proposed protected areas, according to Izsák

# Alternatívne riešenie návrhu malopošných chránených území v rámci CHKO Dunajské luhy

Autor: Mírko Bohuš



Mierka 1 : 100 000

PR Hajósok

CHA Pörkölt







PR Kráľovská lúka

CHA Sihot'

PR Forrás

NPR Ostrov  
Orliáka morského

## Legenda:

-  chránené územia existujúce a potenciálne
-  potenciálne biocentrá vysokej priority
-  potenciálne biocentrá nižšej priority
-  lesy prirodzeného charakteru
-  jazerá
-  hranica CHKO Dunajské luhy

PR Istragov

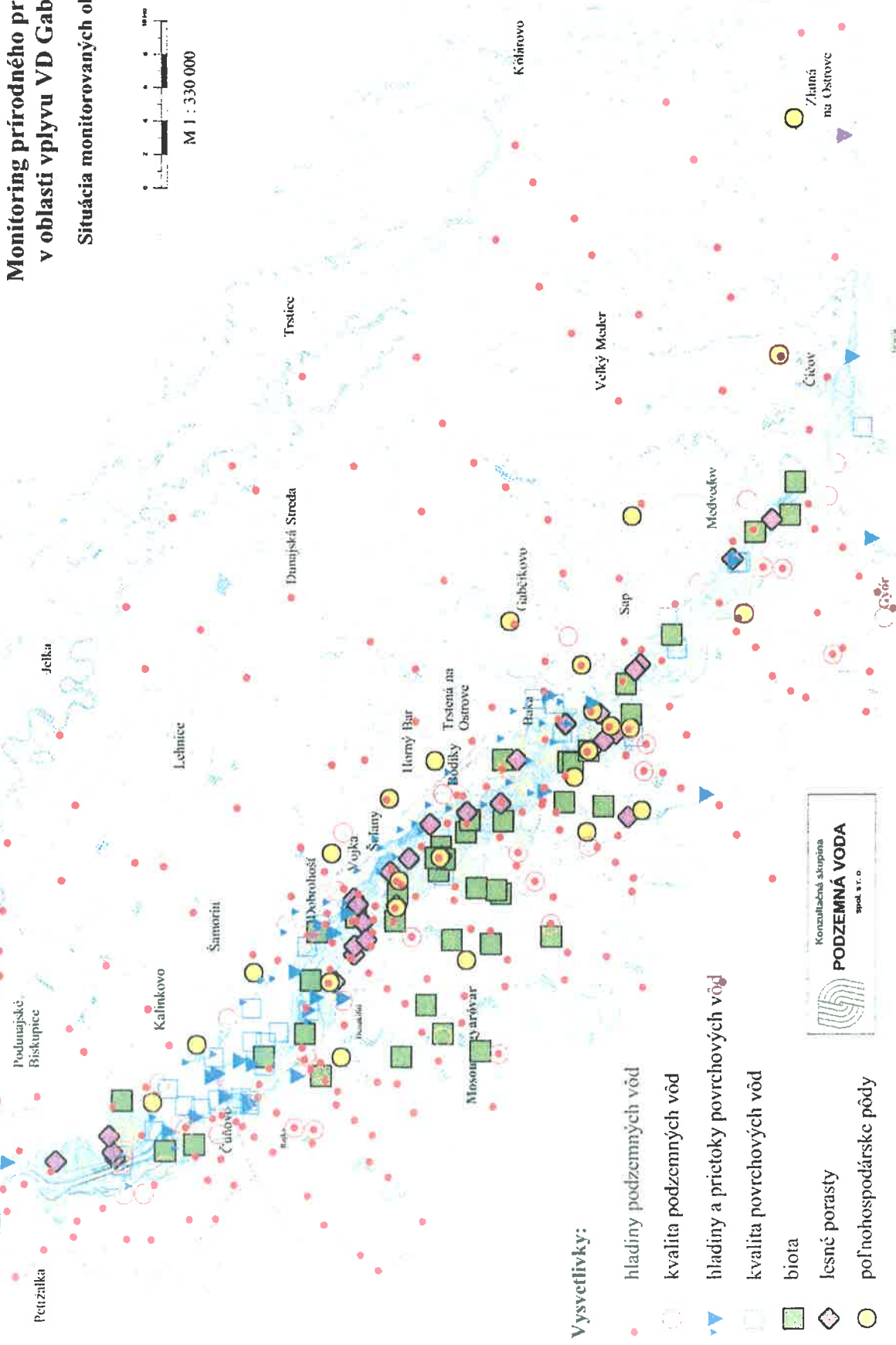
PR Čiližská sihot'

Technické spracovanie: Pavol Košovič

Obr. 3.1b Súčasný stav biocentier, existujúcich a navrhovaných chránených území podľa Bohuša  
Fig. 3.1b Present stay of bio-centres, existing and proposed protected areas, according to Bohuš

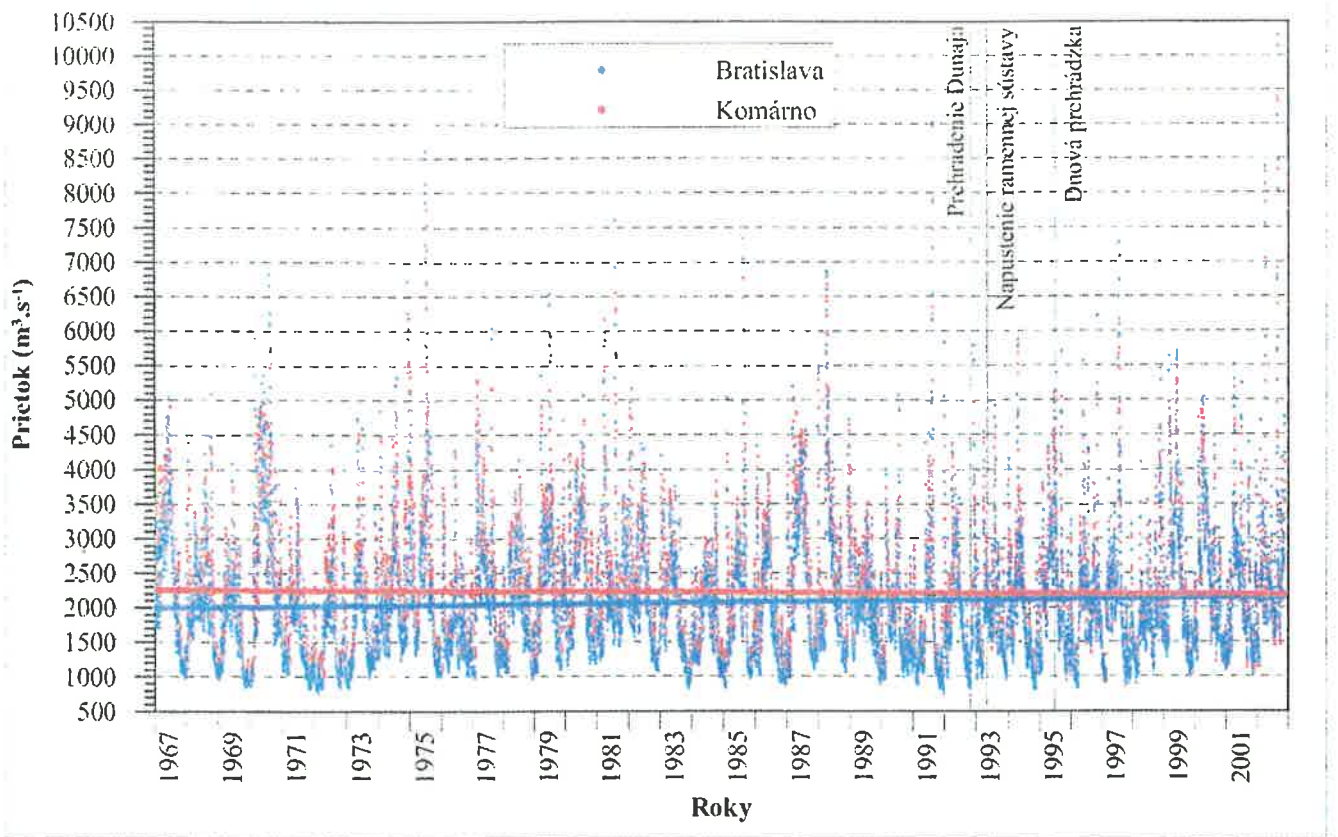
## Monitoring prírodného prostredia v oblasti vplyvu VD Gabčíkovo

### Situácia monitorovaných objektov

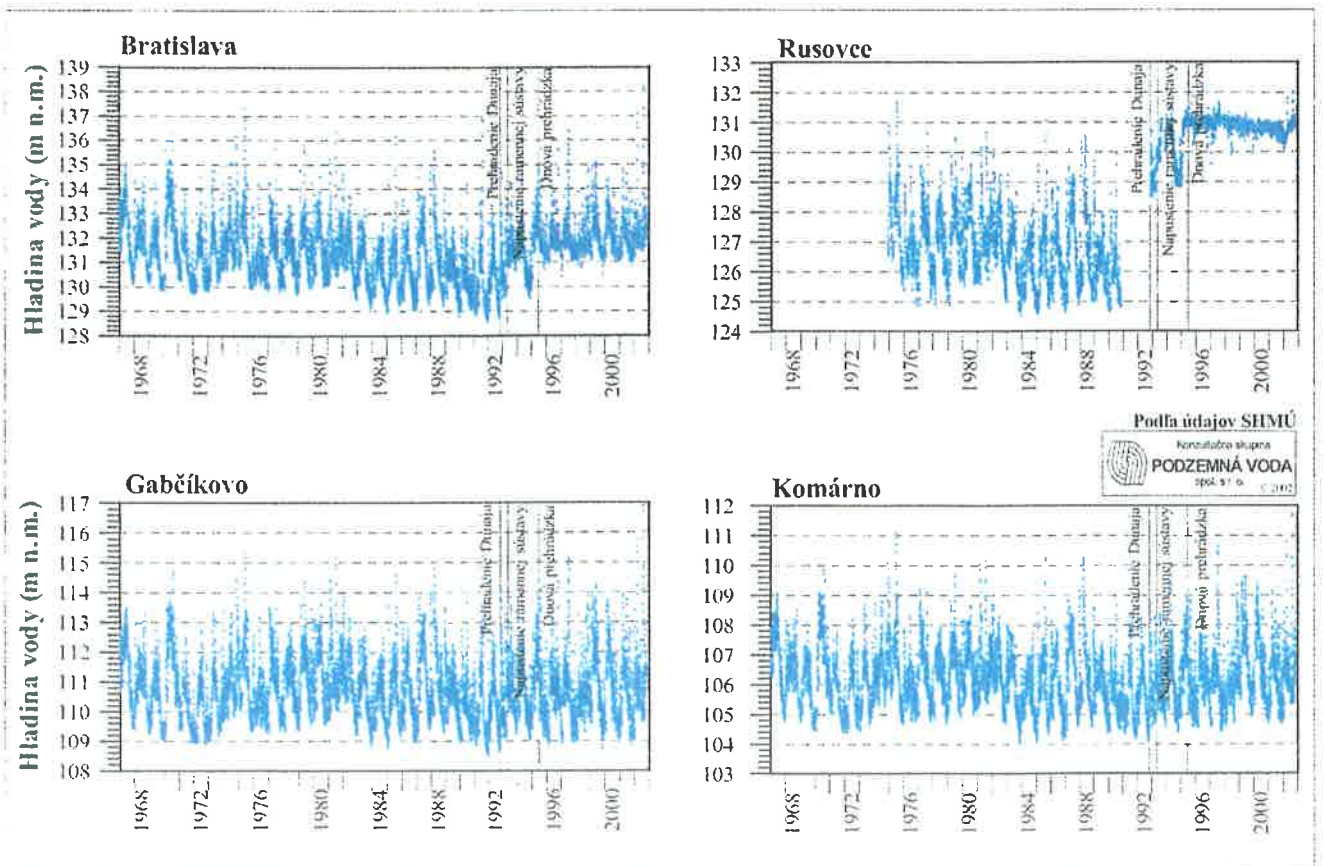


Obr. 4.1 Monitoring prírodného prostredia v oblasti vplyvu VD Gabčíkovo

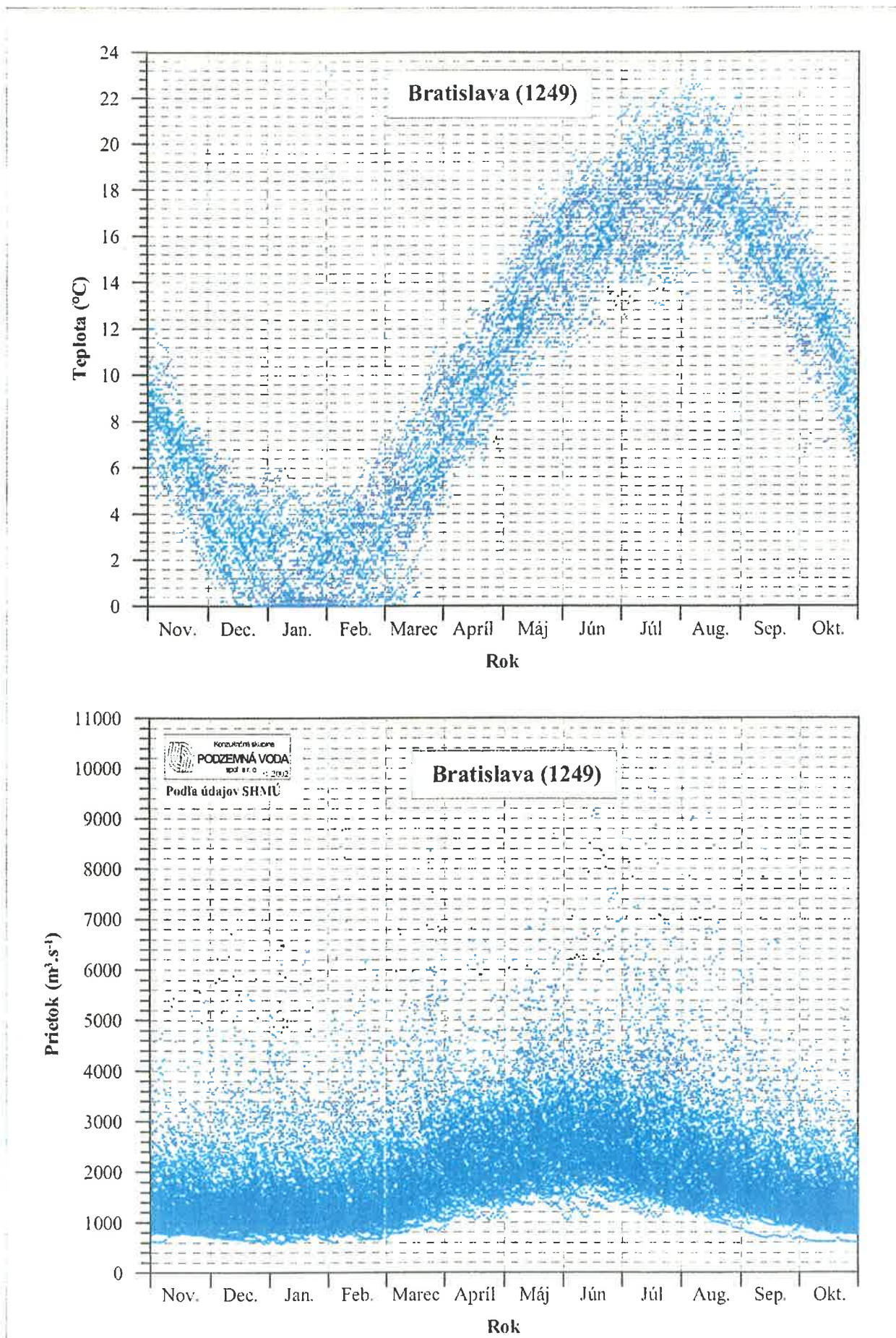
Fig. 4.1 Monitoring of natural environment in the area influenced by the Gabčíkovo hydroelectric power project



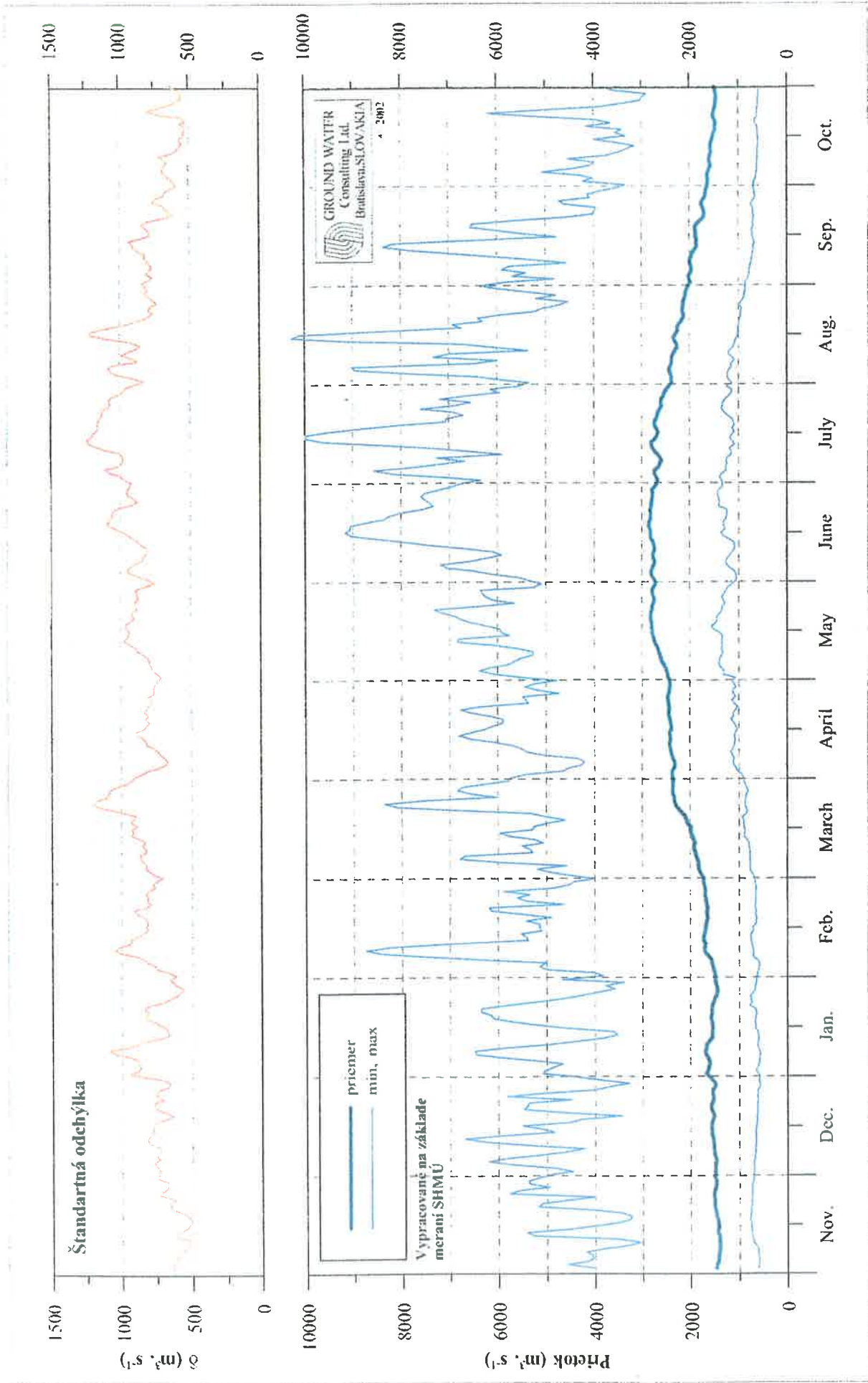
Obr. 4.2 Kolísanie prietokov v Dunaji v r. 1967-2002  
 Fig. 4.2 Fluctuation of discharges in the Danube from 1967-2002



Obr. 4.3 Hladiny vody Dunaja v Bratislave, Rusovciach, Gabčíkove a Komárne v r. 1967-2002  
 Fig. 4.3 Water levels in the Danube at Bratislava, Rusovce, Gabčíkovo and Komárno from 1967 to 2002

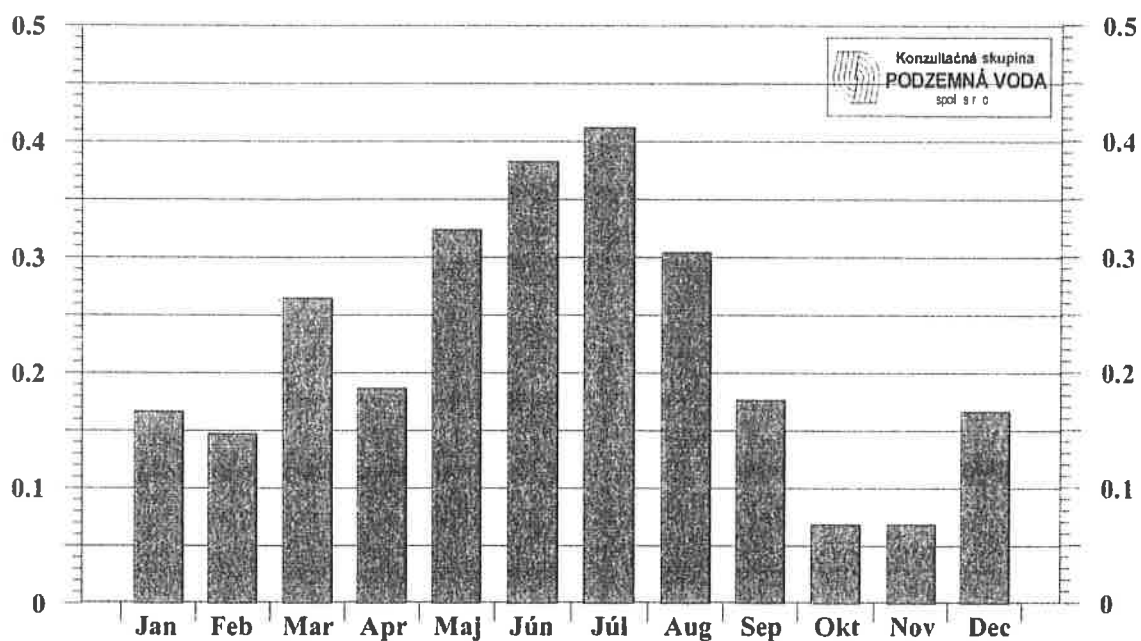


Obr. 4.4 Dlhodobé denné kolísanie teploty a prietoku v Dunaji v Bratislave  
 Fig. 4.4 Long-term fluctuation of water temperature and discharges in the Danube at Bratislava

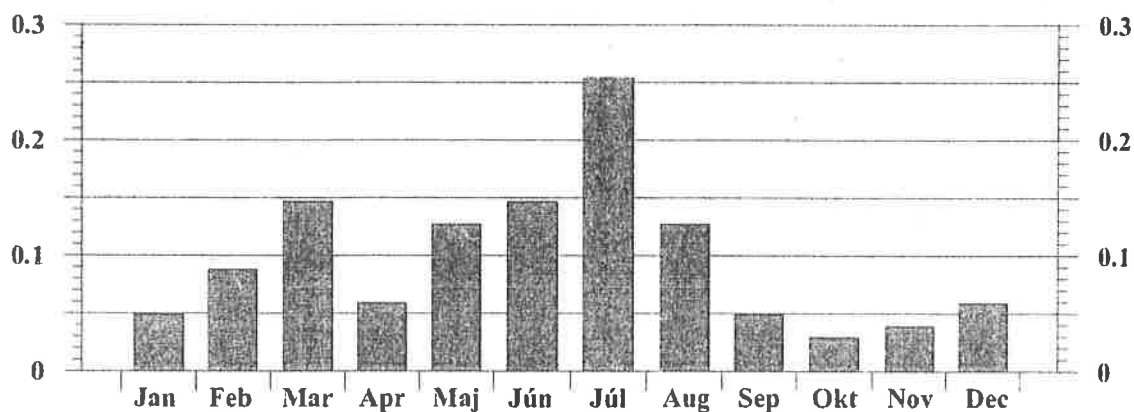


Obr. 4.5 Dlhodobé denné kolísanie prítoku vody Dunaja v Bratislave  
 Fig. 4.5 Long-term fluctuation of discharges in the Danube at Bratislava

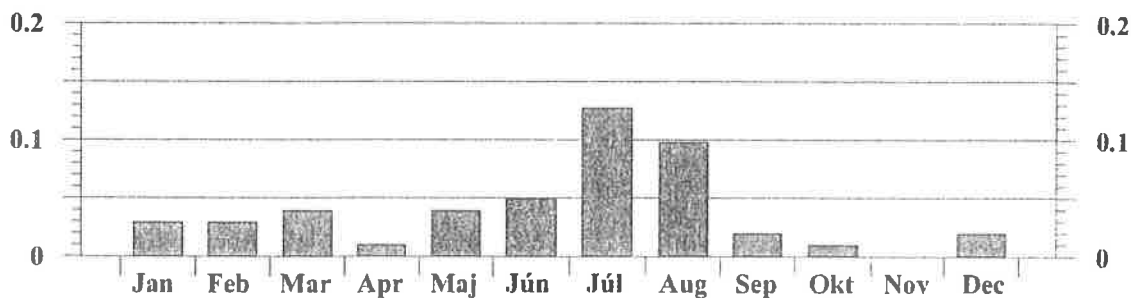
**Dunaj - profil Bratislava / Devín**  
**(1901 až 2002)**



Obr. 4.6a Početnosť výskytu prietokov väčších ako 4000 m<sup>3</sup>/s v jednotlivých mesiacoch v roku  
Fig. 4.6a Frequency of occurrence of discharges above 4000 m<sup>3</sup>/s in individual months in year



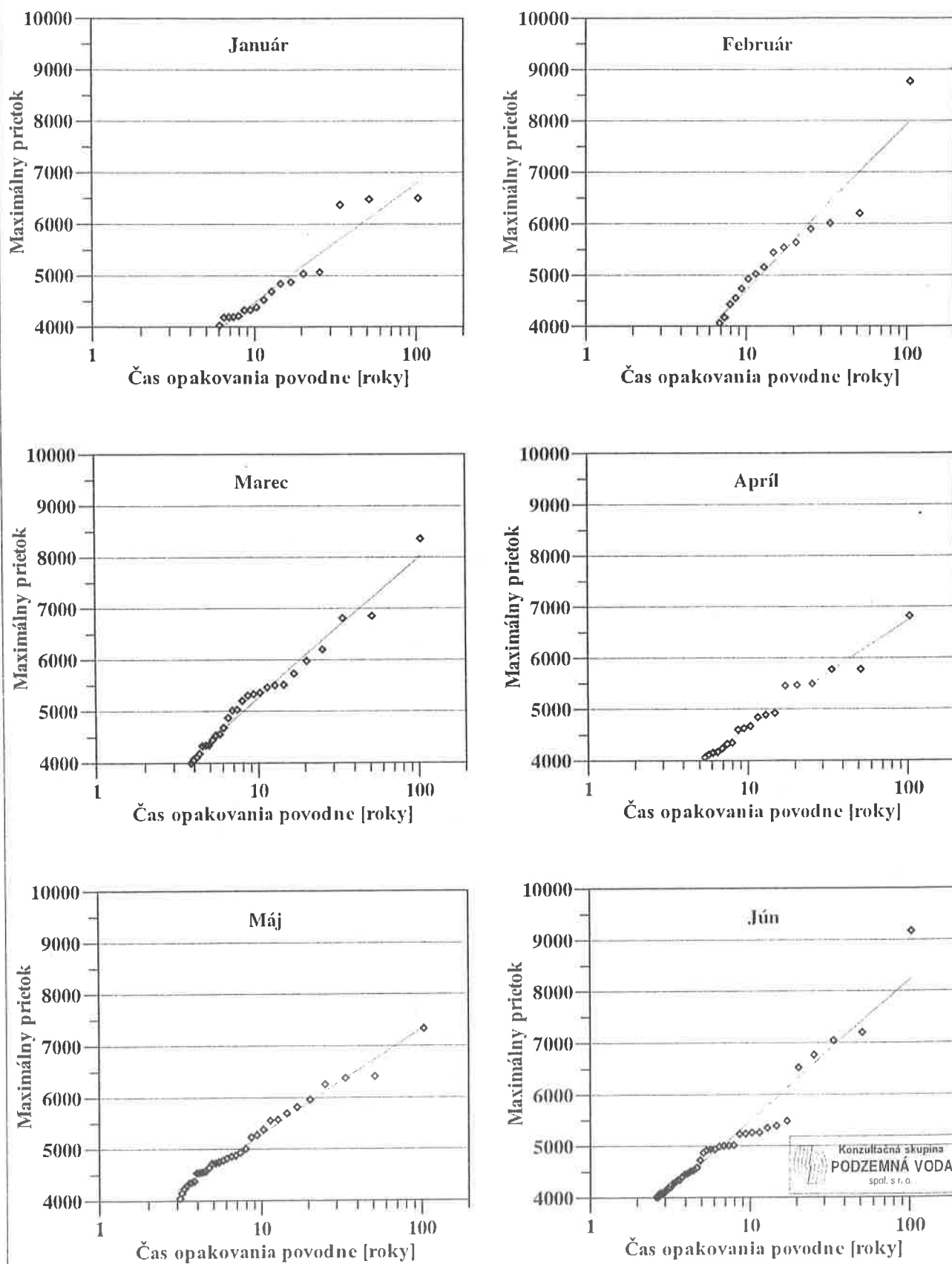
Obr. 4.6b Početnosť výskytu prietokov väčších ako 5000 m<sup>3</sup>/s v jednotlivých mesiacoch v roku  
Fig. 4.6b Frequency of occurrence of discharges above 5000 m<sup>3</sup>/s in individual months in year



Obr. 4.6c Početnosť výskytu prietokov väčších ako 6000 m<sup>3</sup>/s v jednotlivých mesiacoch v roku  
Fig. 4.6c Frequency of occurrence of discharges above 6000 m<sup>3</sup>/s in individual months in year

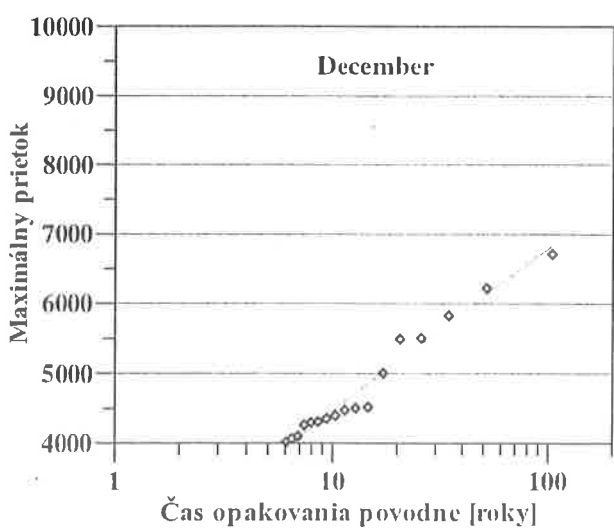
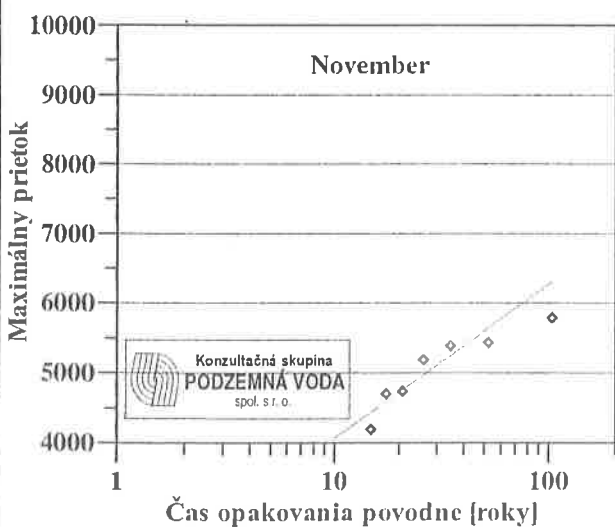
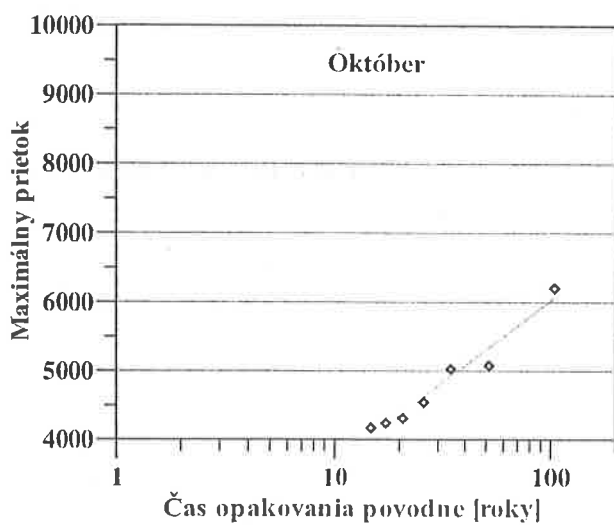
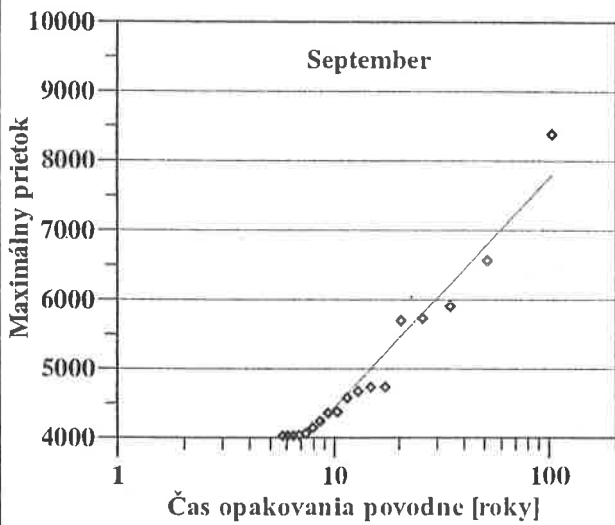
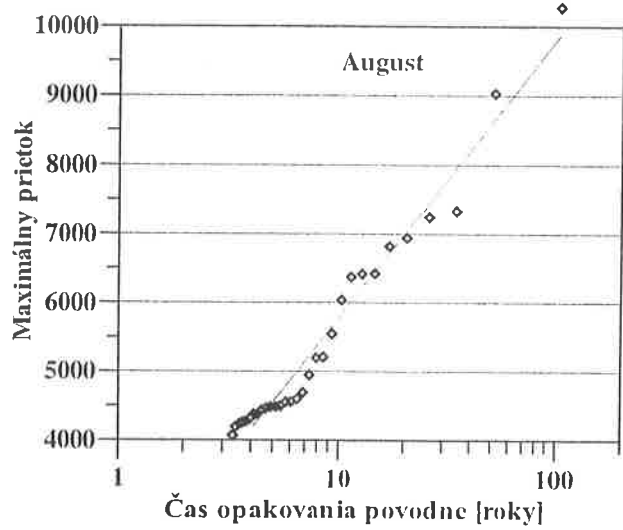
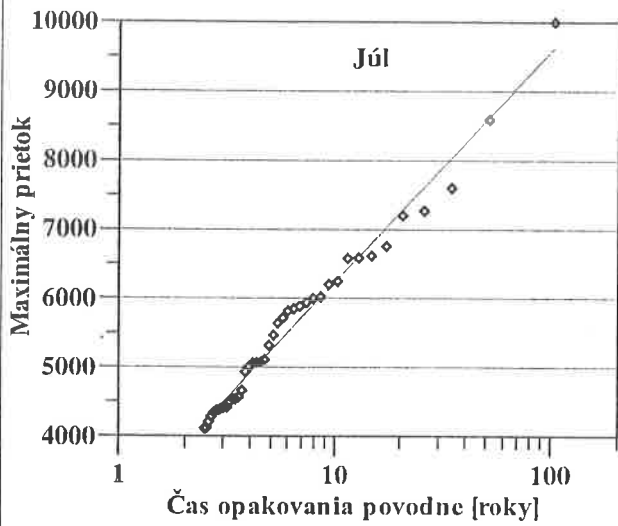


Stanica Bratislava  
(1901-2002)

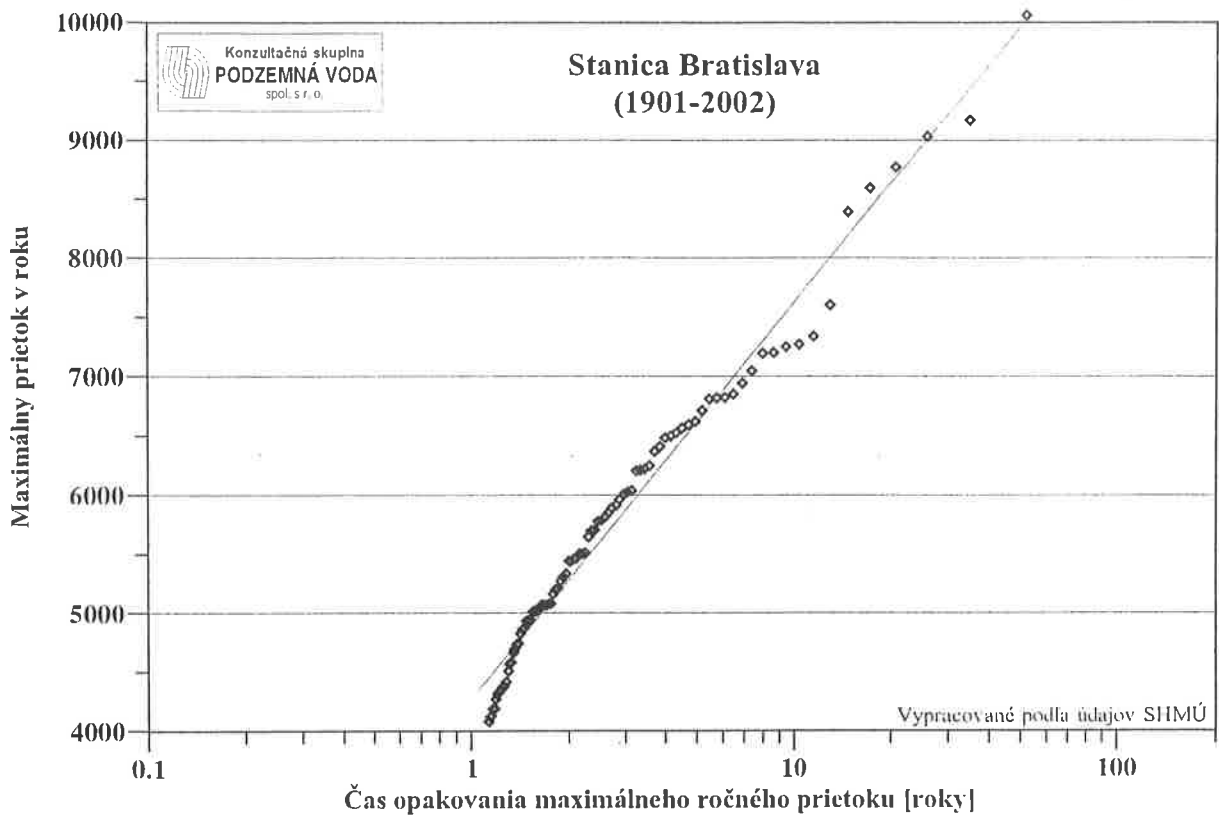


Obr. 4.7a Pravdepodobnosť výskytu maximálneho prietoku v mesiaci  
Fig. 4.7a Probability of occurrence of maximal discharge in month

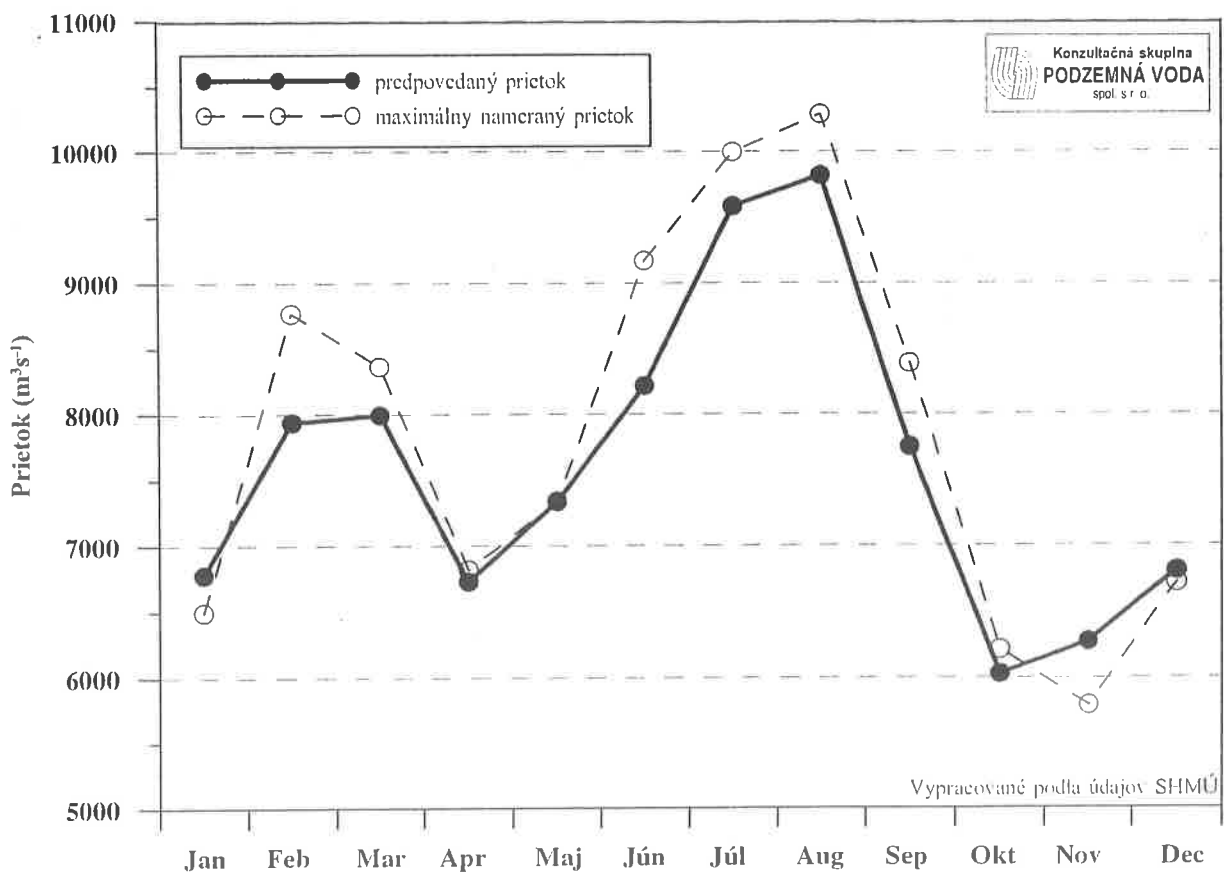
Stanica Bratislava  
(1901-2002)



Obr. 4.7b Pravdepodobnosť výskytu maximálneho prietoku v mesiaci  
Fig. 4.7b Probability of occurrence of maximal discharge in month

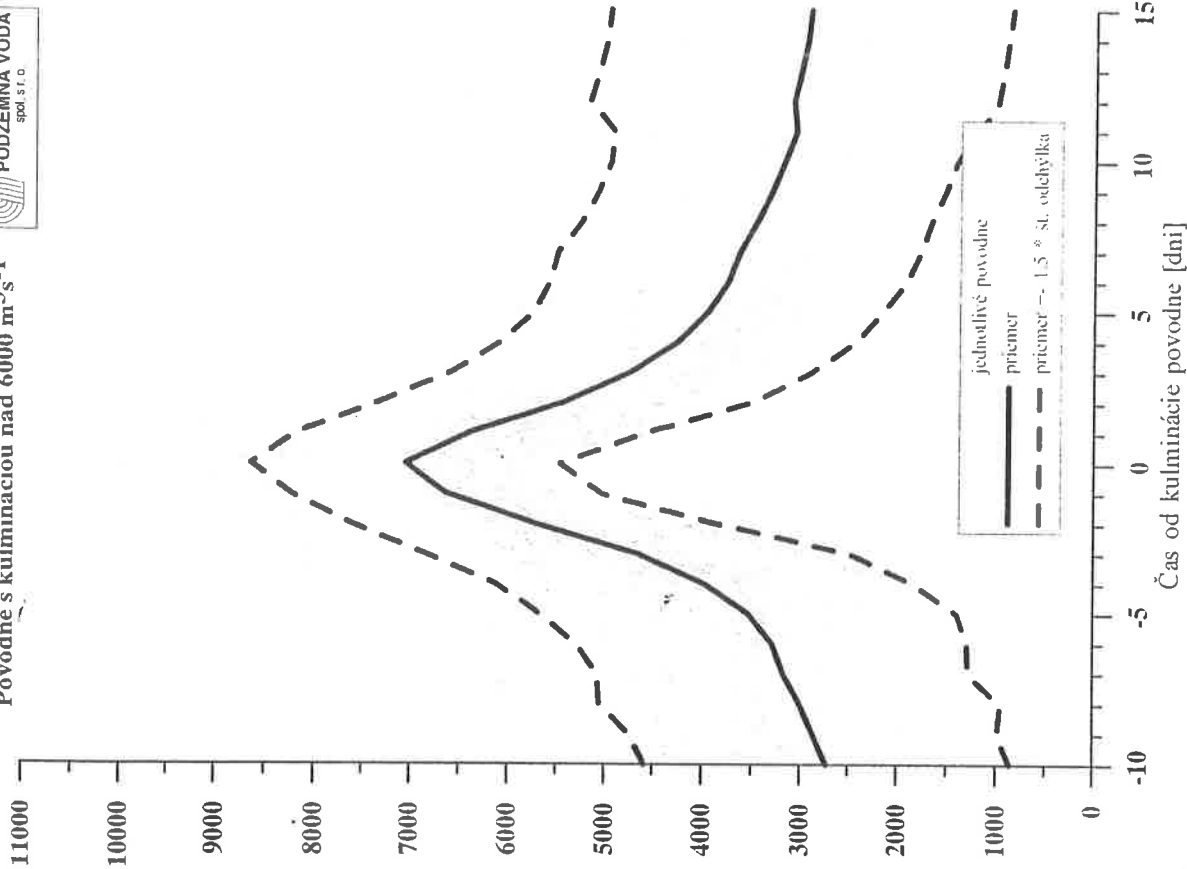


Obr. 4.8a Čas opakovania maximálneho prietoku v roku (z obdobia rokov 1901 až 2002)  
 Fig. 4.8a Repetition time of maximal discharge occurrence (1901-2002)

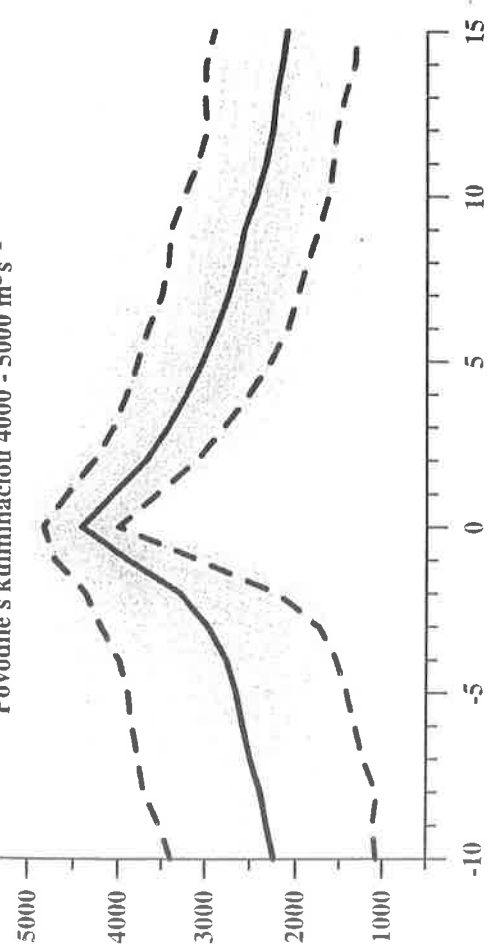


Obr. 4.8b Maximálne prietoky vyskytujúce sa v jednotlivých mesiacoch raz za 100 rokov  
 Fig. 4.8b Occurrence of maximal discharges in individual months once in 100 years

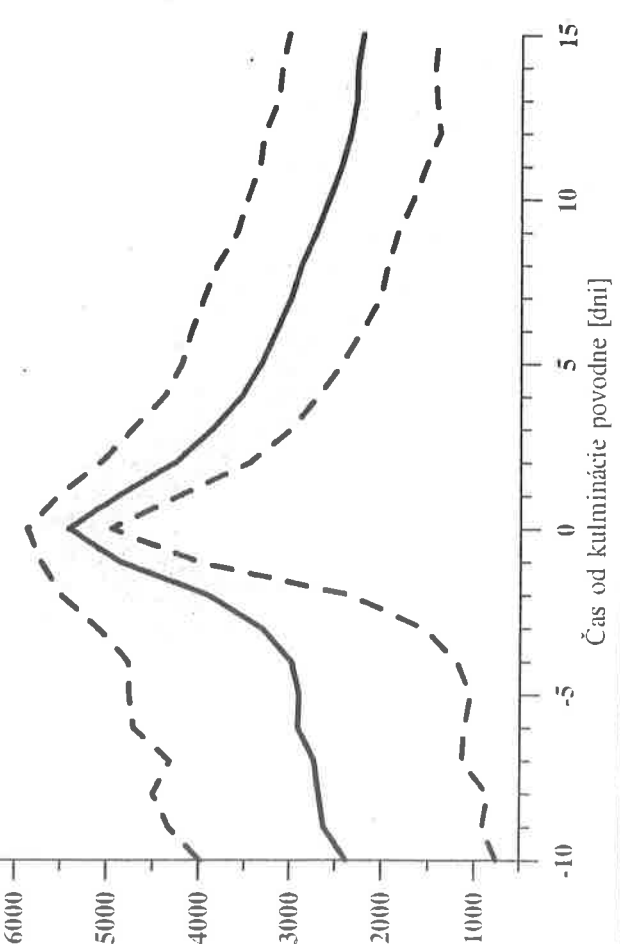
Povodne s kulmináciou nad 6000 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>



Povodne s kulmináciou 4000 - 5000 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>



Povodne s kulmináciou 5000 - 6000 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>

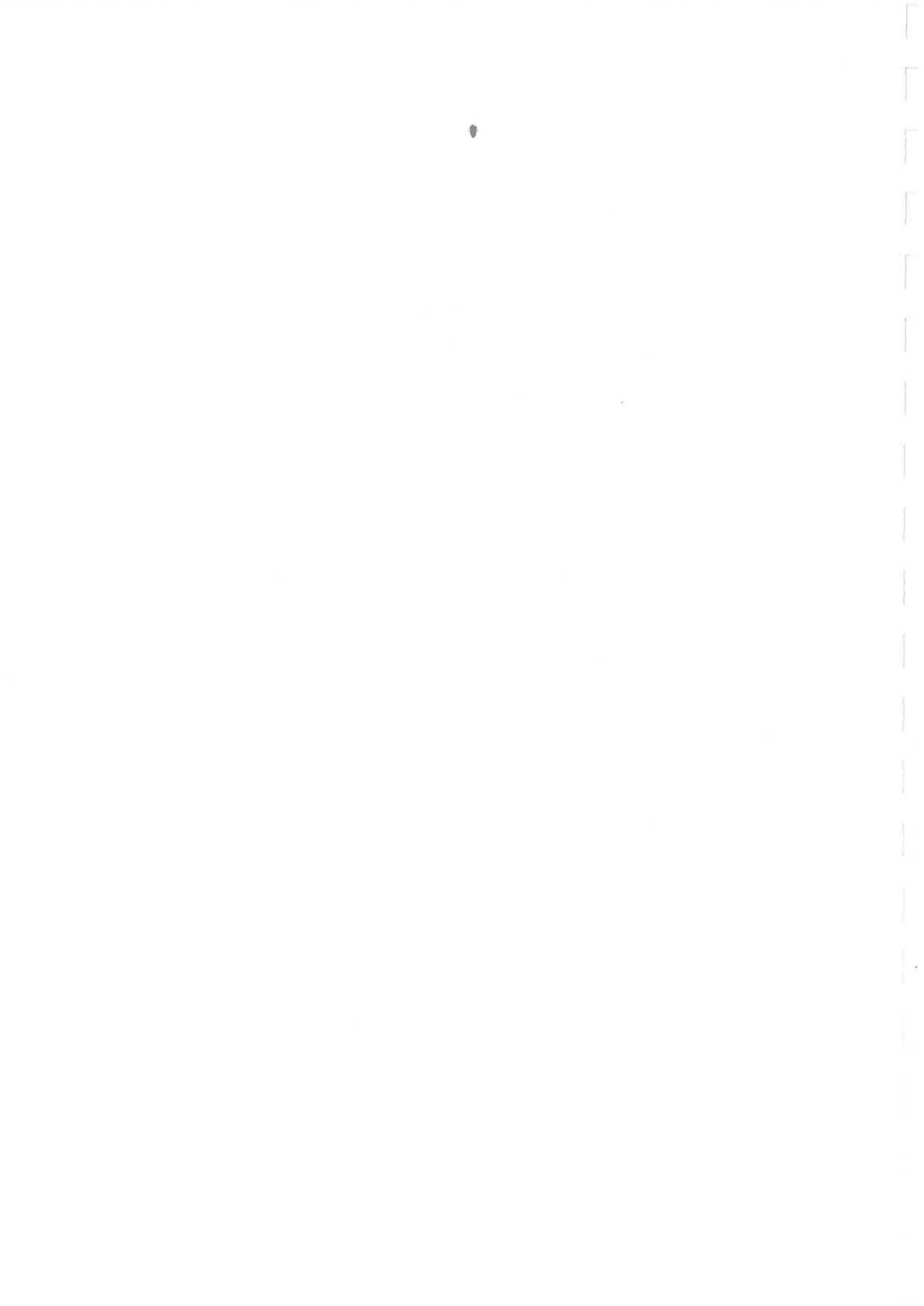


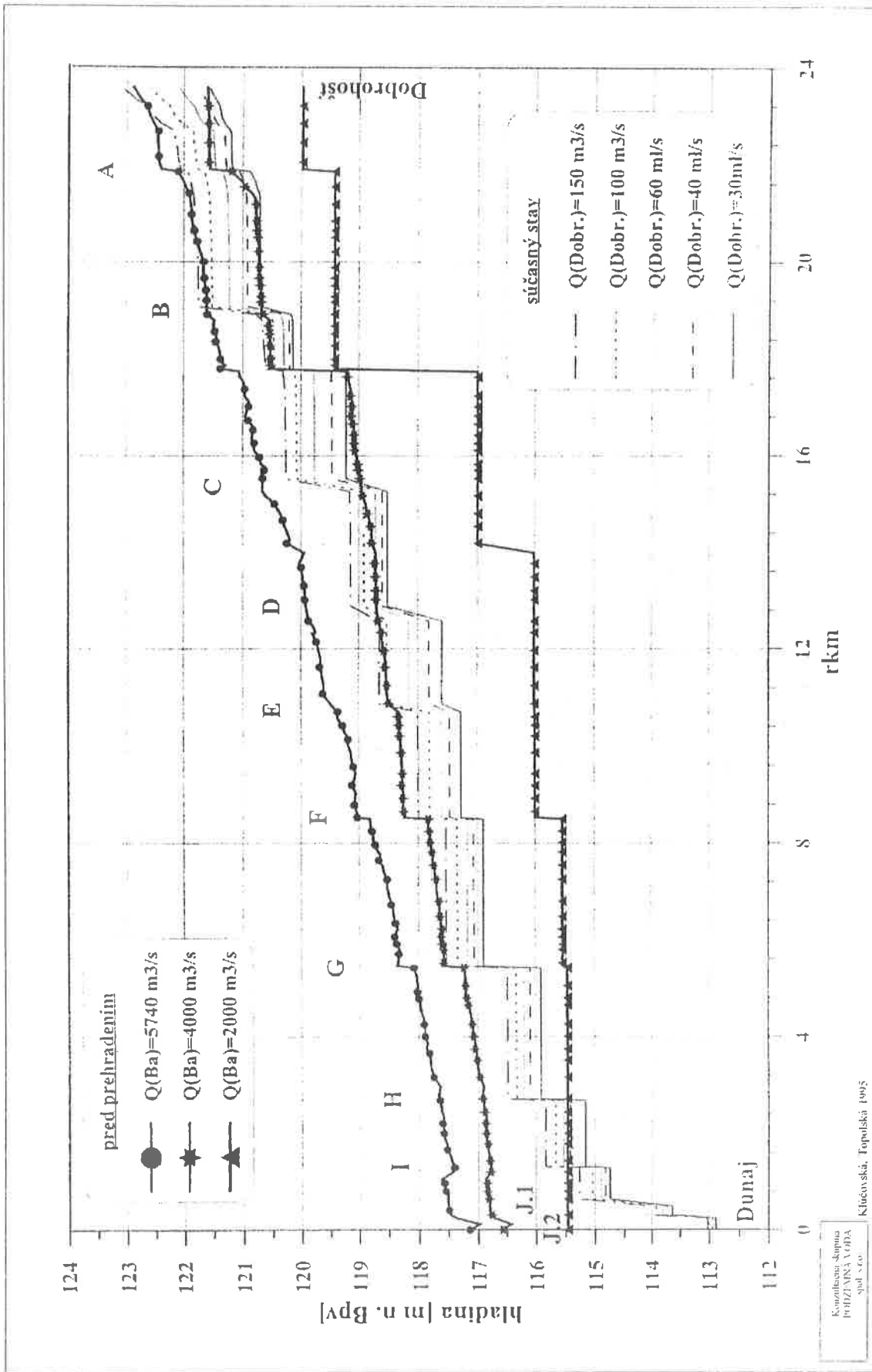
Obr. 4.9 Časové priebehy povodní s maximálnymi prietokmi 4000-5000, 5000-6000 a nad 6000 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>.  
 Fig. 4.9 Time (days) courses of flood discharges with the discharges 4000-5000, 5000-6000 and over 6000 m<sup>3</sup>/s (0 - day with discharges culmination)





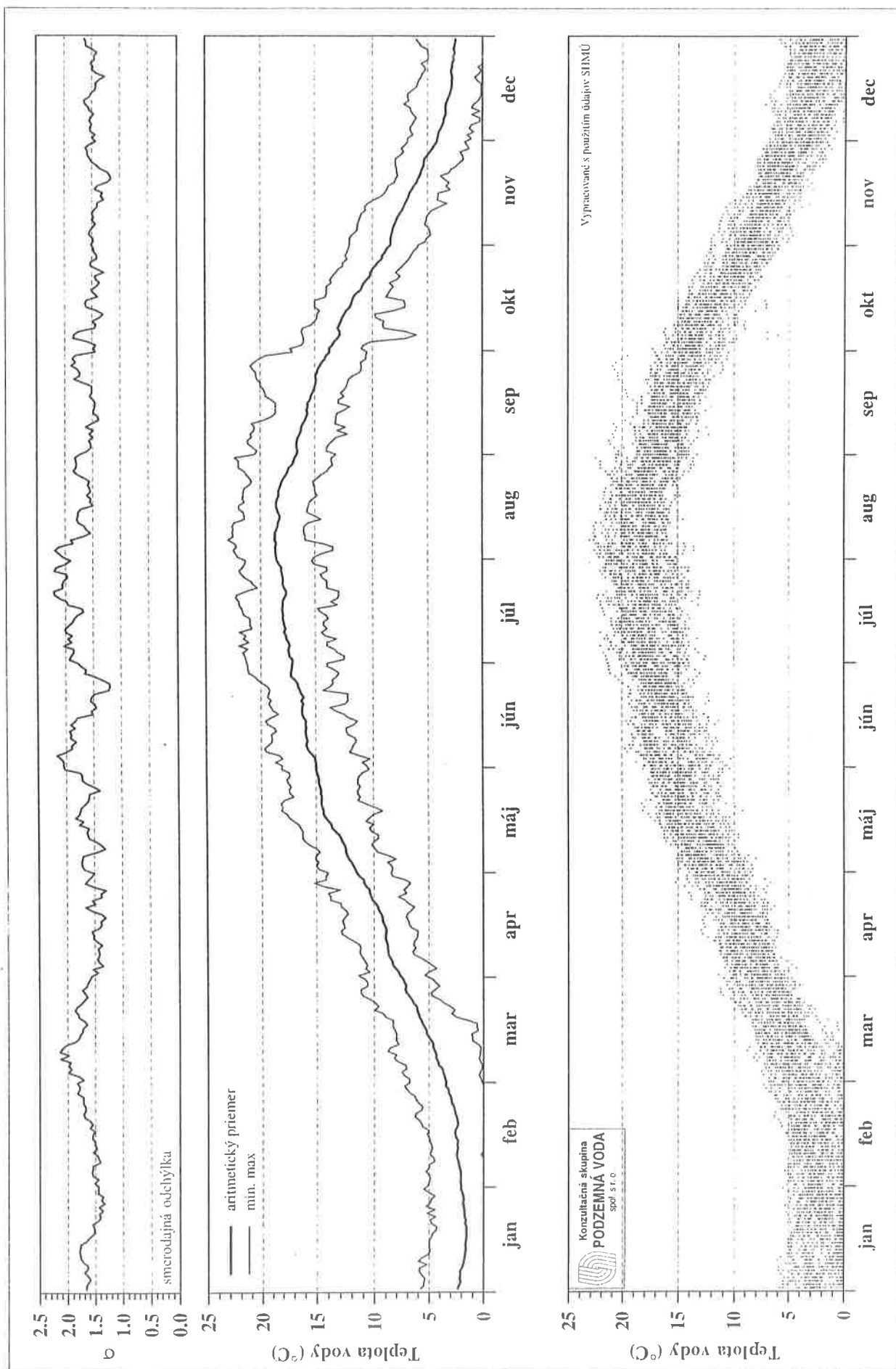
Obr. 4.10 Mapa inundácie s líniami, pozorovacími plochami lesa a bioty, pozorovacími objektmi povrchovej a podzemnej vody a pôdnej vlhkosti  
 Fig. 4.10 Map of inundation area with the lines of cascades, monitoring plots of forest and biota, monitoring objects of surface and ground water and soil moisture



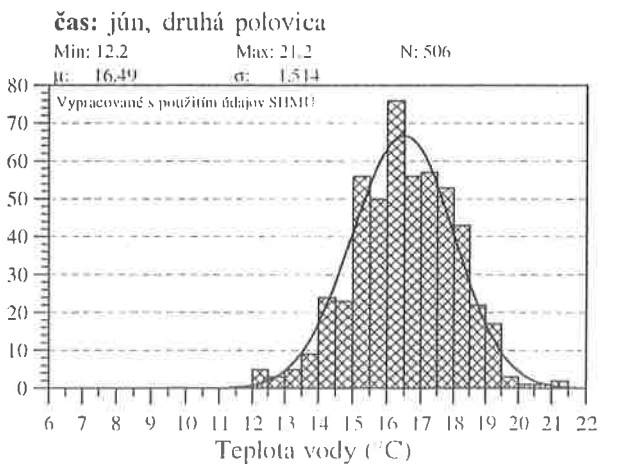
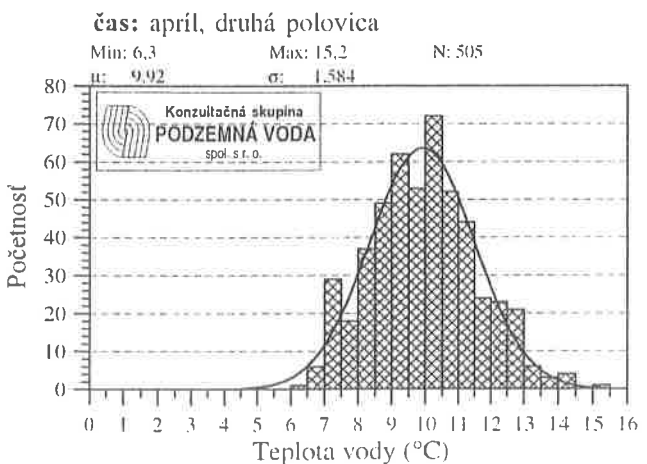
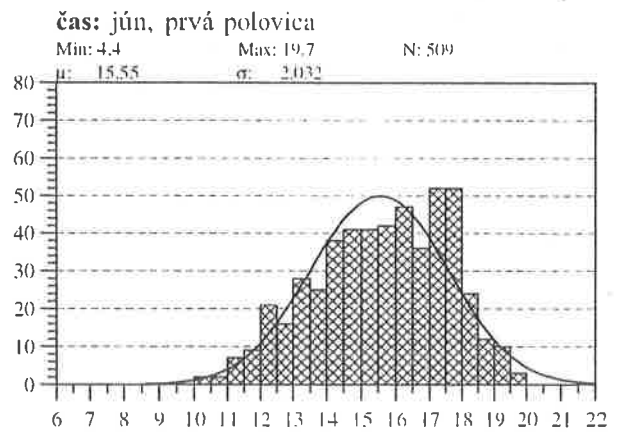
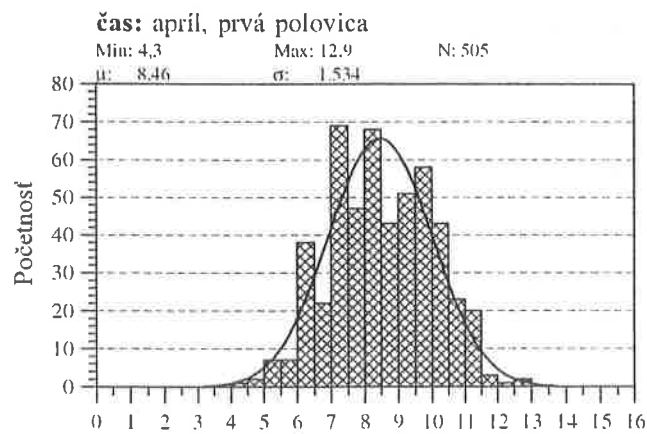
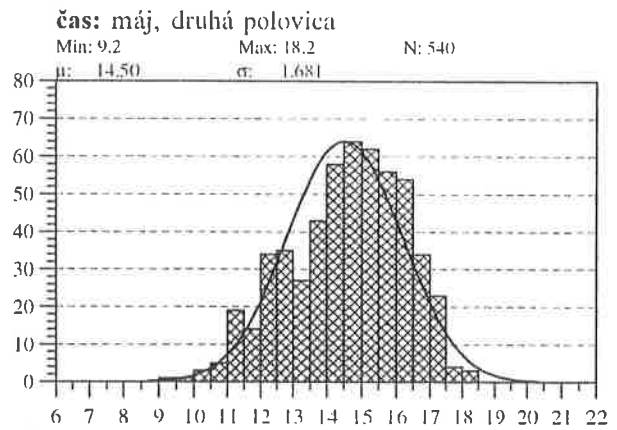
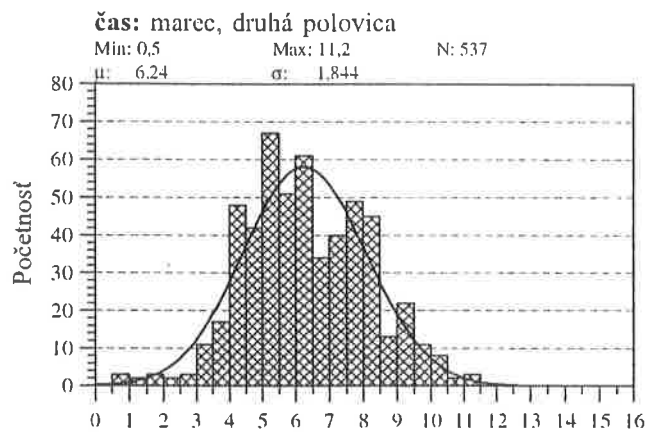
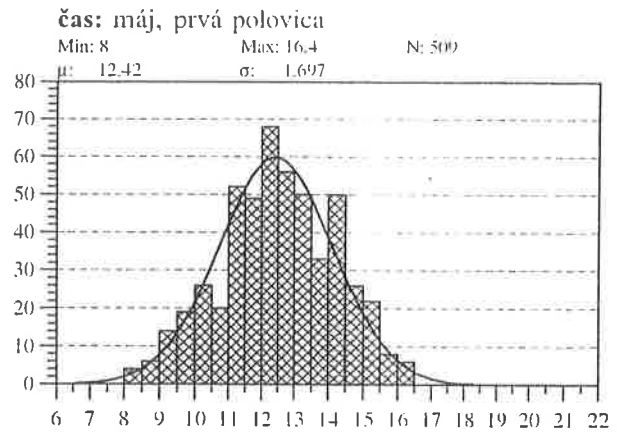
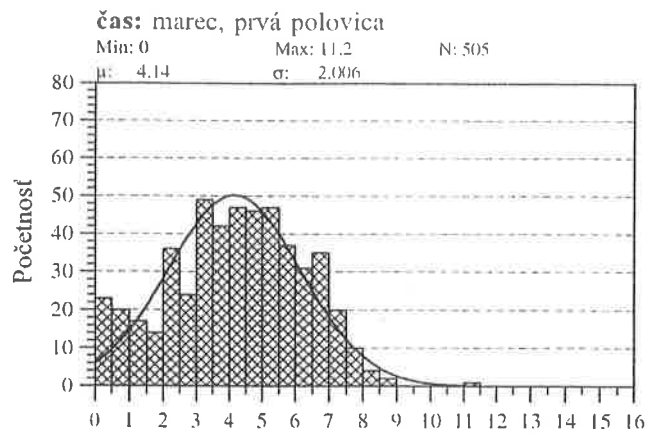


Obr. 4.11 Pozdĺžny profil ramennou sústavou - charakteristické prietoky a vodné stavy  
 Fig. 4.11 Profile along the river branch system - characteristic discharges and water levels

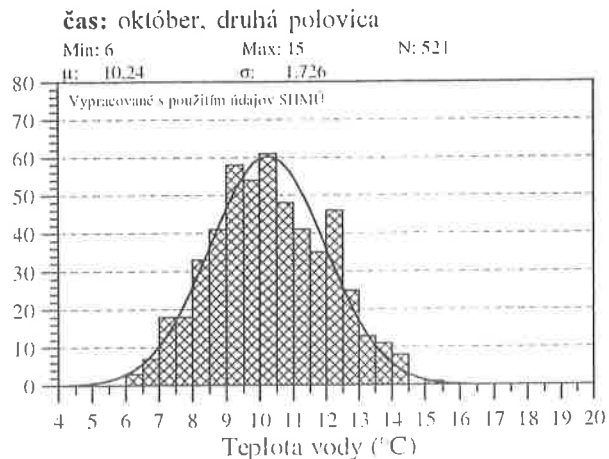
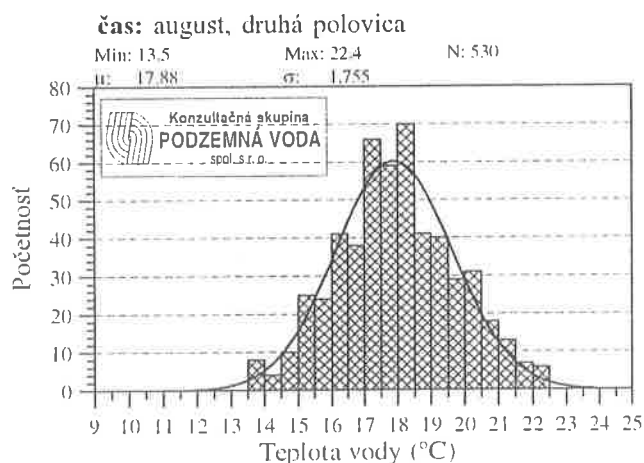
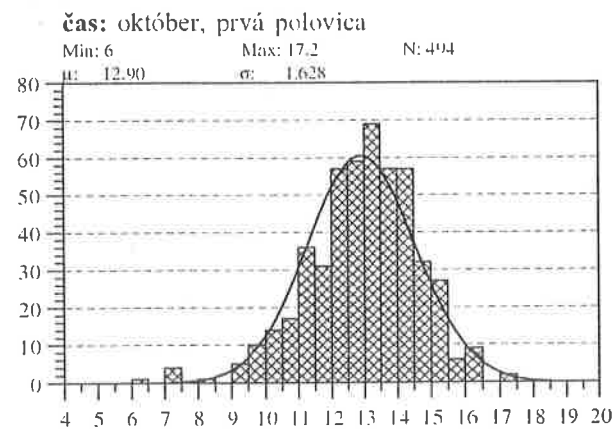
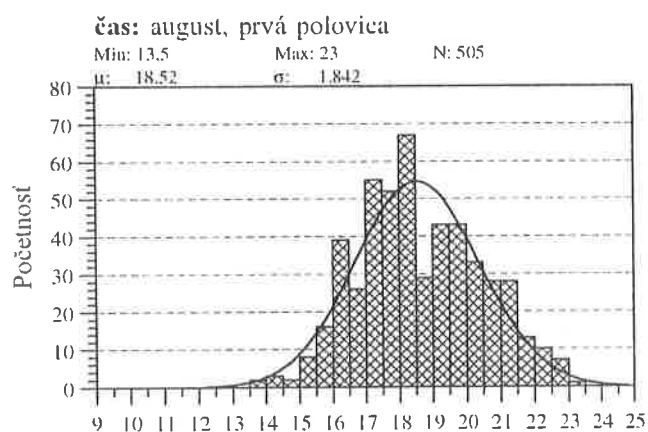
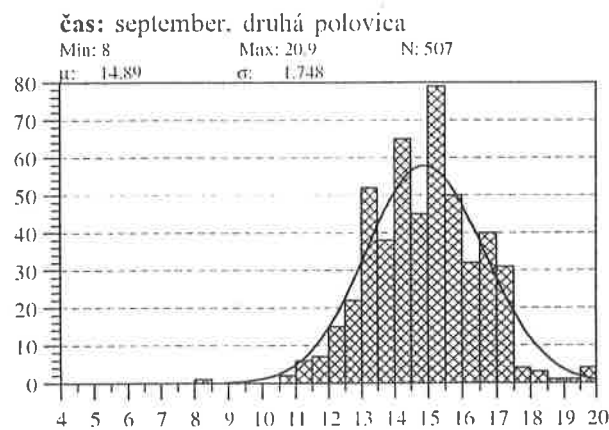
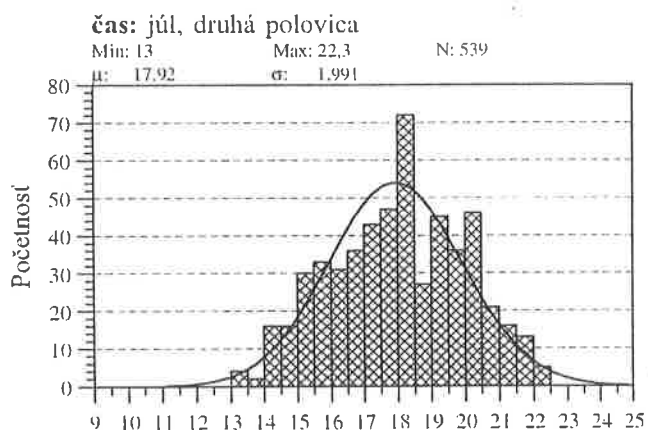
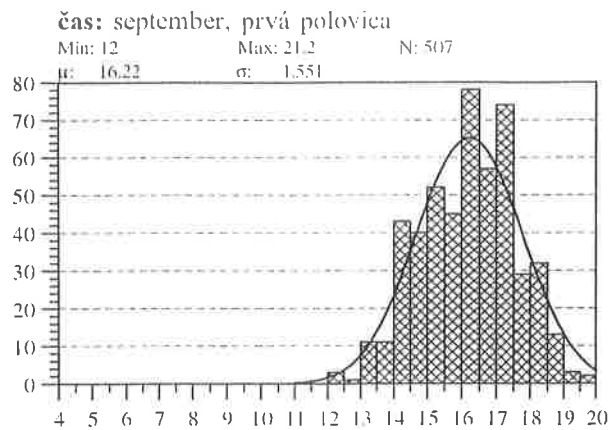
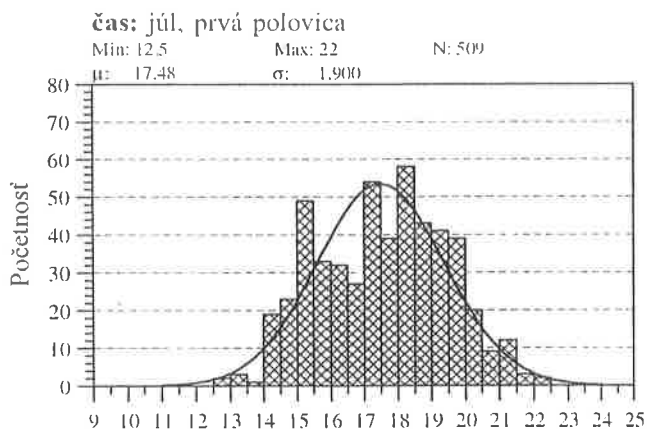




Obr. 4.12 Ilustrácia dlhodobého kolísania teplôt vody v Dunaji  
 Fig. 4.12 Illustration of long-term water temperature fluctuation in the Danube

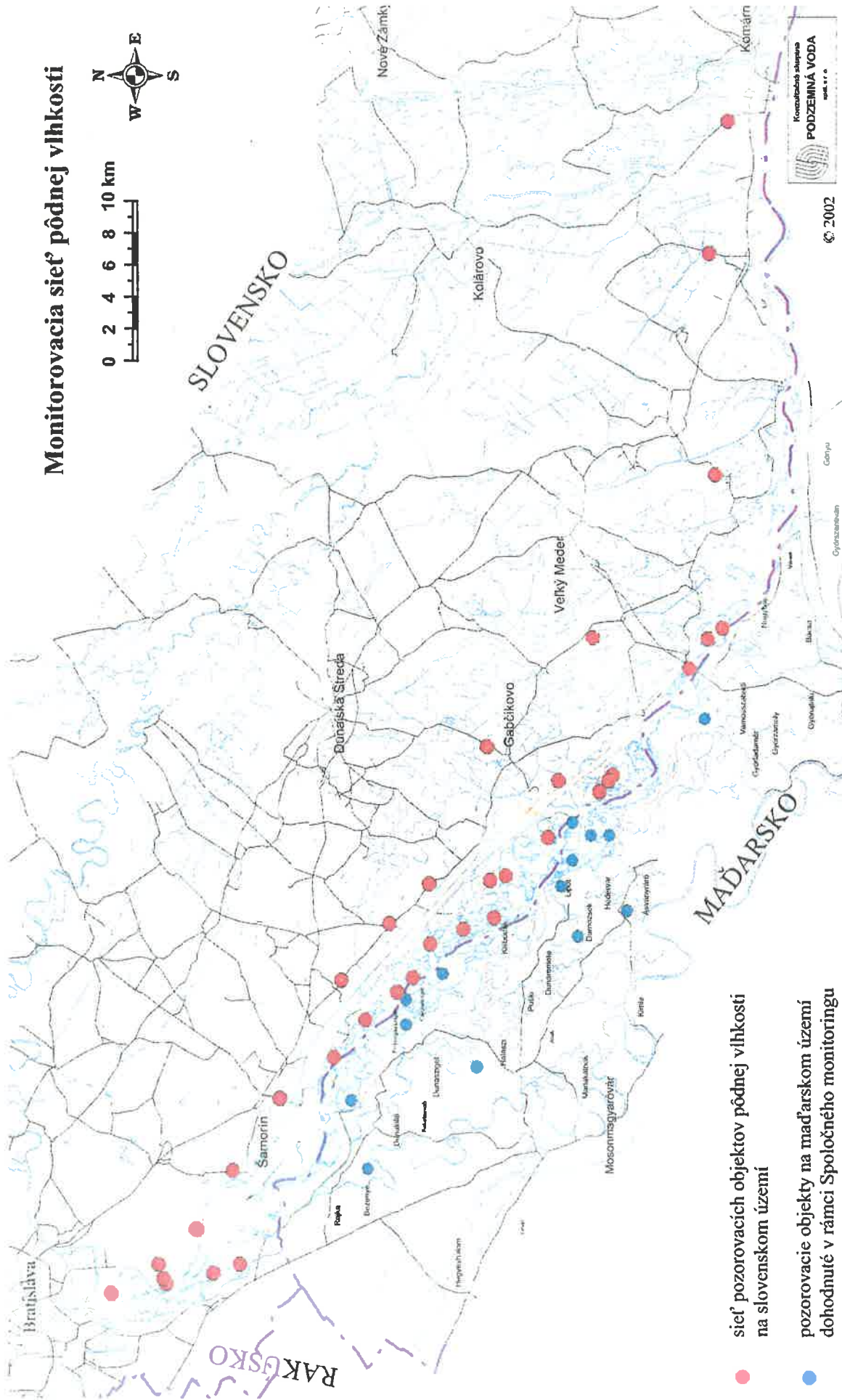
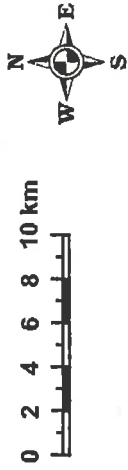


Obr. 4.13a Histogramy a teoretické rozdelenie výskytu teplôt vody v Dunaji v Bratislave  
 Fig. 4.13a Histograms and theoretical distribution of water temperature in the Danube at Bratislava



Obr. 4.13b Histogramy a teoretické rozdelenie výskytu teplôt vody v Dunaji v Bratislave  
 Fig. 4.13b Histograms and theoretical distribution of water temperature in the Danube at Bratislava

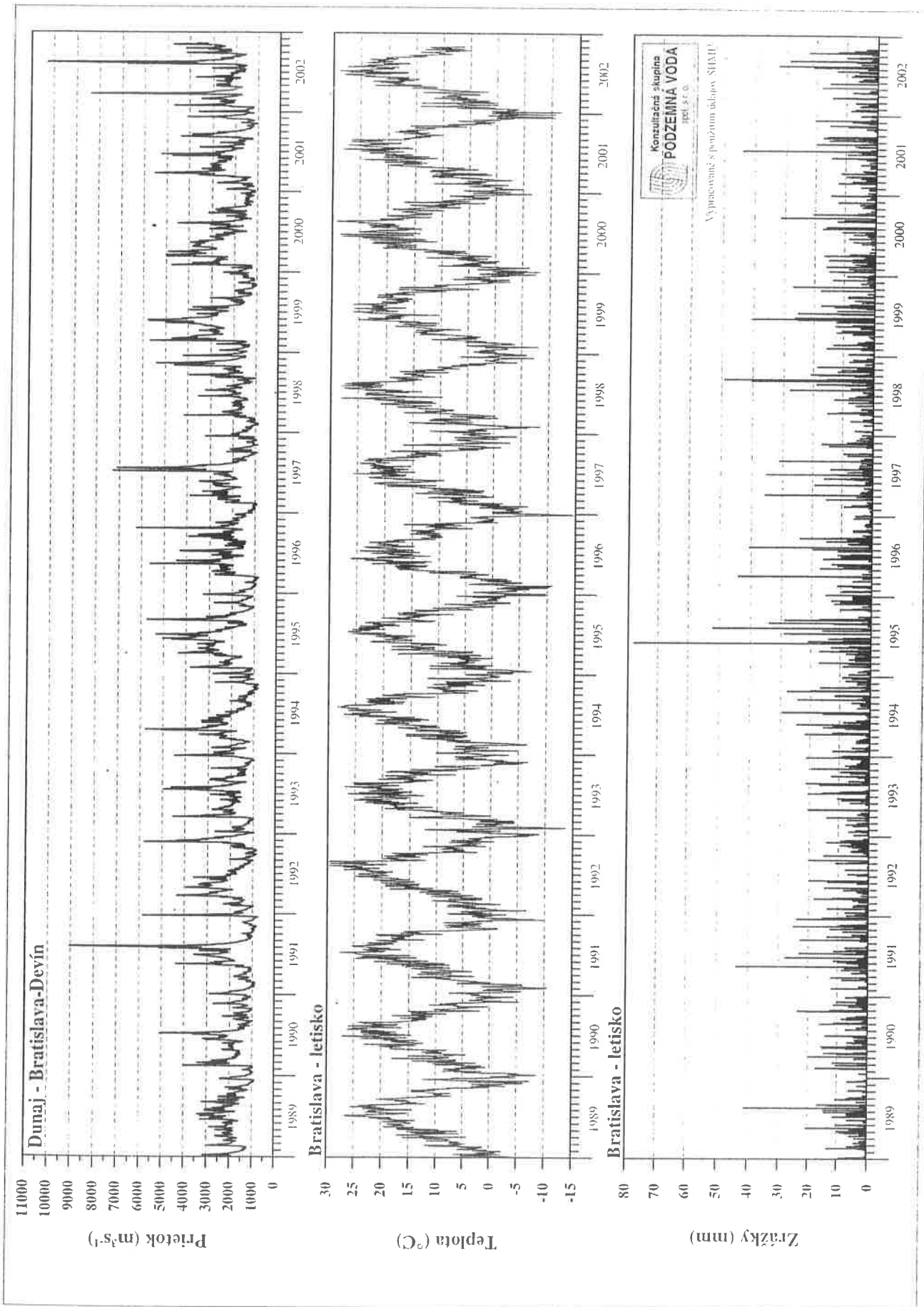
# Monitorovacia sieť pôdnej vlhkosti



- sieť pozorovacích objektov pôdnej vlhkosti na slovenskom území
- pozorovacie objekty na maďarskom území dohodnuté v rámci Spoločného monitoringu

Obr. 5.1 Miesta monitorovania pôdnej vlhkosti  
Fig. 5.1 Soil moisture monitoring plots





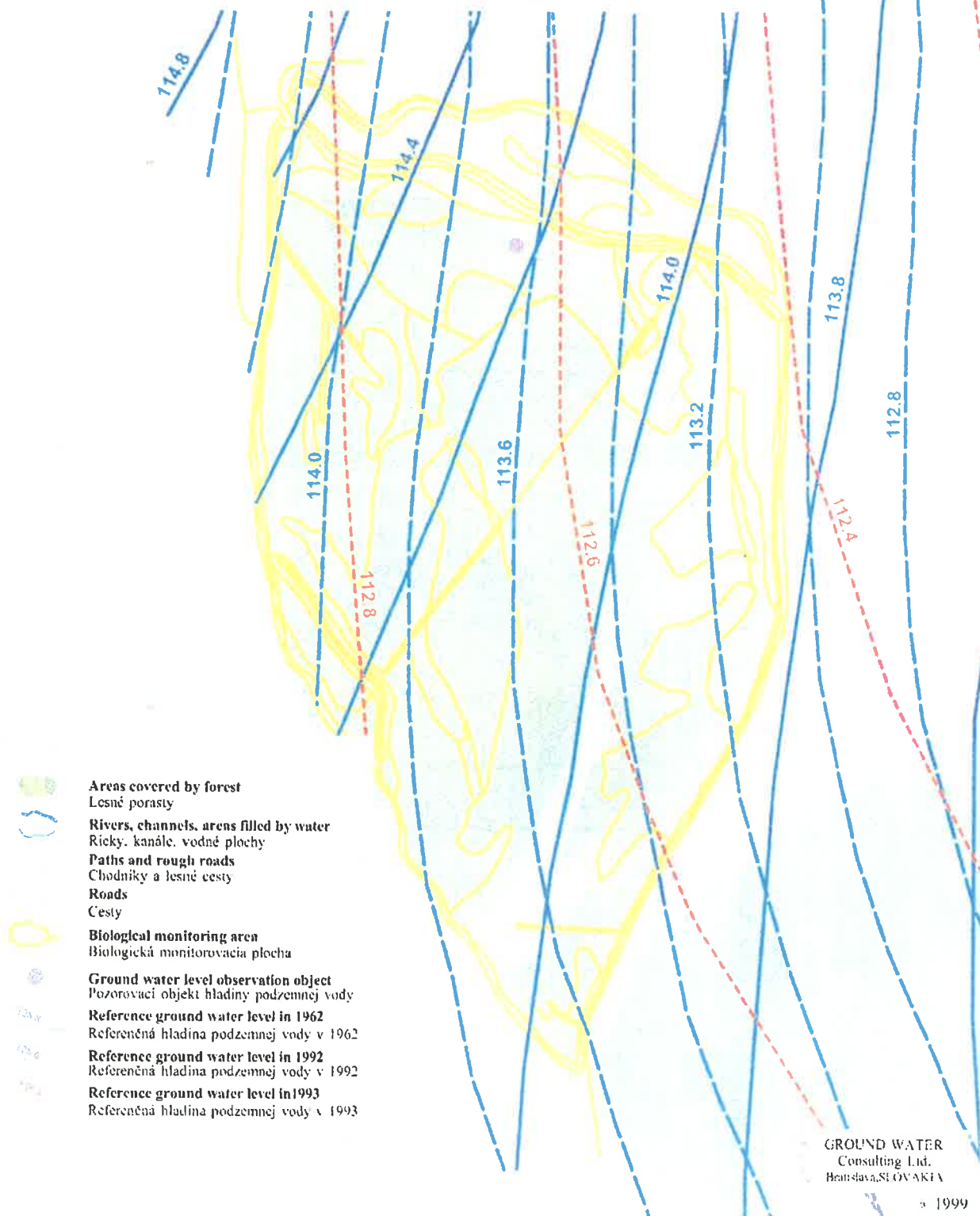
Obr. 5.2 Prietoky Dunaja, zrážky a teplota vzduchu  
 Fig. 5.2 Danube discharges, precipitation and air temperature



# Biological monitoring area

## Biologická monitorovacia plocha

### Gabčíkovo - Istragov, MP-14



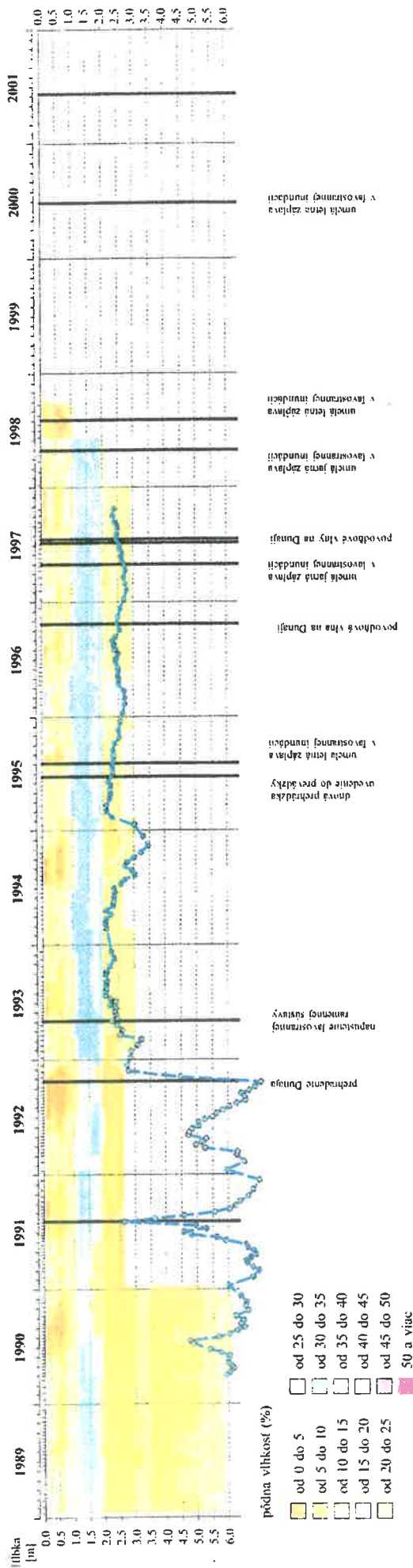
Obr. 5.3 Mapa hladín podzemných vôd monitorovacej plochy Gabčíkovo - Istragov  
 Fig. 5.3 Map of ground water level monitoring plot Gabčíkovo - Istragov





## Monitoring pôdnej vlhkosti

### 2713 - Dunajská Lužná, MP-1



s použitím údajov VV š.p. a SHMÚ

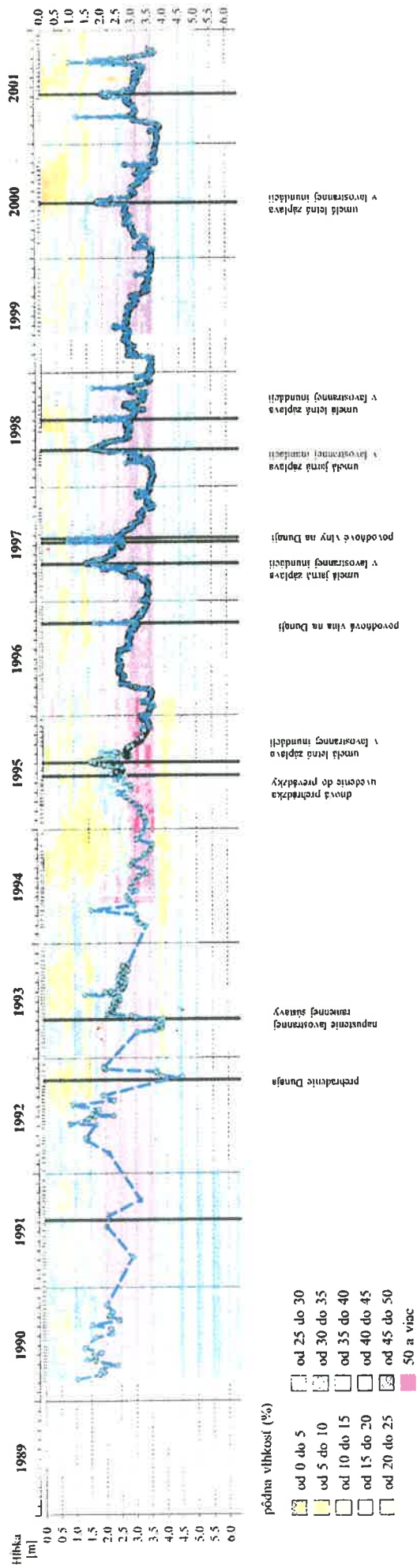
Hladina podzemnej vody na monitorovacej ploche

Obr. 5.4a Monitoring pôdnej vlhkosti na lokalite Dunajská Lužná  
 Fig. 5.4a Soil moisture monitoring at monitoring plot at Dunajská Lužná



## Monitoring pôdnej vlhkosti

### 2704 - Bodíky - Bodícka brána, MP-9



—●— Hĺadina podzemnej vody na monitorovacej ploche



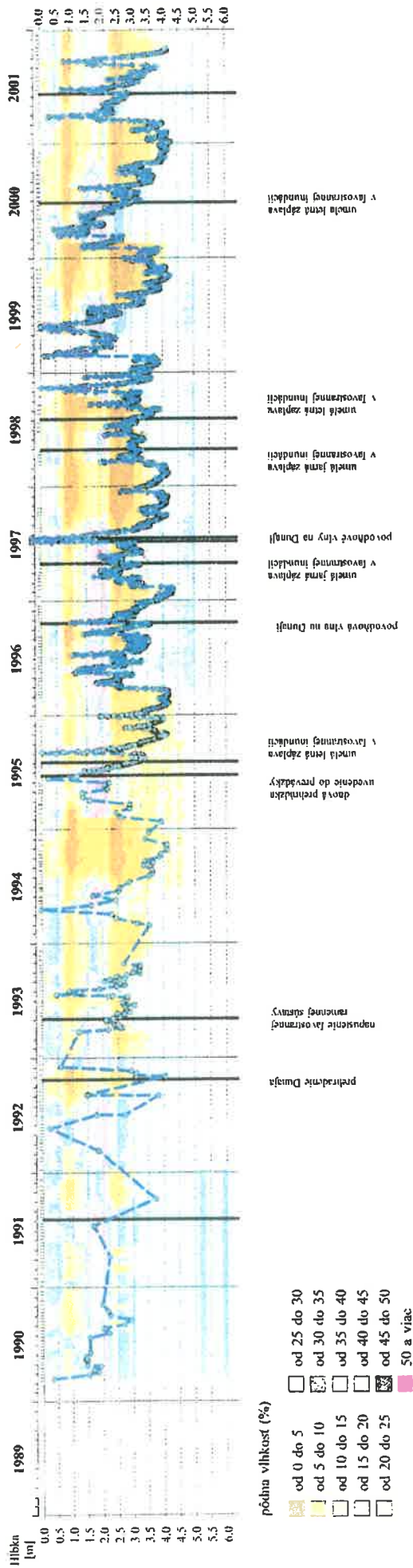
s použitím údajov VV š.p.  
a SHMÚ

Obr. 5.4b Monitoring pôdnej vlhkosti na lokalite Bodíky  
Fig. 5.4b Soil moisture monitoring plot at Bodíky



## Monitoring pôdnej vlhkosti

### 2706 - Gabčíkovo - Istragov, MP-14

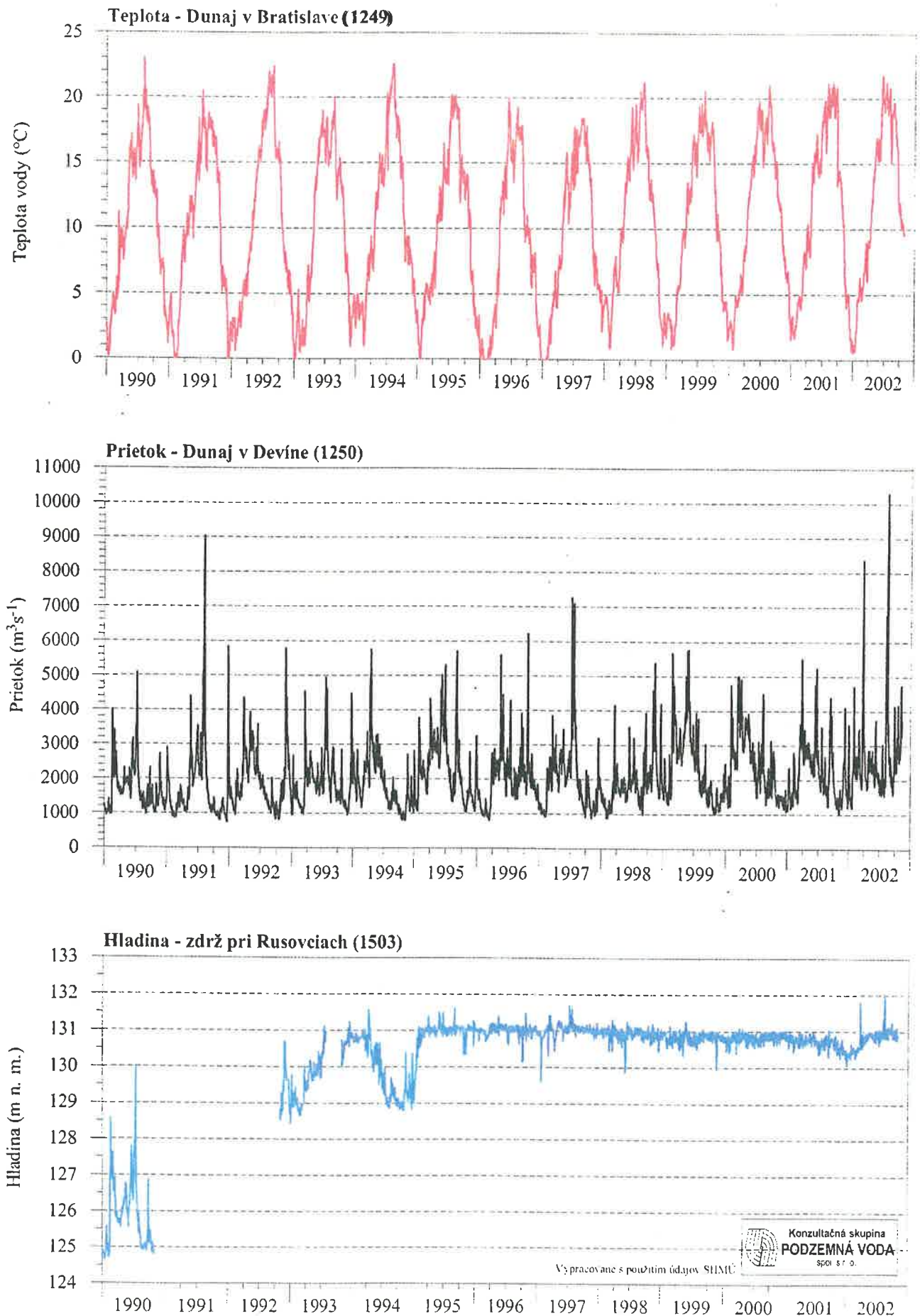


s použitím údajov VV š.p. a SHIMU

—●— Hľadina podzemnej vody na monitorovacej ploche

Obr. 5.4c Monitoring pôdnej vlhkosti pri Gabčíkove (Istragov)  
Fig. 5.4c Soil moisture monitoring plot at Gabčíkovo (Istragov)

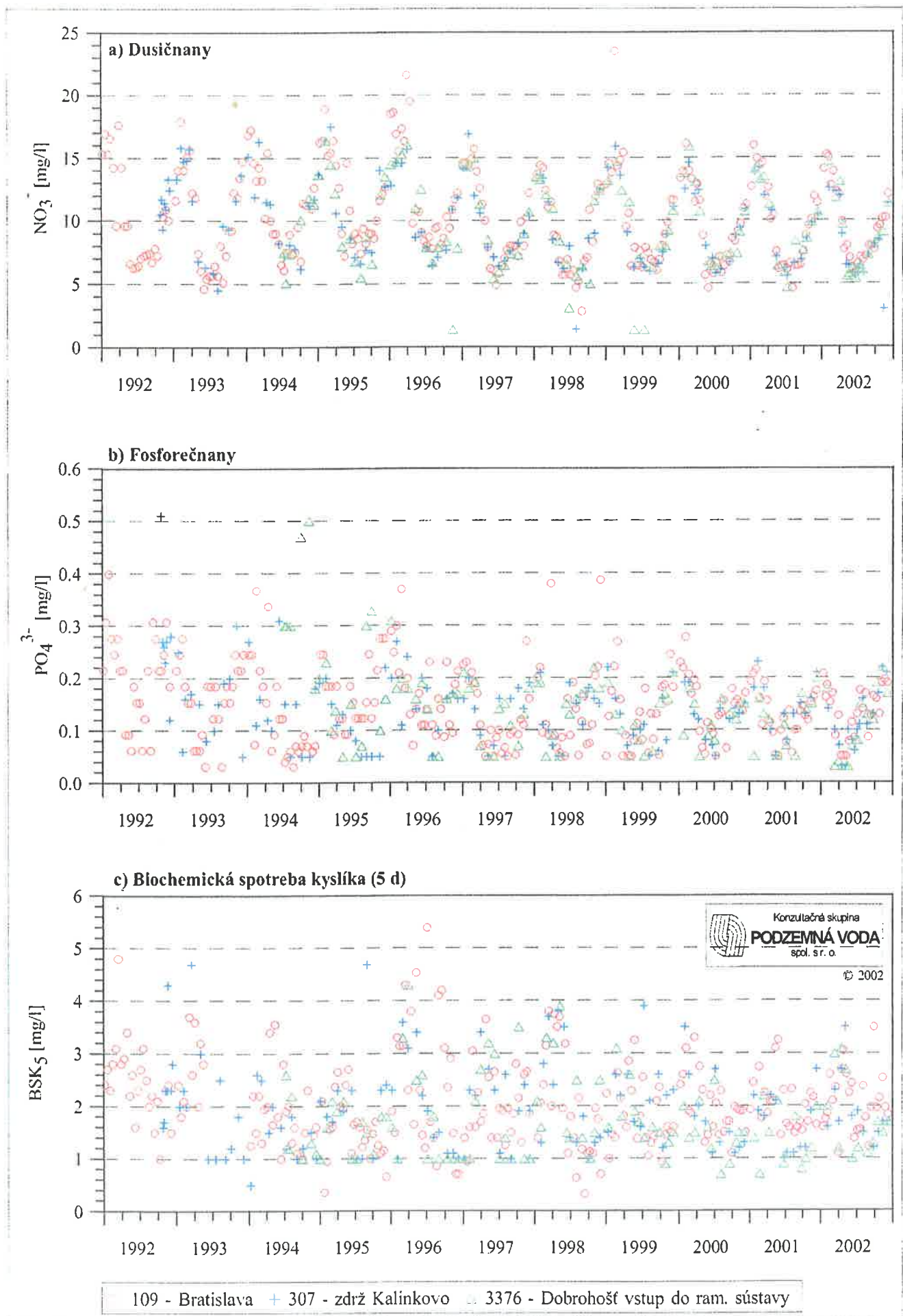




Obr. 5.5 Teplota vody, prietok a hladina v Dunaji  
 Fig. 5.5 Water temperature, discharge and water level in the Danube



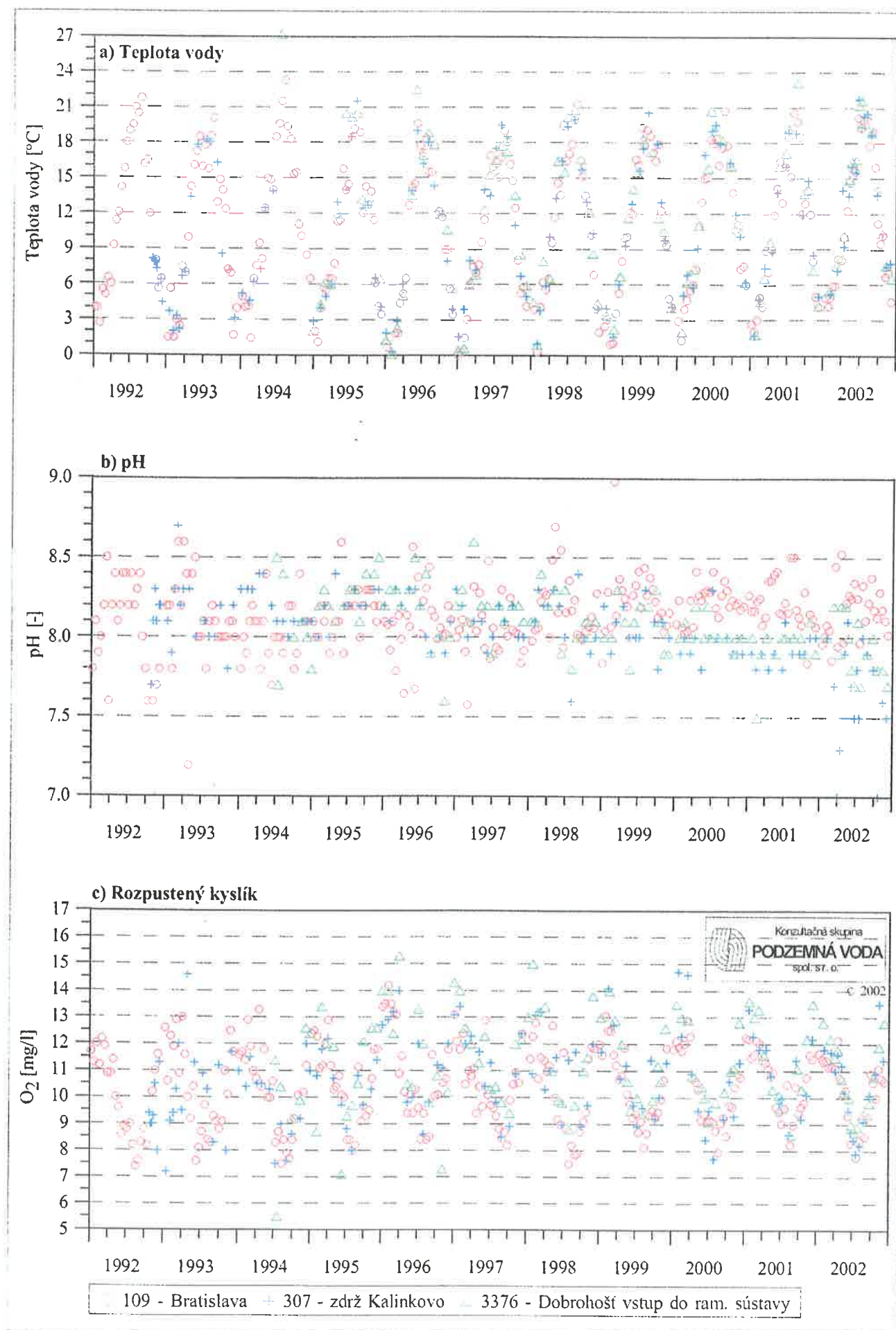




Obr. 5.6 Obsah nutričov a  $\text{BSK}_5$  vo vode Dunaja nad a pod zdržou Čunovo

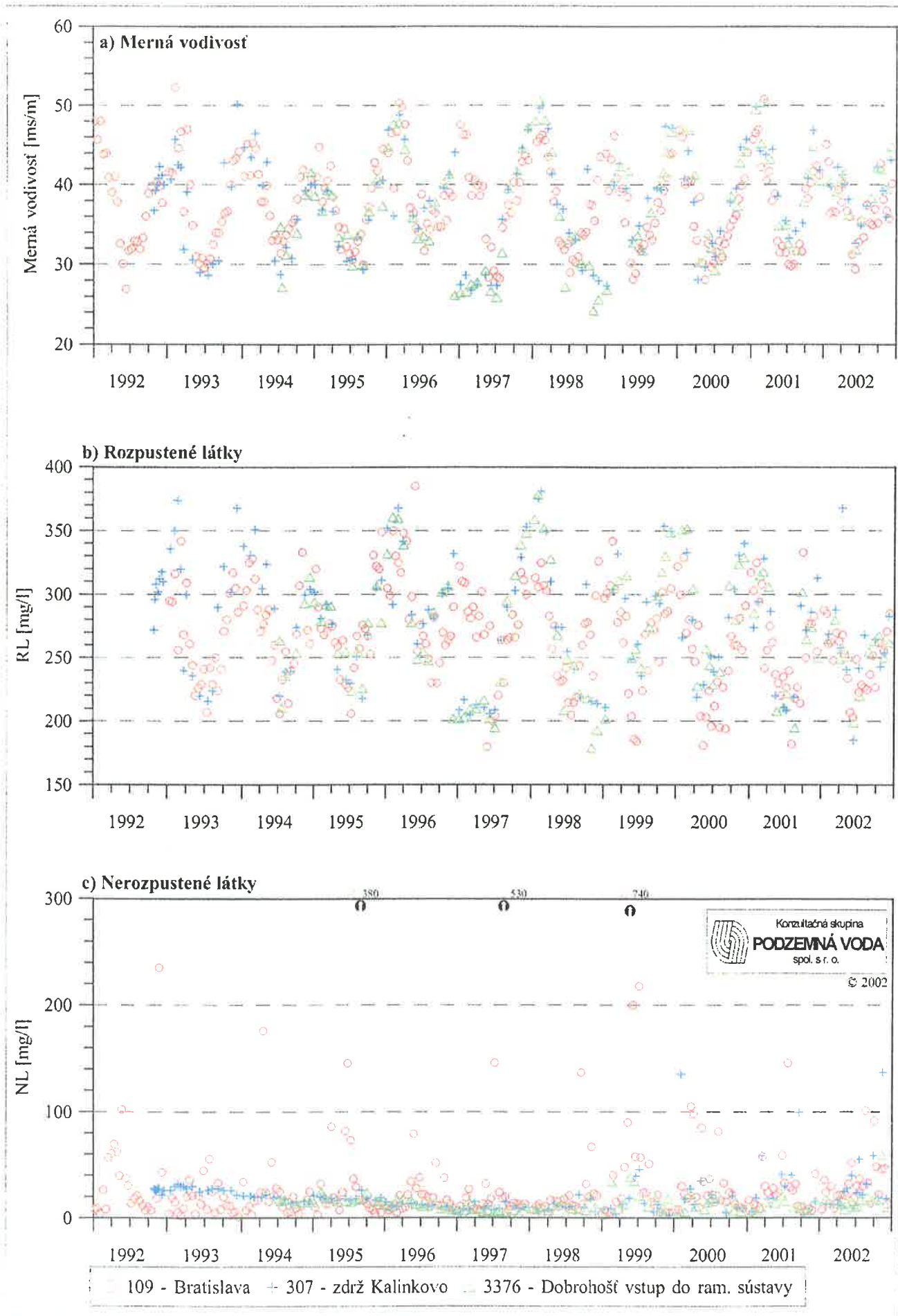
Fig. 5.6 Content of nutrients and  $\text{BOD}_5$  in water up and down from Čunovo reservoir





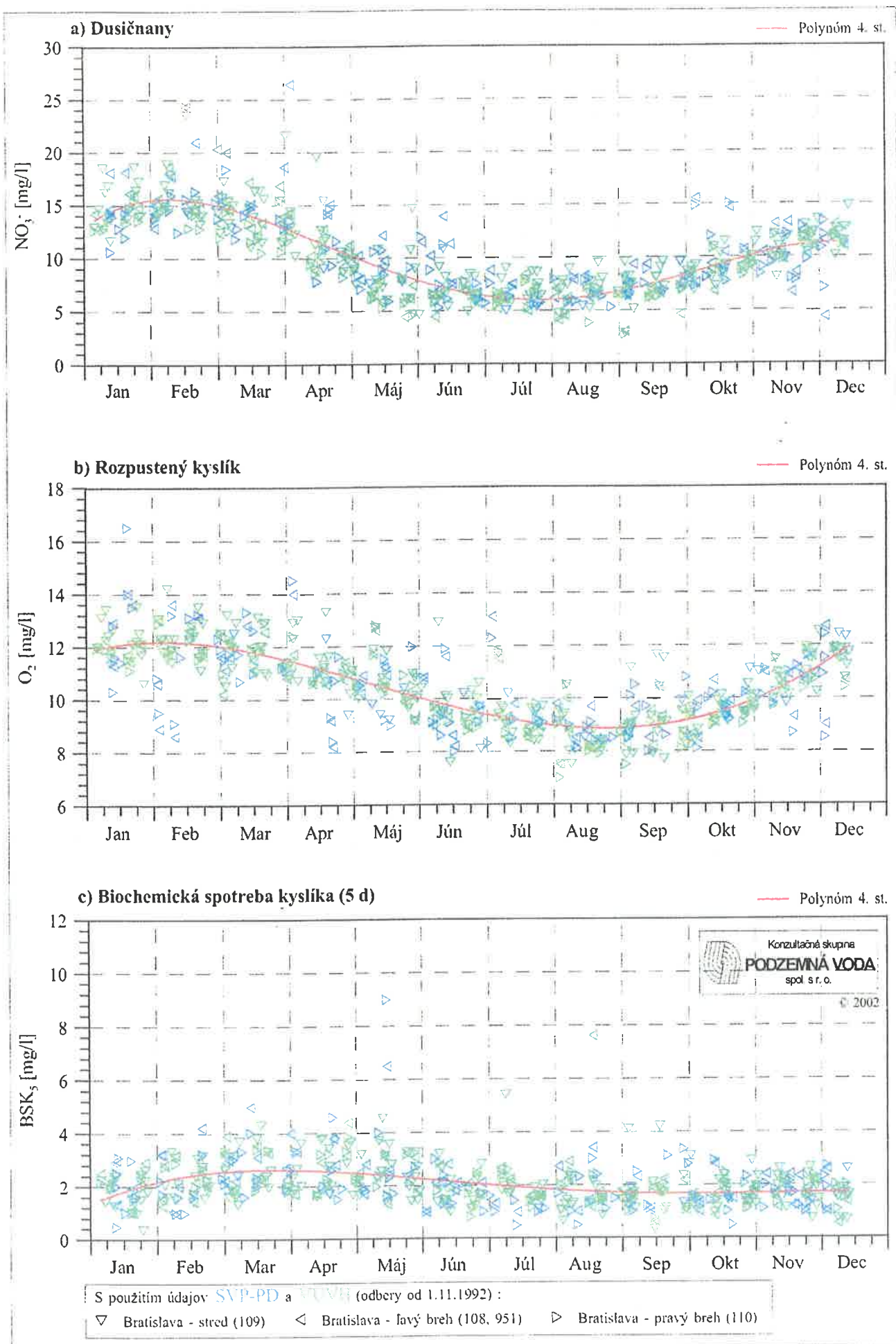
Obr. 5.7 Základné fyzikálno-chemické ukazovatele vody nad a pod zdržou Čunovo  
 Fig. 5.7 Basic physical-chemical parameters of water up and down from Čunovo reservoir  
 (temperature, pH, dissolved oxygen)





Obr. 5.8 Základné fyzikálno-chemické ukazovatele vody nad a pod zdržou Čunovo  
 Fig. 5.8 Basic physical-chemical parameters of water up and down from Čunovo reservoir  
 (electric conductivity, dissolved matter, not dissolved matter)



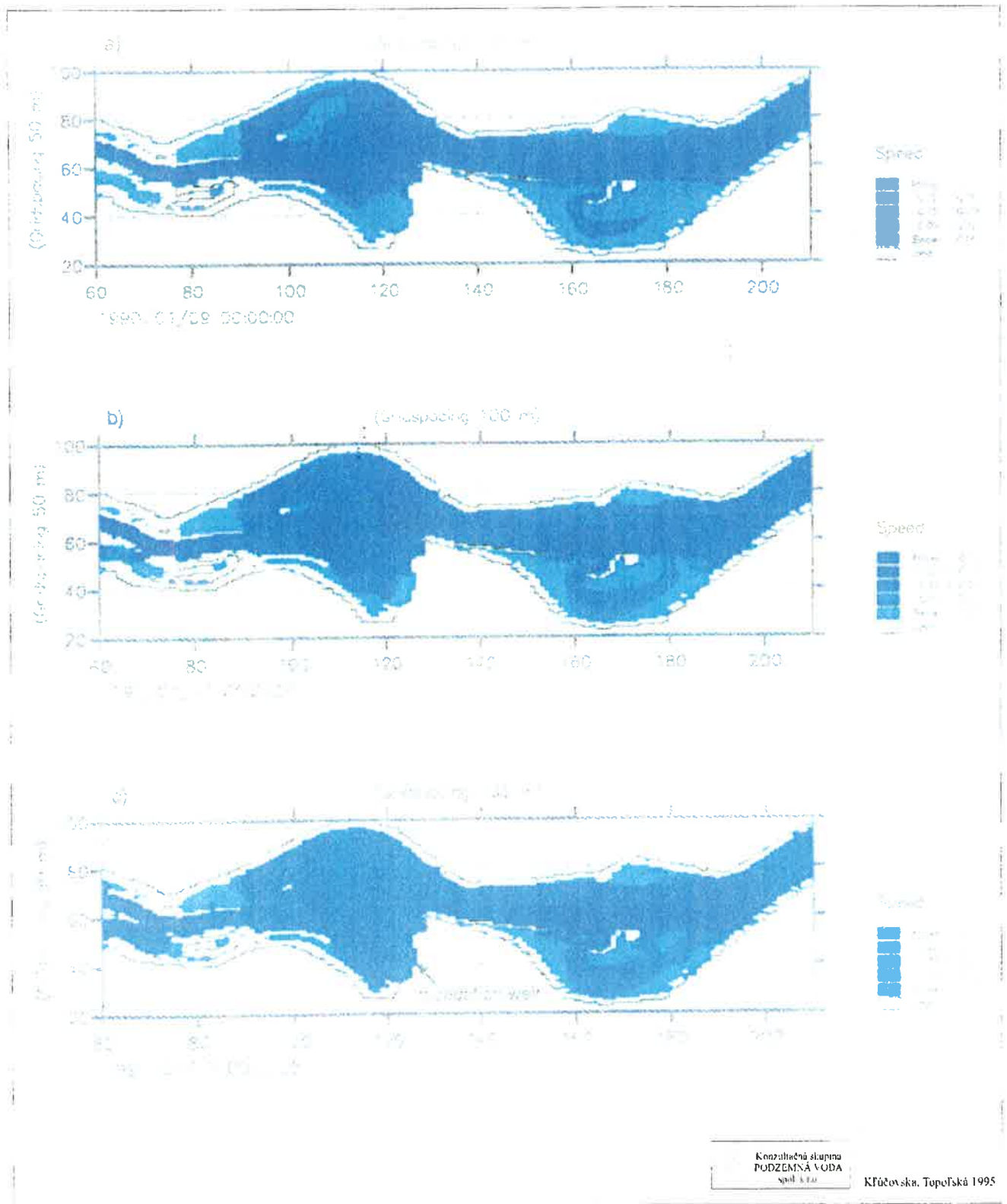


Obr. 5.9 Sezónne kolísanie obsahu živín v Dunaji pri Bratislave v období 1965 - 1994

Fig. 5.9 Seasonal fluctuation of nutrients content in the Danube water at Bratislava in the period 1965-1994

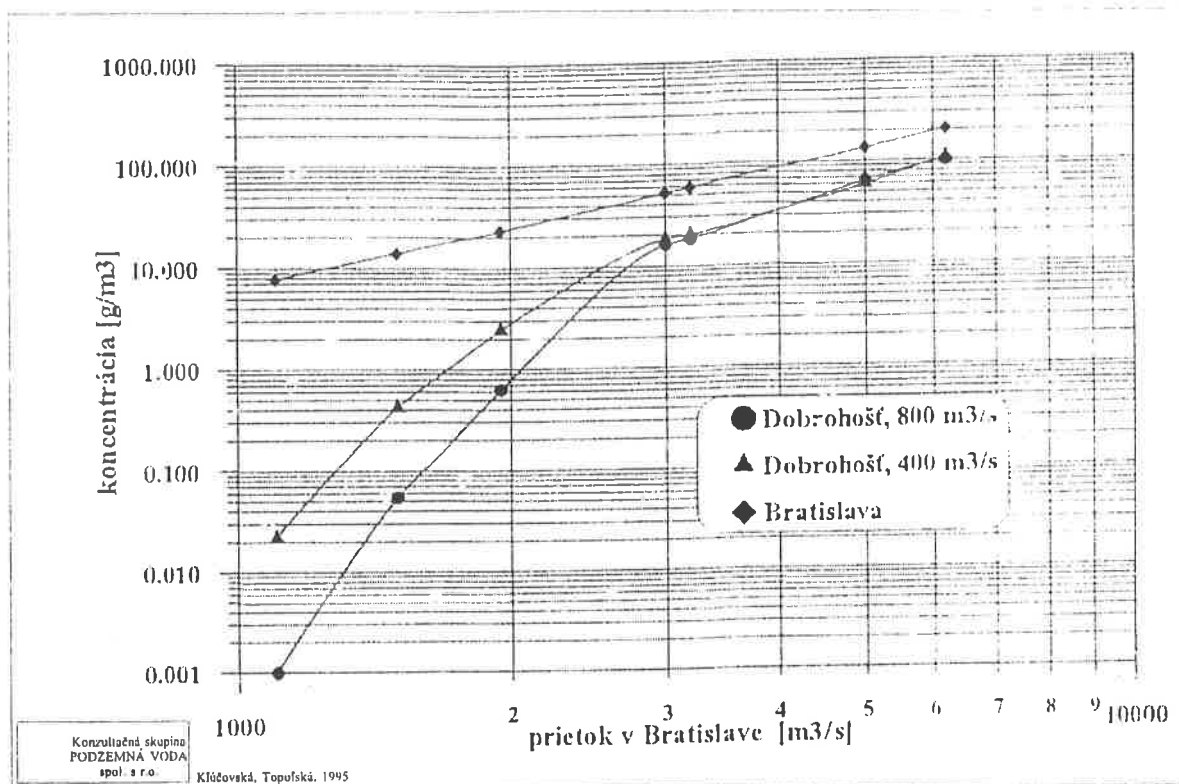






Obr. 5.10 Modelové rozdelenie rýchlostí prúdenia vody v zdrži  
 Fig. 5.10 Water flow velocity distribution in reservoir based on modelling method

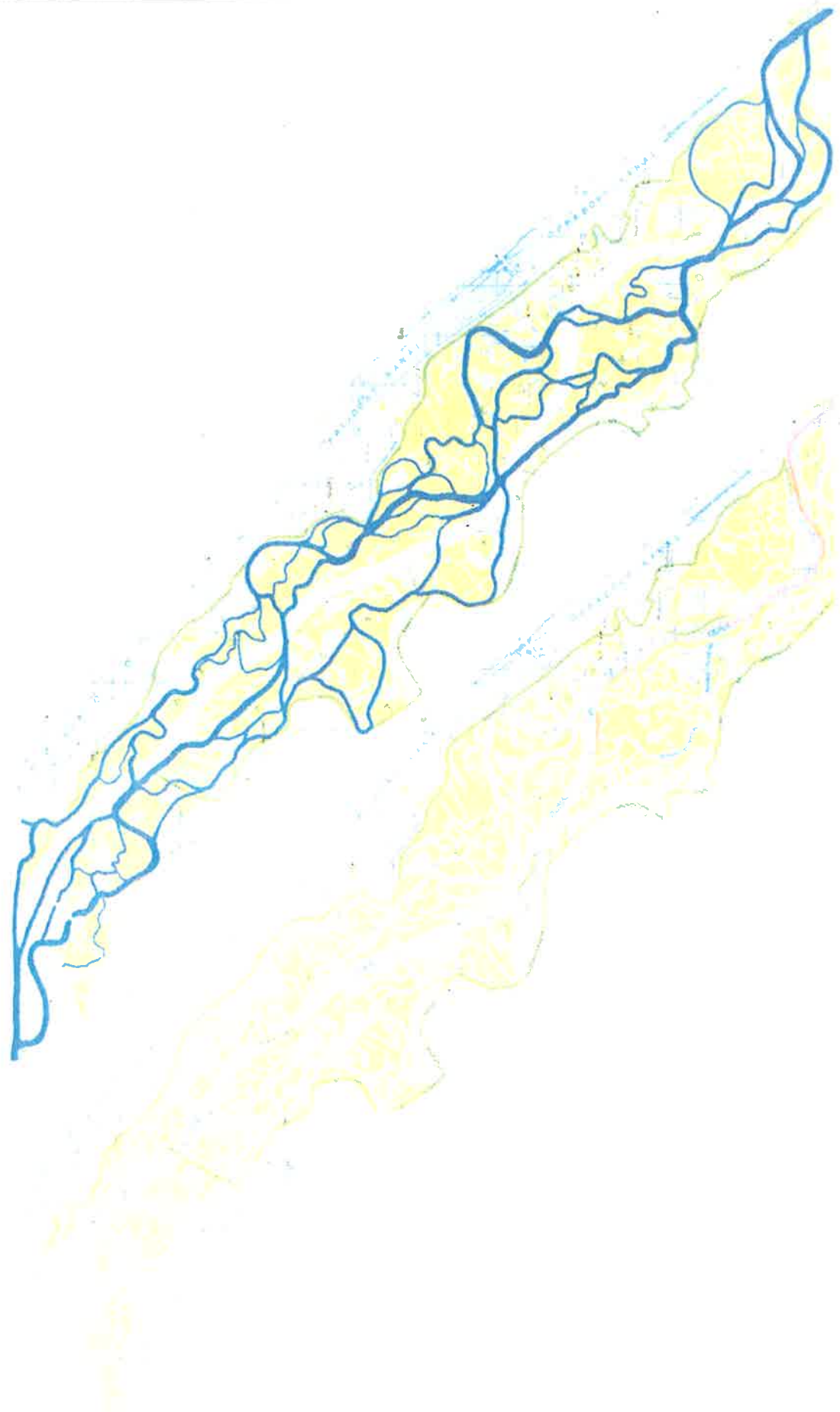




Obr. 5.11 Vplyv zdrže na koncentrácie plavenín v prívodnom kanáli pri odbernom objekte pri Dobrohošti

Fig. 5.11 Impact of reservoir on suspended solids concentration in diversion canal at the intake structure in Dobrohošť





Obr. 8.1 Súčasný stav Dunaja (vľavo) a príklad návrhu úprav (vpravo)  
Fig. 8.1 Present stay of the Danube (lcft) and example of modification proposal (right)



**FOTOGRAFIE - PHOTOGRAPHS**



## FOTOGRAFICKÁ PRÍLOHA

Vo fotografickej prílohe chceme poukázať na procesy, ktoré sa odohrali v záplavovom území Dunaja. Fotografická dokumentácia pochádza z archívu oddelenia ekozozológie ÚZ SAV „OEM“ a archívu M. J. Lisického „MJL“. Pre lepšie porovnanie je uvedený aj dátum fotografovania.

### FUNKČNÉ ZMENY PO UVEDENÍ VODNÉHO DIELA GABČÍKOVO DO PREVÁDZKY

#### Fotografie č. 1 – 8:

Hlavný tok Dunaja aj po regulácii koncom 19. storočia mal trvalo prietočnú sústavu ramien. Po odrezaní ramien od hlavného toku v päťdesiatych rokoch minulého storočia až do konca rokov osemdesiatych naplňal ramená každoročne povrchovou vodou už len pri prietokoch väčších ako  $4000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , t.j. 2 – 3 týždne v roku. (Foto 1: vtok vody do Vojčianskej sústavy). Po prevedení toku do derivačného kanála prepojenie prakticky zaniklo s výnimkou mimoriadnych povodňových prietokov, ktorých pravdepodobnosť je raz za niekoľko desiatok rokov (Tab. 4.6, Obr. 4.6 – 4.8, Kap. 4). Keď takáto situácia nastane (posledne v r. 2002) preteká rieka brehovým opevnením a obnovuje spojenie s ramenami v miestach, kde tak bolo v minulosti (tzv. brány, Foto 2). Na takýchto miestach navrhuje štúdia prepojenie maďarskej a slovenskej ramennej sústavy. Na základe maďarsko-slovenskej dohody sa v ostatných rokoch prepúšťajú do starého koryta vo vegetačnom období prietoky  $400 - 600 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Takéto množstvo zaplňuje najhlbšiu časť starého koryta, necháva však pri oboch brehoch niekoľko desiatok metrov široké pásma spontánne zarastajúce vrbami a topolmi (Foto 3, 4). Ramenná sústava je v súčasnosti napájaná cez odberný objekt z derivačného kanála pri Dobrohošti (Foto 5) a hladina v ramenách je udržiavaná priečnymi líniami vzdúvajúcimi hladinu (Foto 6). Tým sa umožňuje v medzihrádzovom priestore na časti plochy simulácia miernej záplavy, ale bez bývalej povodňovej dynamiky. Tzv. storočná voda vyplní celý medzihrádzový priestor (Foto 7) a pôsobí ako selektujúci faktor v biote. Naopak, dlhodobá absencia povodní umožňuje prienik nepôvodným druhom a zaniknutá laterálna erózia v ramenách znamená postupný zánik obnažovaných štrkových a pieskových lavíc i strmých brehov, ktoré sú hniezdnymi biotopmi viacerých druhov vtákov (Foto 8).

1	Prepojenie Dunaja s Vojčianskym ramenom	04.05.1990	(MJL)
2	Šulianska brána (r.km. 1832-1833)	30.05.2003	(MJL)
3	Zarastanie ľavej prfbrežnej časti starého koryta	30.05.2003	(MJL)
4	Priesek zarasteným korytom r.km 1936 (Vojka)	30.05.2003	(MJL)
5	Dotovanie ramennej sústavy pri Dobrohošti	03.06.1994	(MJL)
6	Pretekané prehrádzky v ramennej sústave: línia D pri Bodíkoch, vľavo ostrov so spontánnym porastom lužného lesa	30.05.2003	(MJL)
7	Povodeň pri Dunajských krivinách	06.08.1991	(MJL)
8	Laterálna erózia kedysi umožňovala obnovu hniezdných kolónií brehule ( <i>Riparia riparia</i> )	06.08.1986	(MJL)

### MONITOROVACIA PLOCHA DUNAJSKÉ KRIVINY

#### Fotografie č. 9 – 23:

Vzhľadom na svoju polohu, nad systémom dotujúcim ľavostrannú ramennú sústavu, umožňuje táto monitorovacia plocha urobiť si predstavu o tom, ako by po derivovaní Dunaja reagovali lužné ekosystémy v prípade, že by ramená neboli zásobované vodou. Sériá obrázkov z rokov 1989 – 2002 znázorňuje prirodzenú sezónnu dynamiku vo väčšej, severozápadnej časti lokality. Táto ostala po derivácii mimo vplyvu systému zásobovania ramennej sústavy vodou, teda viac ako dvojmetrové zaklesnutie hladiny podzemnej vody nebolo ani v minimálnej miere kompenzované náhradnou brehovou infiltráciou či povrchovou záplavou. Došlo k odumretiu časti vzrastlých drevín (prevažne vrb a topol'ov), pôvodne periodicky zaplavované plochy zarástli najprv burinnými druhmi bylín, nenáročných na pôdnu vlhkosť, neskôr najmä hustým krovinovým zárastom svetlomilnej svídy (*Swida sanguinea*). Zo stromov sa obnovuje topol' biely, ale na plochu expanduje nepôvodný javorovec (*Negundo aceroides*). Vymizli pôvodné vlhkomilné druhy (napr. *Leucosium aestivum*, *Polygonum mite* a pod.).

Táto sukcesia zabránila fotograficky zdokumentovať súčasný stav zo stacionárneho miesta (fotobodu); táto séria končí Fotografiou 16 (stav pol roka po prehradení Dunaja), Foto 17 a 18 zachytávajú zvyšok krovinami nezarastenej plochy, Foto 19-21 boli urobené v roku 2003 v blízkom okolí zarastenej fotobodu a už neumožňujú znázorniť súčasný stav plochy. Predstavu o súčasnom stave však ponúkajú zábery (Foto 22,23) z poľovníckeho posedu na východnom okraji plochy, teda pohľad otočený o  $90^\circ$  vľavo. Na malej ploche na okraji plochy vo vrbine lemujúcej reliktného ramena sa prejavil pozitívny vplyv stavidla, ktoré v obmedzenej miere dotuje pôdnu vlhkosť odberom vody z nápusného kanála pri Dobrohošti a k vyschnutiu a následným zmenám tam nedošlo.

9	Dunajské kriviny	15.06.1989	(OEM)
10	Dunajské kriviny	26.09.1989	(OEM)

11	Dunajské kriviny	31.05.1990	(OEM)
2	Dunajské kriviny	22.10.1990	(OEM)
13	Dunajské kriviny	06.03.1991	(OEM)
14	Dunajské kriviny	28.06.1991	(OEM)
15	Dunajské kriviny	23.10.1991	(OEM)
16	Dunajské kriviny	25.06.1993	(OEM)
17	Dunajské kriviny	31.05.1995	(OEM)
18	Dunajské kriviny	26.05.1993	(MJL)
19	Dunajské kriviny	06.09.2003	(MJL)
20	Dunajské kriviny	06.09.2003	(MJL)
21	Dunajské kriviny	06.09.2003	(MJL)
22	Dunajské kriviny	06.09.2003	(MJL)
23	Dunajské kriviny	06.09.2003	(MJL)

### MONITOROVACIA PLOCHA BODÍCKA BRÁNA – POBREŽIE

#### Fotografie č. 24 – 36:

V Bodíckej bráne bola monitorovaná vodná biota veľkého, trvale prietochného ramena, biota systému mokradí (**Foto 26 – 30**) pozostávajúceho z reliktov ramien a terénnych depresí, v minulosti periodicky zaplavovaných povrchovou vodou vybrežujúceho ramena a prilahlý pobrežný les.

Dotovanie vodou z odberného objektu pri Dobrohošti podporilo vo väčšine dotknutých úsekov ramennej sústavy lotický (prietochný) charakter. V časti tejto lokality, vo vetve Bodíckeho ramena, však došlo k zmene prietochného režimu na revažne lotický charakter. Nasvedčuje tomu aj zvýšený rozvoj rias koncom jari (porovnaj **Foto 24 a 25**). Ostrov (ľavý okraj uvedených obrázkov) medzi hlavnou vetvou Bodíckeho ramena, kde prebiehal hydrobiologický monitoring, a touto lokalitou, predstavuje z hľadiska genézy a fungovania vzácny prípad spontánne vzniknutého neobhospodarovaneého) mäkkého lužného lesa.

4	Bodícka brána – rameno pod líniou D	31.05.1990	(OEM)
25	Bodícka brána – rameno pod líniou D	31.05.1995	(OEM)
6	Bodícka brána 1	31.05.1990	(OEM)
27	Bodícka brána 1	22.10.1990	(OEM)
28	Bodícka brána 1	06.03.1991	(OEM)
9	Bodícka brána 1	23.10.1991	(OEM)
30	Bodícka brána 1 - periodické jazierko zarástlo a plochu obsadzuje javorovec	30.05.2003	(MJL)
1	V drénovanom pobrežnom páse pri Vojke boli pokusne úspešne vysadené duby a jasene, ktorým však konkurujú vitálne náletové dreviny (pajaseň, javorovec, agát).	30.09.1999	(MJL)
2	Bodícka brána 2	31.05.1990	(OEM)
3	Bodícka brána 2	22.10.1990	(OEM)
34	Bodícka brána 2	06.03.1991	(OEM)
5	Bodícka brána 2	22.10.1991	(OEM)
36	Bodícka brána 2	30.05.1995	(OEM)

### MONITOROVACIA PLOCHA ISTRAGOV

#### Fotografie č. 37 – 41:

Monitorovacia plocha leží už mimo vplyvu dotačného systému, preto po derivovaní Dunaja hlboké obvodové rameno skôr vyschlo a periodicky zaplavované depresie s plytkými vodnými plochami začali zarastať trstou. Nový vodný režim je ovplyvňovaný spätným vzdušným v starom koryte od sútoku s odpadovým kanálom.

37	Istragov	17.05.1990	(OEM)
8	Istragov	22.11.1990	(OEM)
39	Istragov	06.03.1991	(OEM)
40	Istragov	28.06.1991	(OEM)

**MONITOROVACIA PLOCHA BODÍCKA BRÁNA – LES****Fotografie č. 42 – 46:**

Monitorovacia plocha má vo vzťahu k napájanému Šulianskemu a Bodíckemu ramenu výhodnú polohu, ale drénový efekt starého koryta Dunaja spôsobil vyschnutie plytkých vodných útvarov a zníženie pôdnu vlhkosť v lese, najmä v horizonte do 50 cm, ktorý presychá.

42	Bodícka brána 3	31.05.1990	(OEM)
43	Bodícka brána 3	22.10.1990	(OEM)
44	Bodícka brána 3	06.03.1991	(OEM)
45	Bodícka brána 3	23.10.1991	(OEM)
46	Bodícka brána 3	31.05.1995	(OEM)

**„DNO HRUŠOVSKÉJ - ČUNOVSKÉJ ZDRŽE“****Fotografia č.47:**

V priestore ľavostrannej inundácie nad Hrušovom (r.km. 1842) boli lužné lesy odstránené a vznikla zdrž. Loď na obrázku sa plaví v dnes už neexistujúcom Šamorínskom ramene, v pozadí nasypávaný breh derivačného kanála.

47	Loď v zdrži v mieste pôvodného Šamorínskeho ramena	16.03.1988	(MJL)
----	--	------------	-------

**MONITOROVACIA PLOCHA KRÁĽOVSKÁ LÚKA****Fotografie č. 48 – 61:**

Monitorovacia plocha predstavuje relikvitu významného dunajského ramena (**Foto 48 – 55**), ktoré sa v posledných desaťročiach zazemňuje, v bezprostrednom susedstve protipovodňovej hrádze. Vodný režim je závislý na prítoku povrchovej vody, ktorý je možné zabezpečiť manipuláciou v dotovanej časti ramennej sústavy.

48	Kráľovská lúka 1	31.05.1990	(OEM)
49	Kráľovská lúka 1	25.06.1993	(OEM)
50	Kráľovská lúka 1	31.05.1995	(OEM)
51	Kráľovská lúka 2	07.11.1990	(OEM)
52	Kráľovská lúka 2	06.03.1991	(OEM)
53	Kráľovská lúka 2	28.06.1991	(OEM)
54	Kráľovská lúka 2	23.10.1991	(OEM)
55	Kráľovská lúka 2	31.05.1995	(OEM)
56	Kráľovská lúka 3	31.05.1990	(OEM)
57	Kráľovská lúka 3	07.11.1990	(OEM)
58	Kráľovská lúka 3	06.03.1991	(OEM)
59	Kráľovská lúka 3	28.06.1991	(OEM)
60	Kráľovská lúka 3	23.10.1991	(OEM)
61	Kráľovská lúka 3	31.05.1995	(OEM)

**MONITOROVACIA PLOCHA STARÝ LES****Fotografie 62 – 63:**

Monitorovacia plocha leží v oblasti neovplyvnenej deriváciou Dunaja, ale zároveň významnej tým, že tu pri povodni v roku 1965 došlo k pretrhnutiu protipovodňovej hrádze. **Fotografie 62 a 63** znázorňujú výraznú medziročnú dynamiku podunajských mokradných ekosystémov v prirodzených podmienkach.

62	Starý les	10.08.1989	(OEM)
63	Starý les	24.08.1990	(OEM)

## MONITOROVACIA PLOCHA SPORNÁ SIHOŤ

### Fotografie 64 – 71:

Monitorovacia plocha bola založená v monitoringu bioty ako referenčná, deriváciou Dunaja neovplyvnená lokalita s vodným útvarom s veľkou prirodzenou sezónnou i medziročnou dynamikou (Foto 64 – 70), brehovým lužným lesom (bol v r. 1991 z väčšej časti vyrúbaný) a príľahlou lúkou. Práve takéto, v našom inundačnom území zriedkavé kosienky (Foto 71), by mohli byť vytvorené pri renaturácii v derivovanom úseku na znižovanie hydraulickej drsnosti pri prevedení povodňových prietokov.

54	Sporná sihoť 1	10.08.1989	(OEM)
55	Sporná sihoť 1	25.10.1989	(OEM)
66	Sporná sihoť 1	17.05.1990	(OEM)
57	Sporná sihoť 1	07.11.1990	(OEM)
58	Sporná sihoť 1	06.03.1991	(OEM)
69	Sporná sihoť 1	28.06.1991	(OEM)
70	Sporná sihoť 1	23.10.1991	(OEM)
71	Sporná sihoť 2	23.10.1991	(OEM)

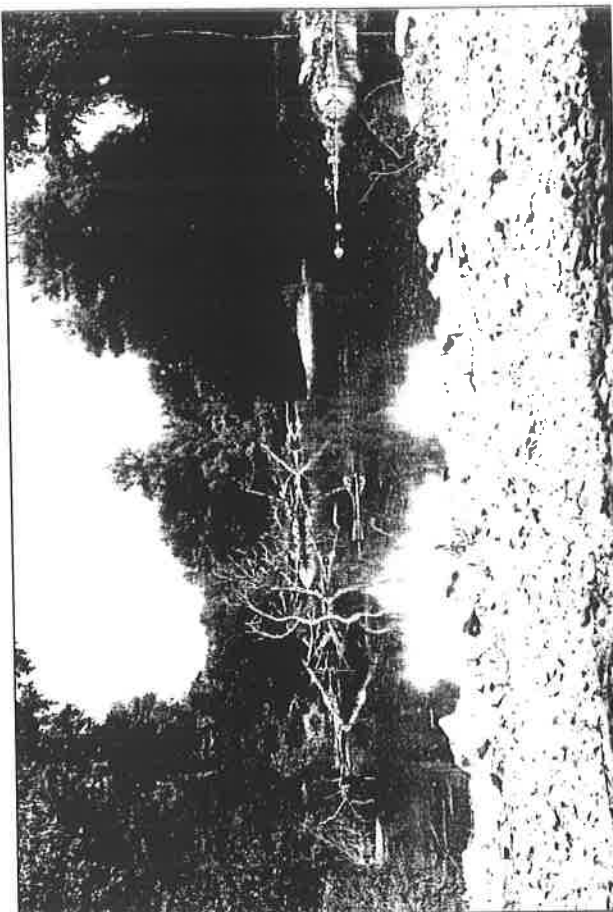


Foto 2 Šulianska brána (r.km 1832-1833) 30.05.2003 (MJL)

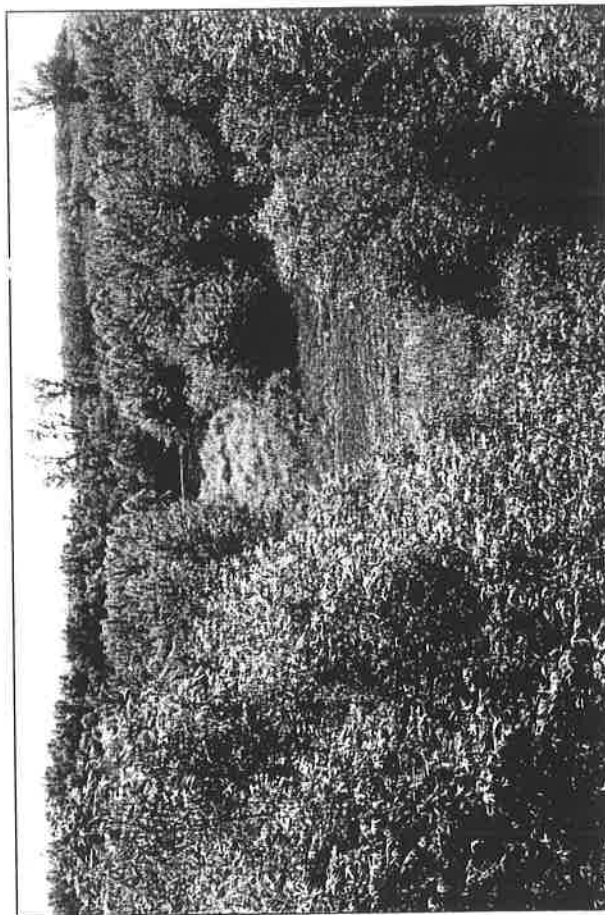


Foto 4 Priesek zarasteným korytom r.km 1936 (Vojka) 30.05.2003 (MJL)

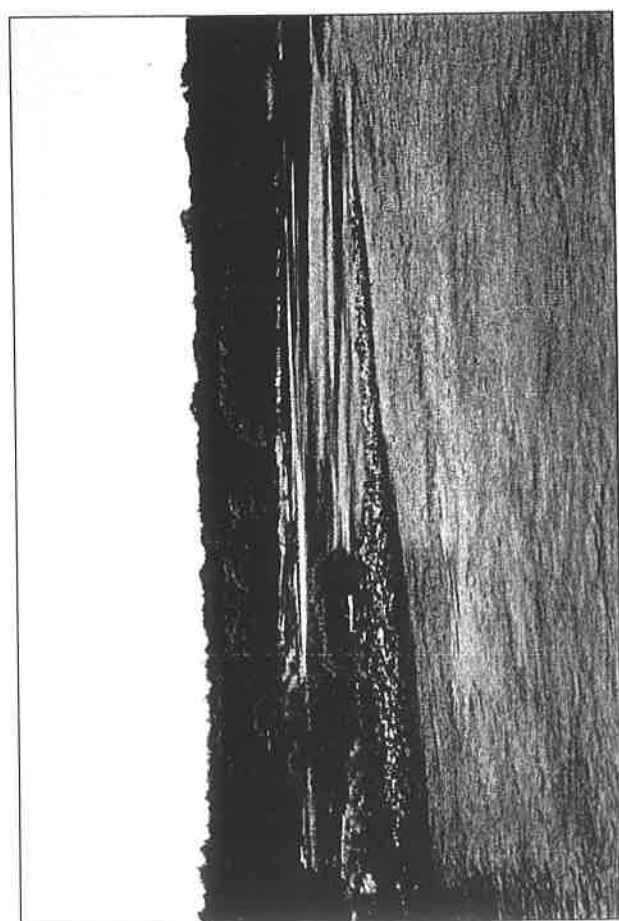


Foto 1 Prepojenie Dunaja s Vojčianskym ramenom 04.05.1990 (MJL)

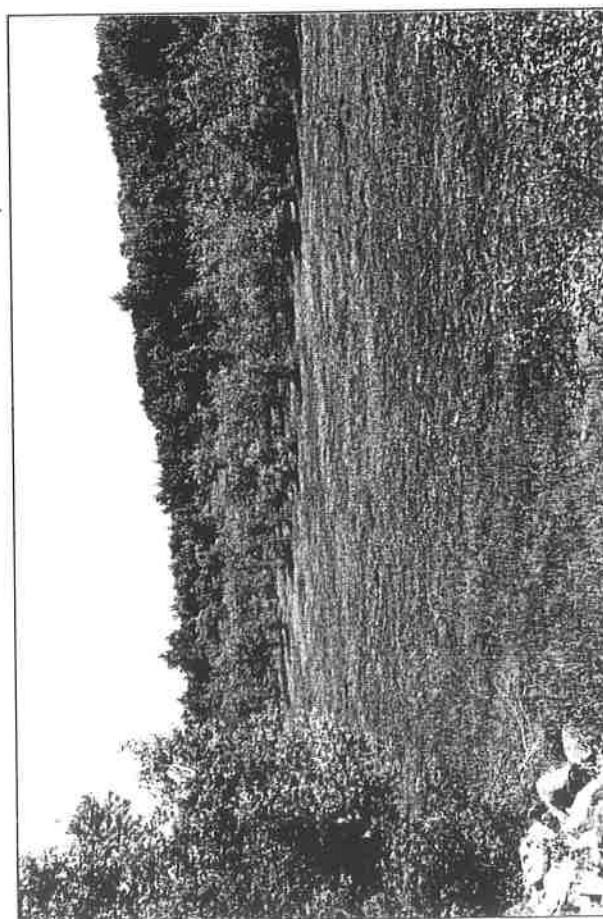


Foto 3 Zarastanie ľavej príbrežnej časti starého koryta 30.05.2003 (MJL)



Foto 5 Dotovanie ramennej sústavy pri Dobrohošti 03.06.1994 (MJL)

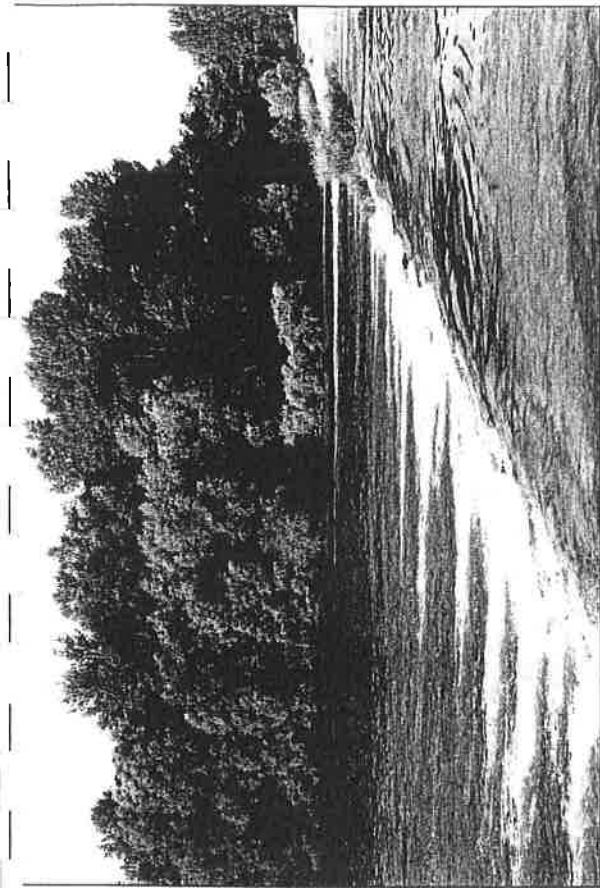


Foto 6 Pretečené prehrádzky v ramennej sústave: línia D pri Bodíkoch, vľavo ostrov so spontánnym porastom lužného lesa 30.05.2003 (MJL)

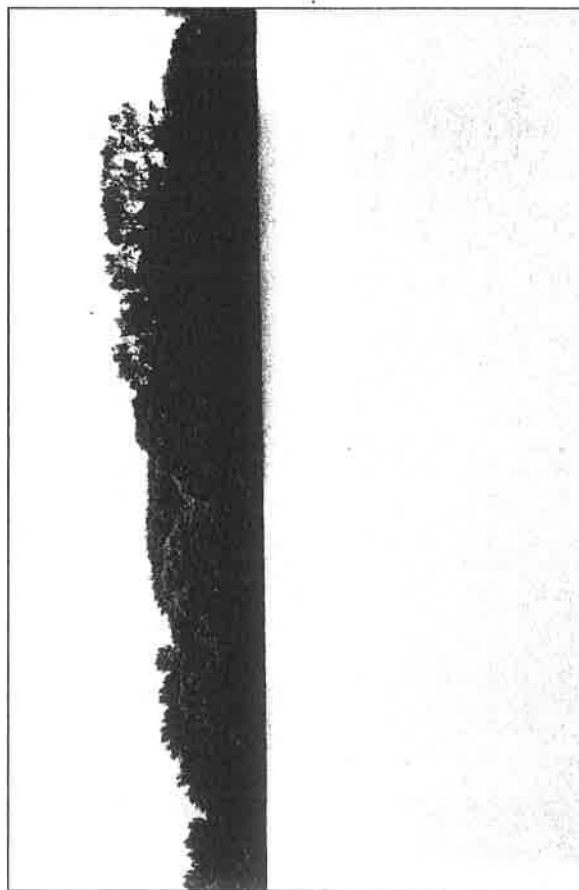


Foto 7 Povodeň pri Dunajských krivinách 06.08.1991 (MJL)

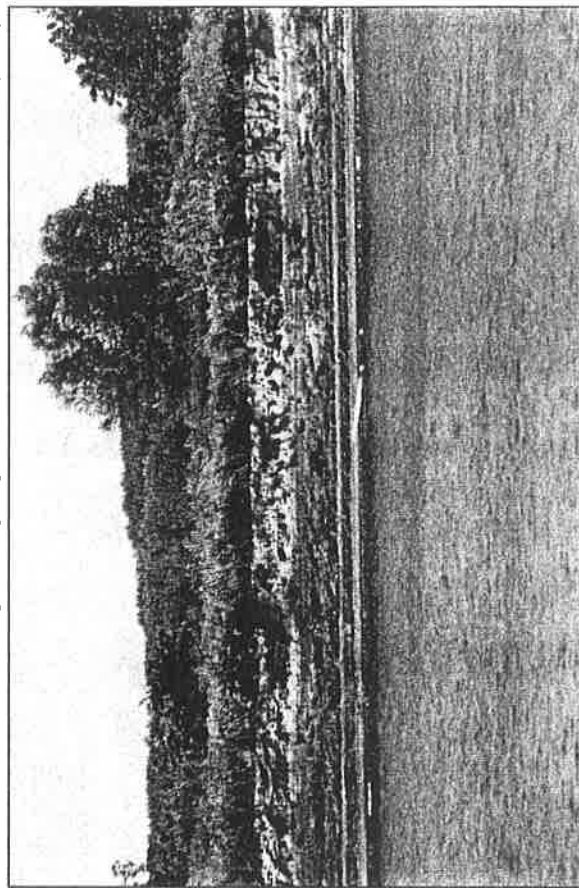


Foto 8 Laterálna erózia kedysi umožňovala obnovu hniezdnych kolónii brehule (*Riparia riparia*) 06.08.1986 (MJL)



Foto 9 Dunajské kriviny 15.06.1989 (OEM)



Foto 10 Dunajské kriviny 26.09.1989 (OEM)

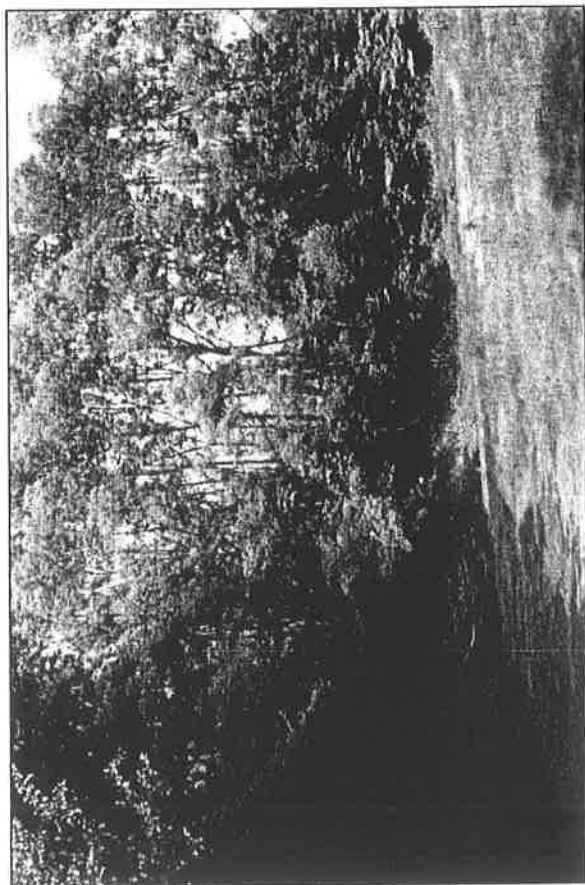


Foto 11 Dunajské kriviny 31.05.1990 (OEM)

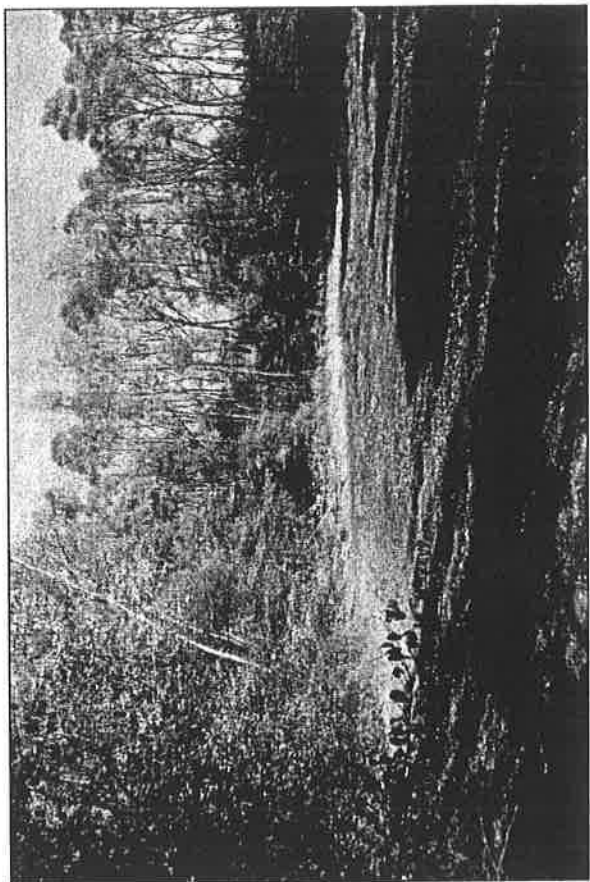


Foto 12 Dunajské kriviny 22.10.1990 (OEM)

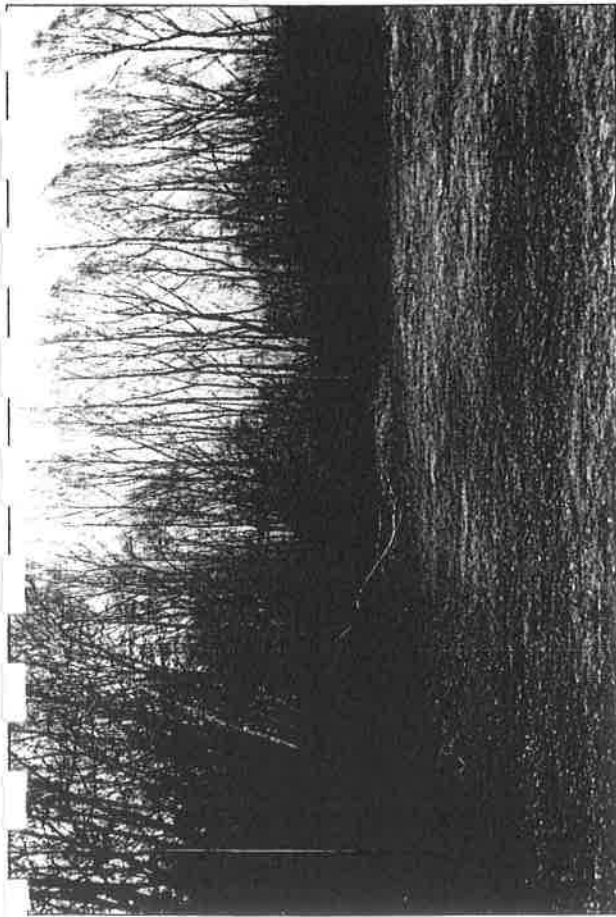


Foto 13 Dunajské kriviny 06.03.1991 (OEM)

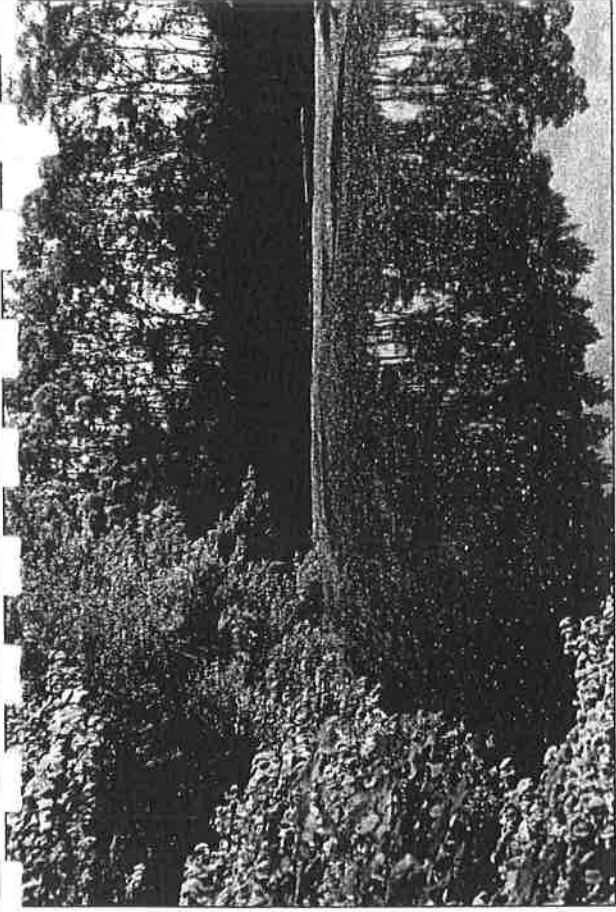


Foto 14 Dunajské kriviny 28.06.1991 (OEM)

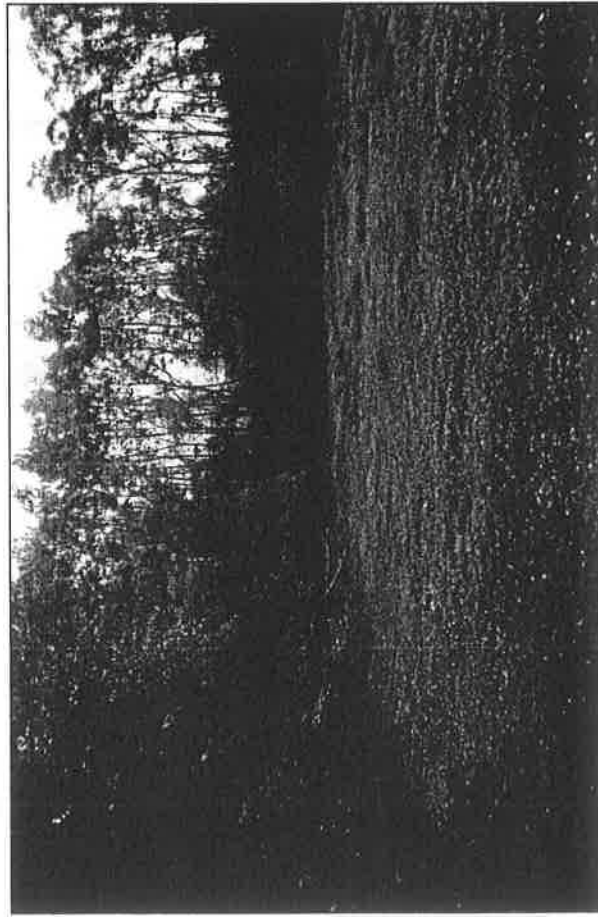


Foto 15 Dunajské kriviny 23.10.1991 (OEM)

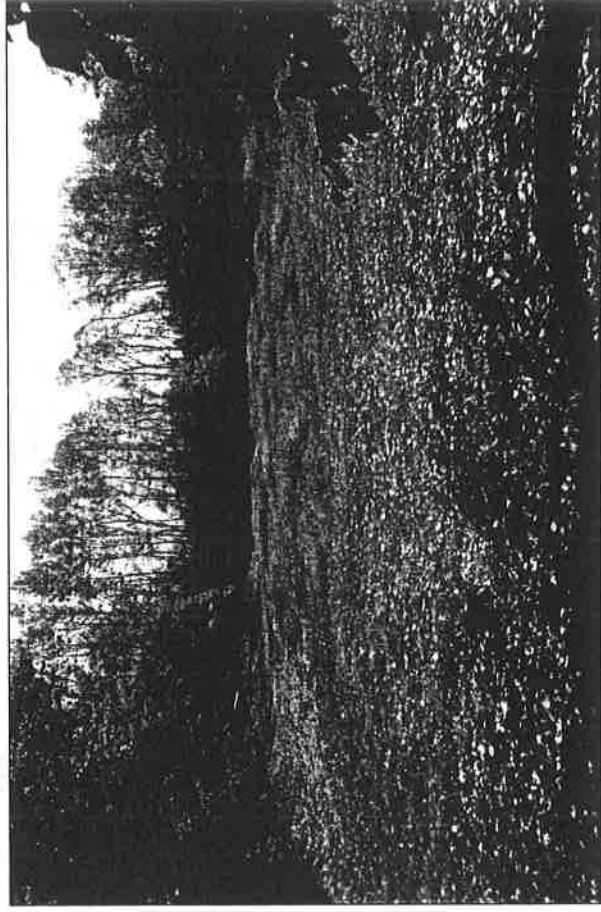


Foto 16 Dunajské kriviny 25.06.1993 (OEM)



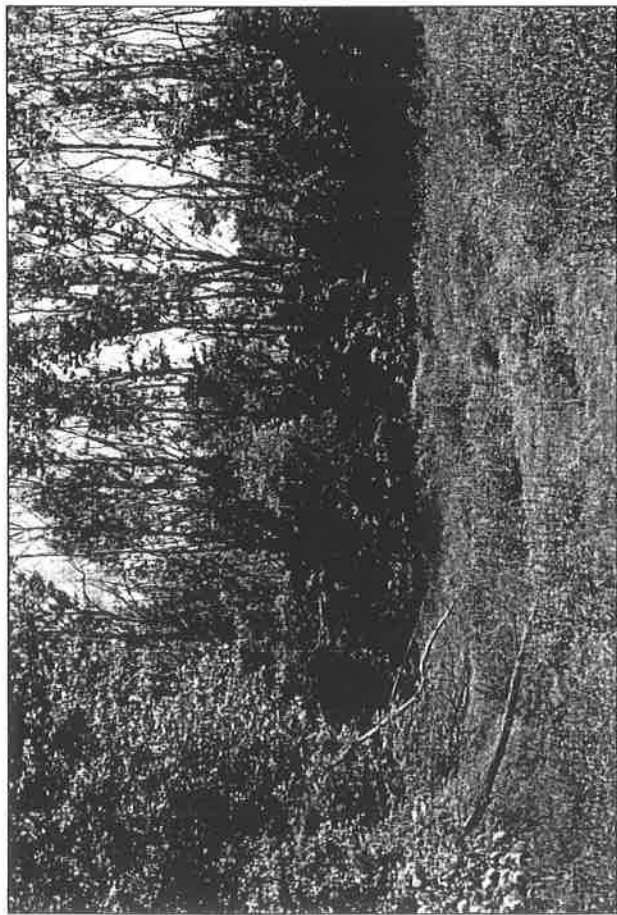


Foto 17 Dunajské kriviny 31.05.1995 (OEM)

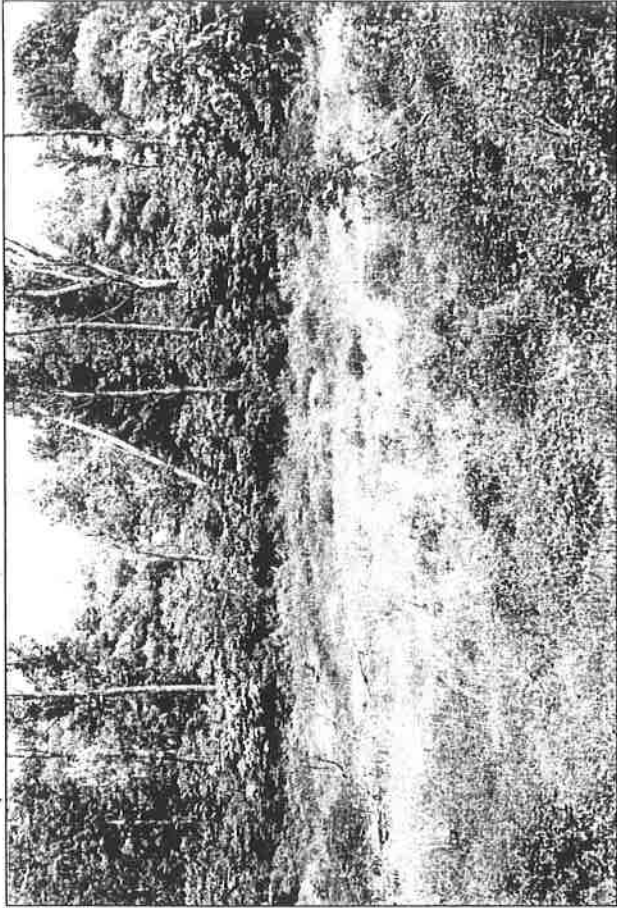


Foto 18 Dunajské kriviny 26.05.1993 (MJL)

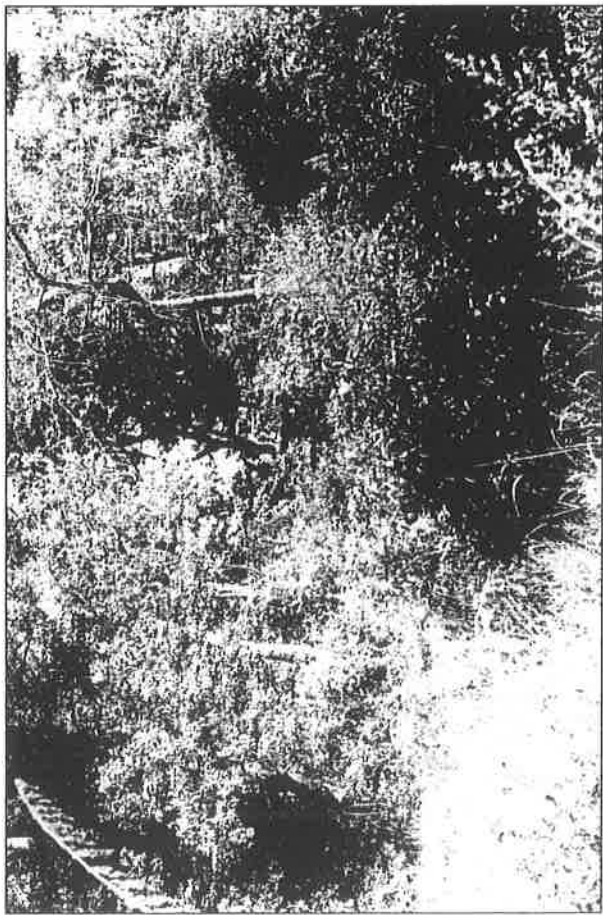


Foto 19 Dunajské kriviny 06.09.2003 (MJL)

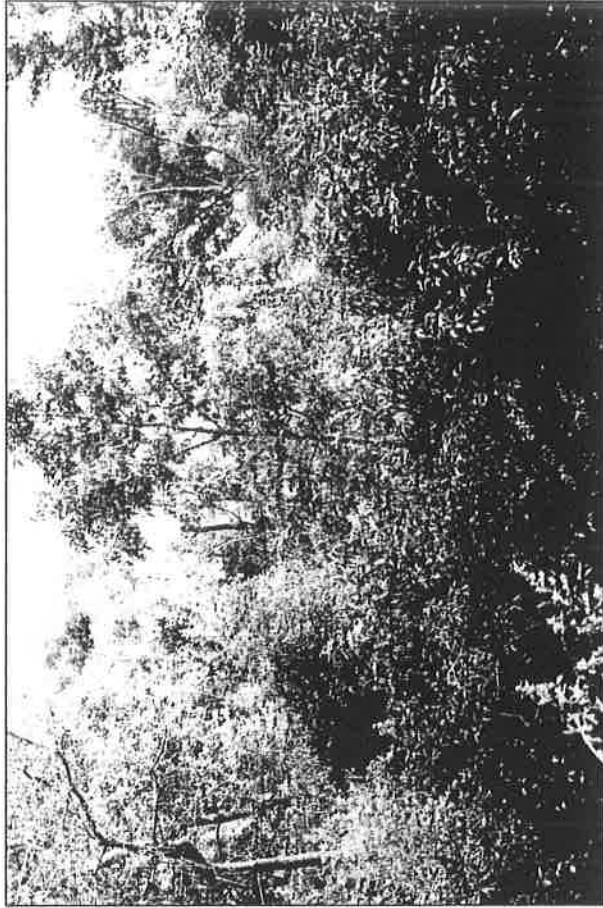


Foto 20 Dunajské kriviny 06.09.2003 (MJL)



Foto 21 Dunajské kriviny 06.09.2003 (MJL)



Foto 22 Dunajské kriviny 06.09.2003 (MJL)

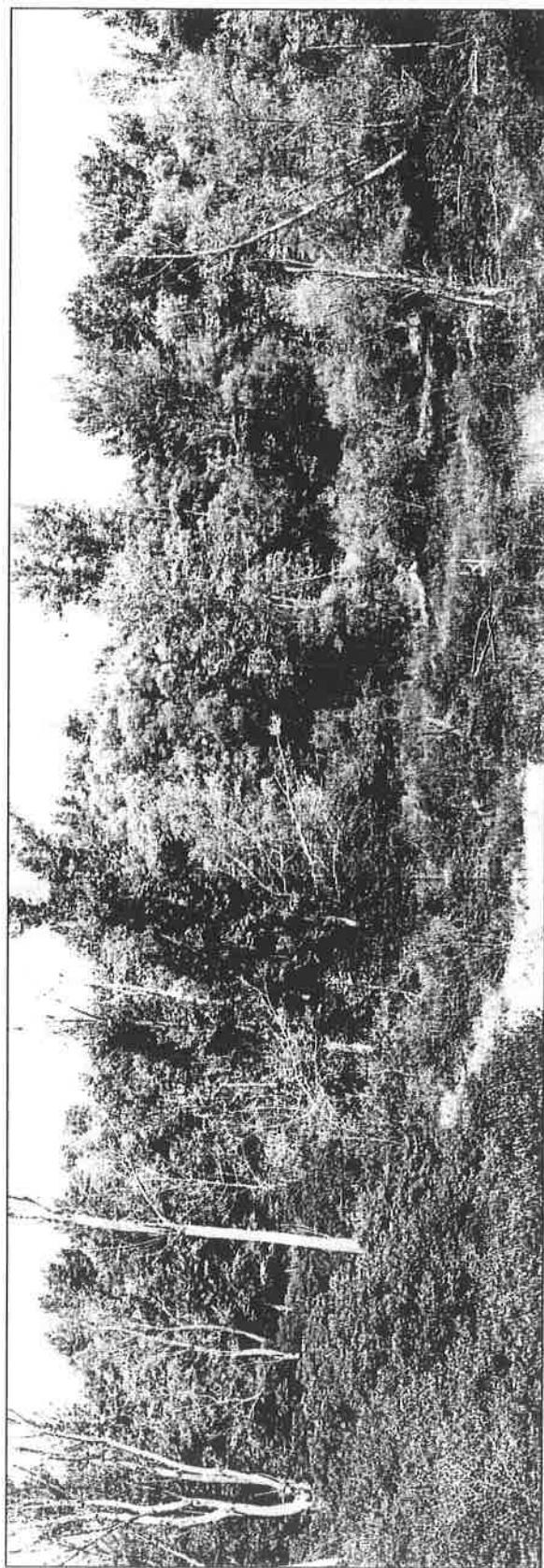


Foto 23 Dunajské kriviny 06.09.2003 (MJL)

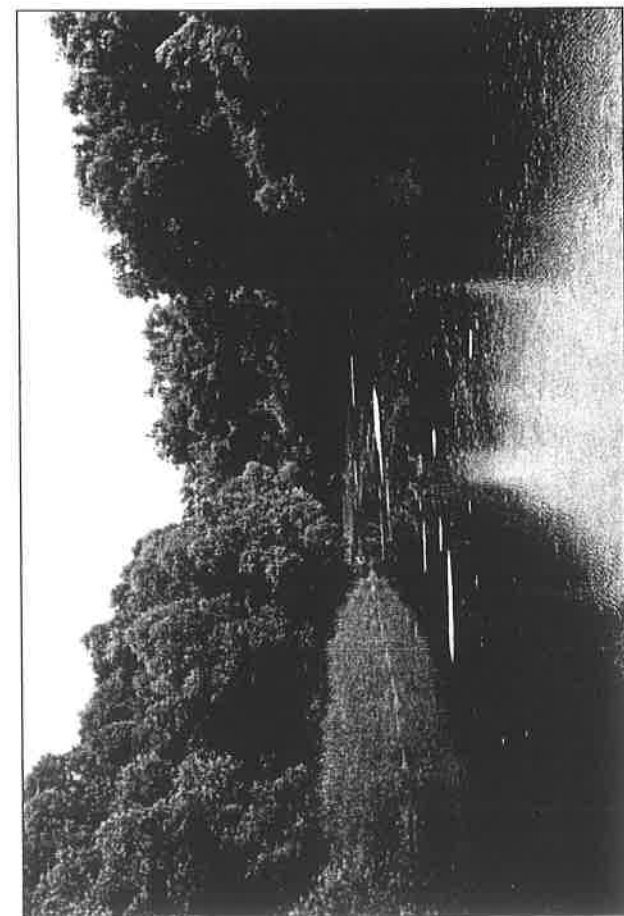


Foto 24 Bodická brána - rameno pod liniou D 31.05.1990 (OEM)

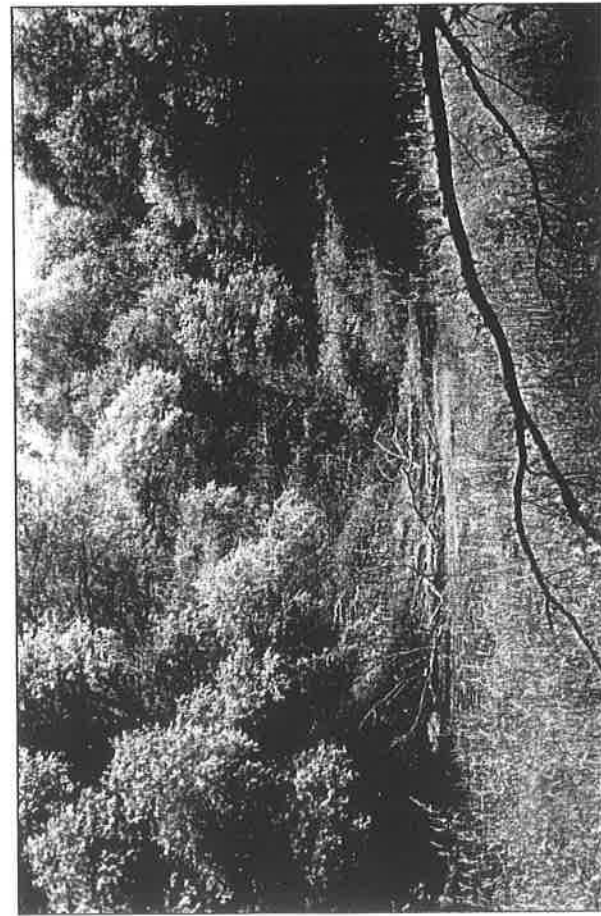


Foto 26 Bodická brána I 31.05.1990 (OEM)



Foto 25 Bodická brána - rameno pod liniou D 31.05.1995 (OEM)



Foto 27 Bodická brána I 22.10.1990 (OEM)



Foto 28 Bodická brána I 06.03.1991 (OEM)



Foto 29 Bodická brána I 23.10.1991 (OEM)

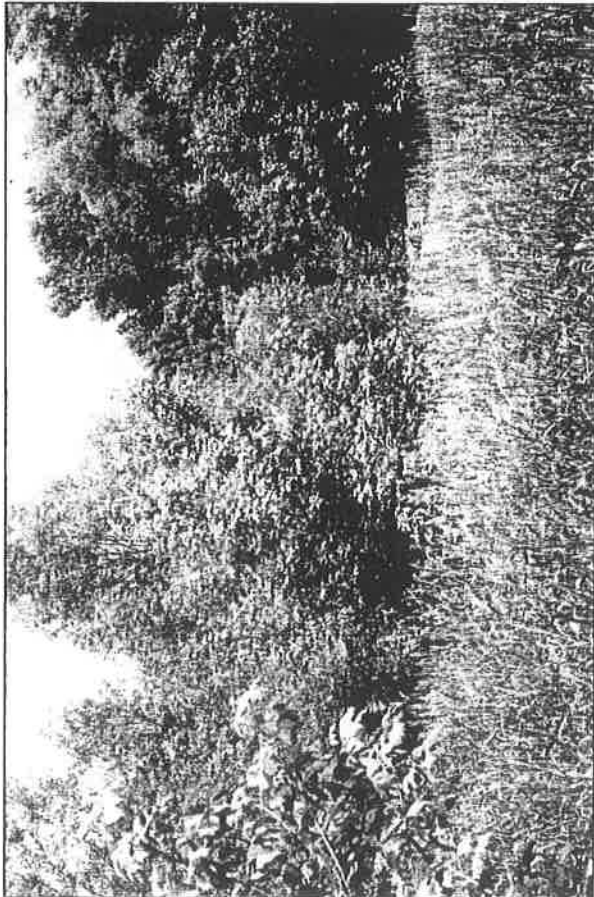


Foto 30 Bodická brána I - periodické jazierko zarástlo a plochu obsadzujú javorovec 30.05.2003 (MJL)

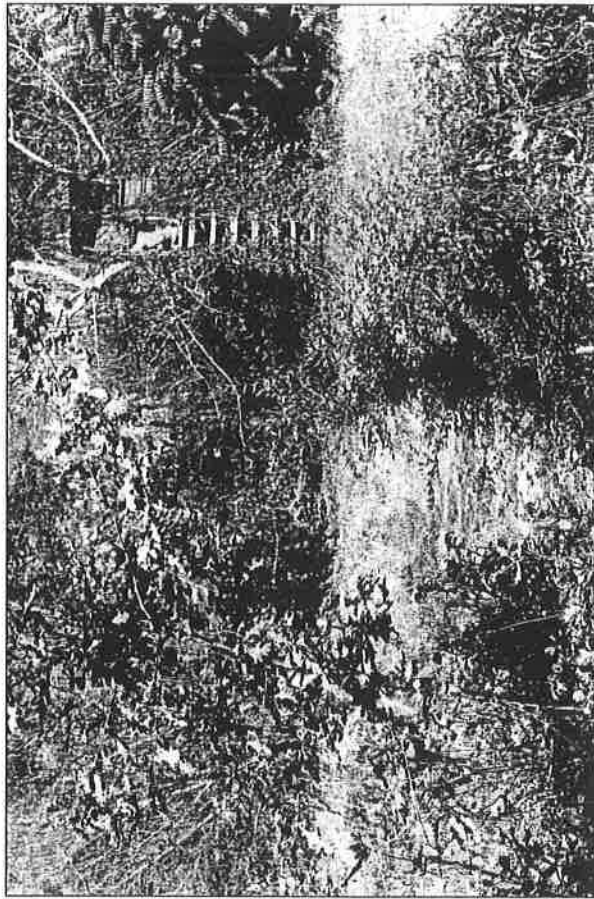


Foto 31 V drénovanom pobrežnom páse pri Vojke boli pokusne úspešne vysadené duby a jasene, ktorým však konkurujú vitálne náletové dreviny (pajaseň, javorovec, agát) 30.09.1999 (MJL)



Foto 32 Bodická brána 2 31.05.1990 (OEM)

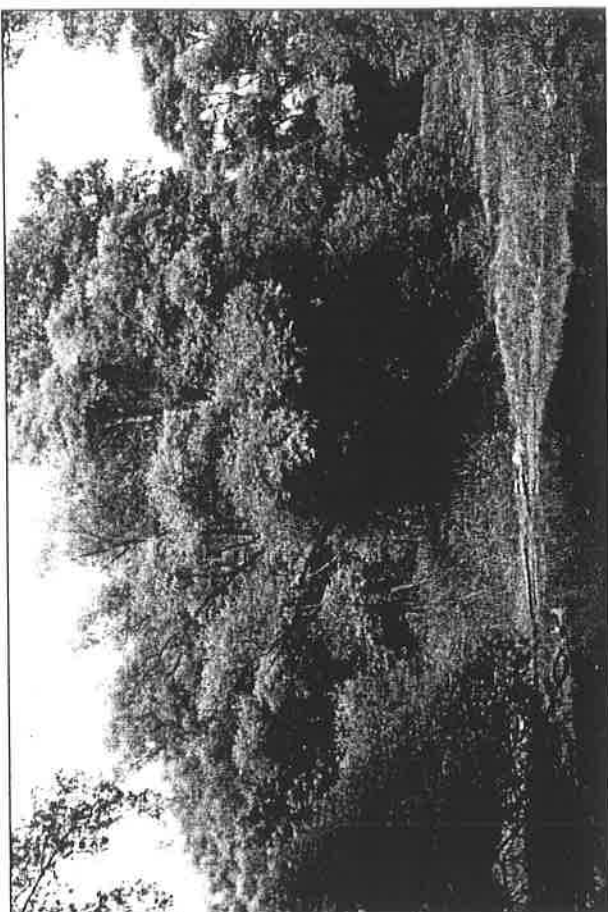


Foto 33 Bodická brána 2 22.10.1990 (OEM)

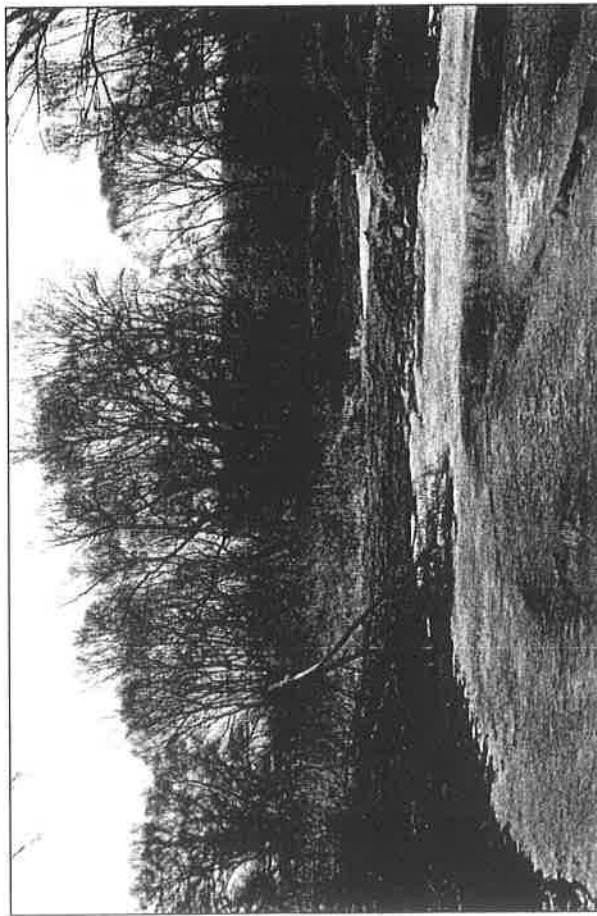


Foto 34 Bodická brána 2 06.03.1991 (OEM)

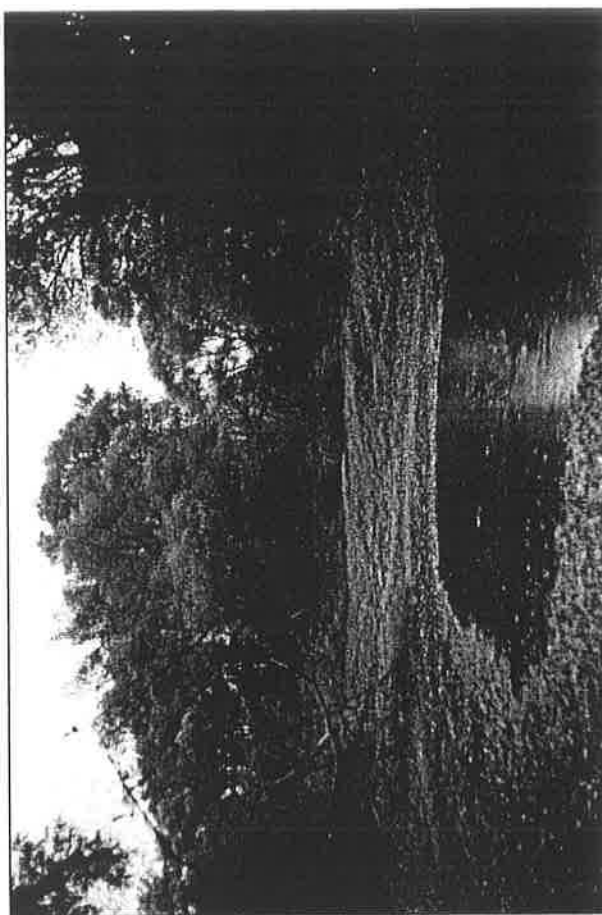


Foto 35 Bodická brána 2 22.10.1991 (OEM)



Foto 36 Bodicka brána 2 30.5.1995 (OEM)

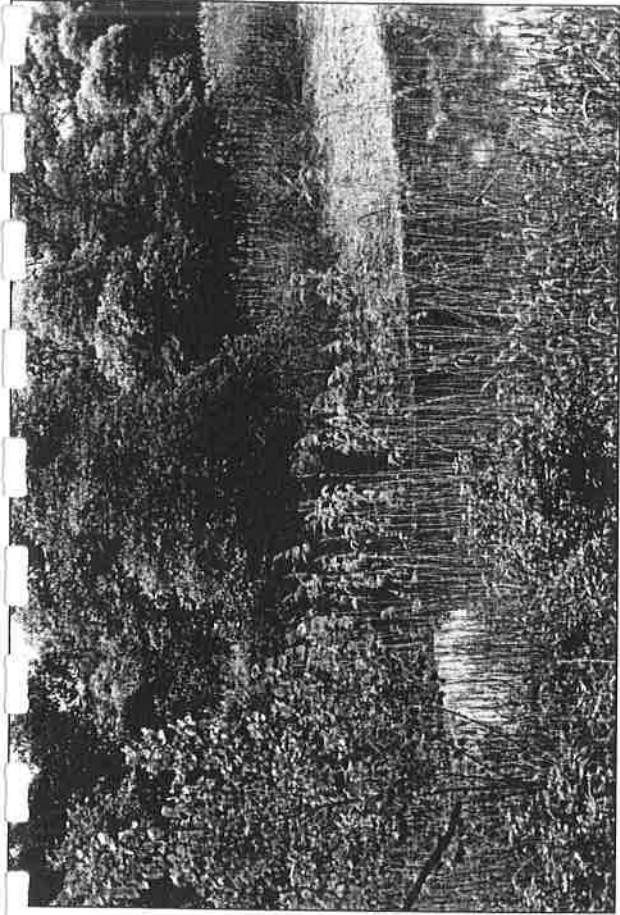


Foto 37 Istragov 17.05.1990 (OEM)

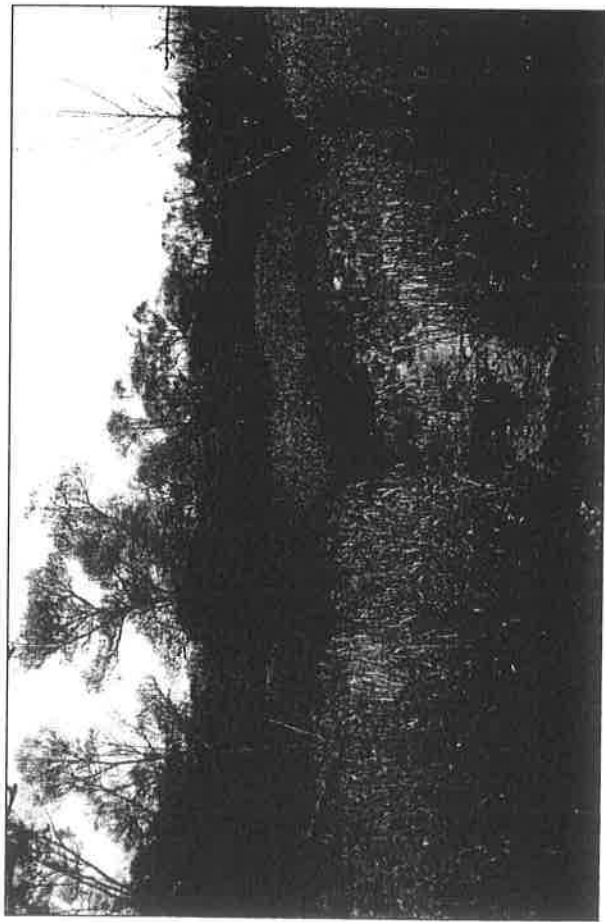


Foto 38 Istragov 22.11.1990 (OEM)

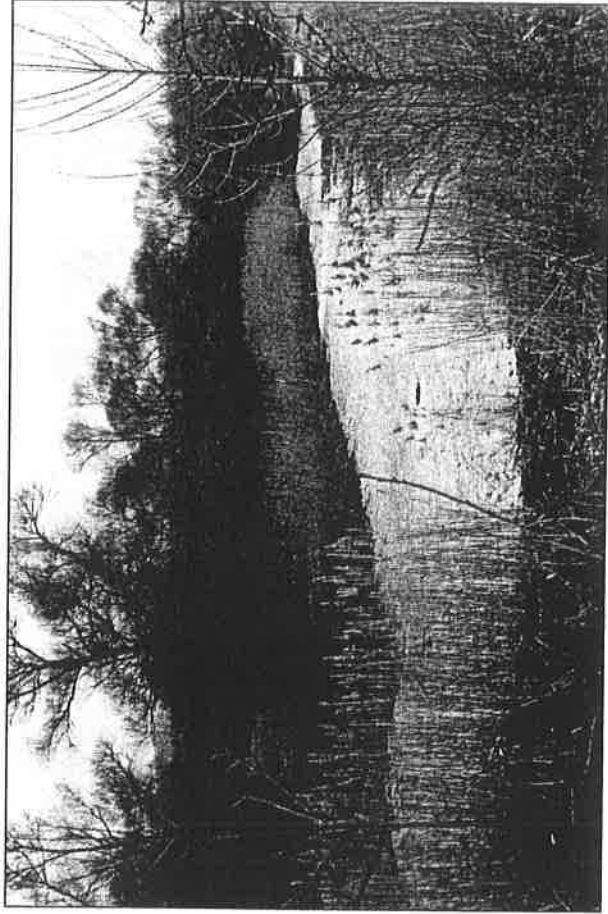


Foto 39 Istragov 06.03.1991 (OEM)



Foto 41 Istragov 23.10.1991 (OEM)



Foto 43 Bodická brána 3 22.10.1990 (OEM)

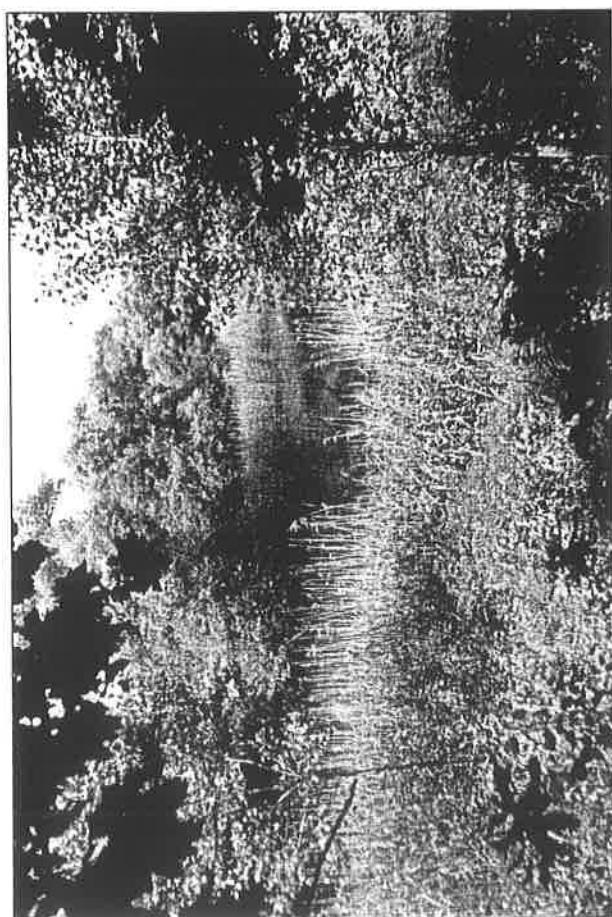


Foto 40 Istragov 28.06.1991 (OEM)

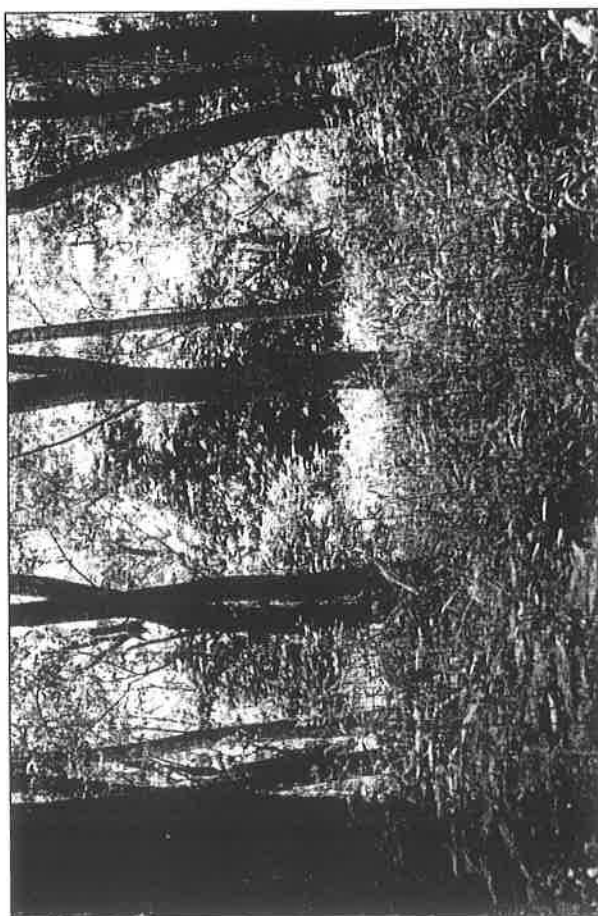


Foto 42 Bodická brána 3 31.05.1990 (OEM)

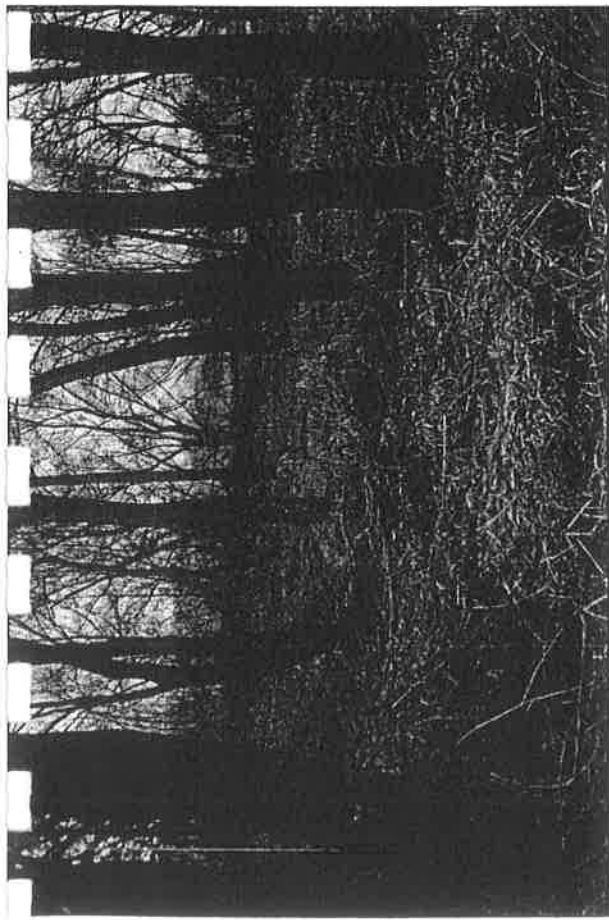


Foto 44 Bodícka brána 3 06.03.1991 (OEM)

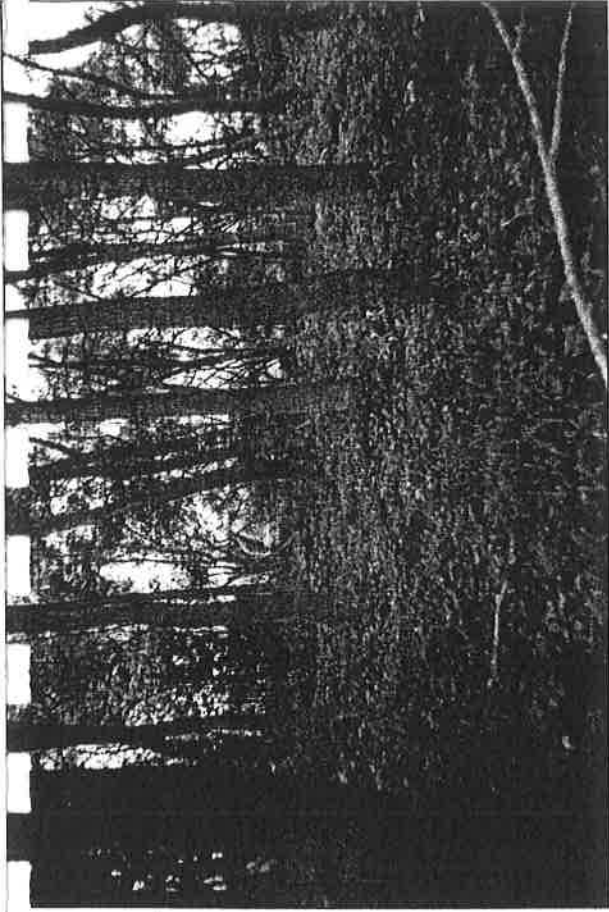


Foto 45 Bodícka brána 3 23.10.1991 (OEM)

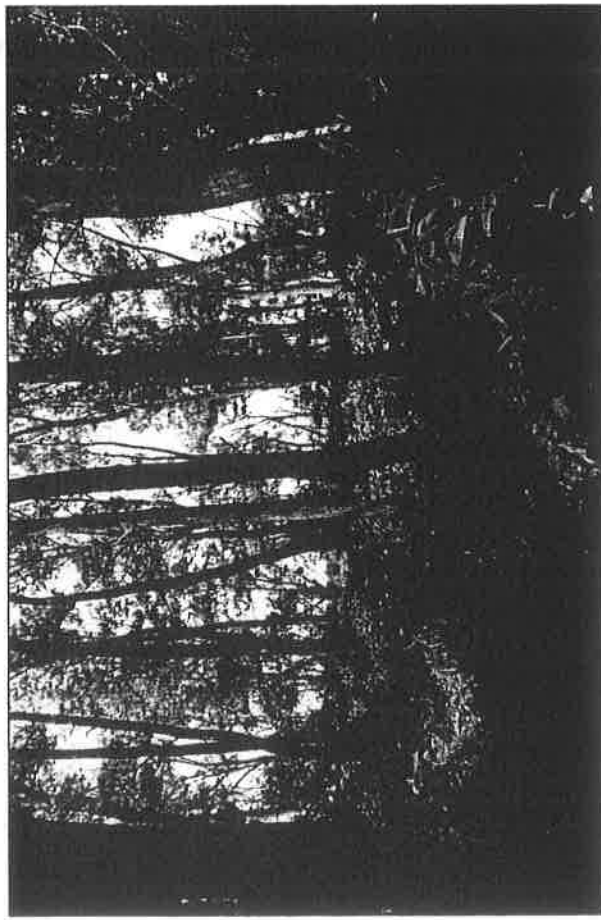


Foto 46 Bodícka brána 3 31.05.1995 (OEM)



Foto 47 Lod v zdrži v mieste pôvodného Šamorínskeho ramena 16.03.1988 (MJL)



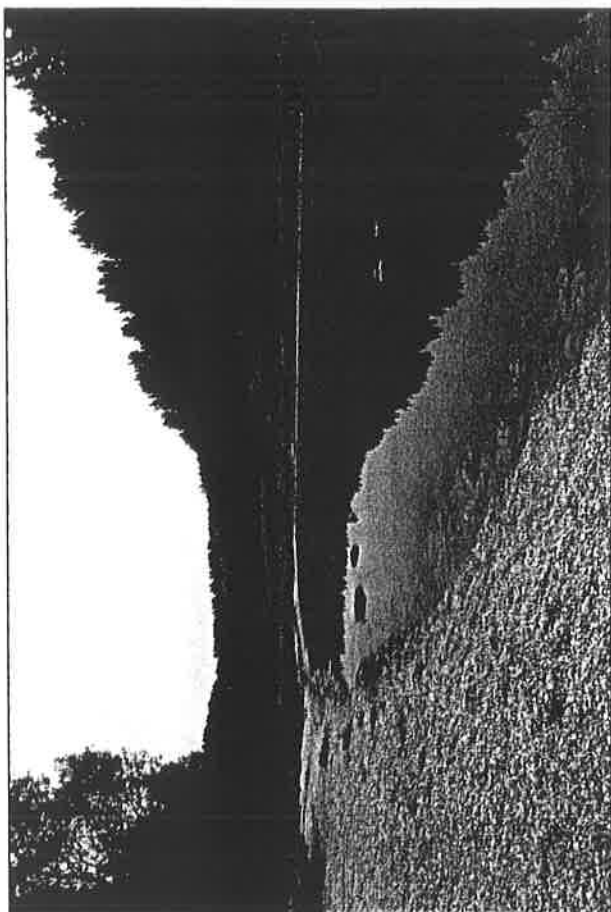


Foto 49 Královská lůka I 25.06.1993 (OEM)

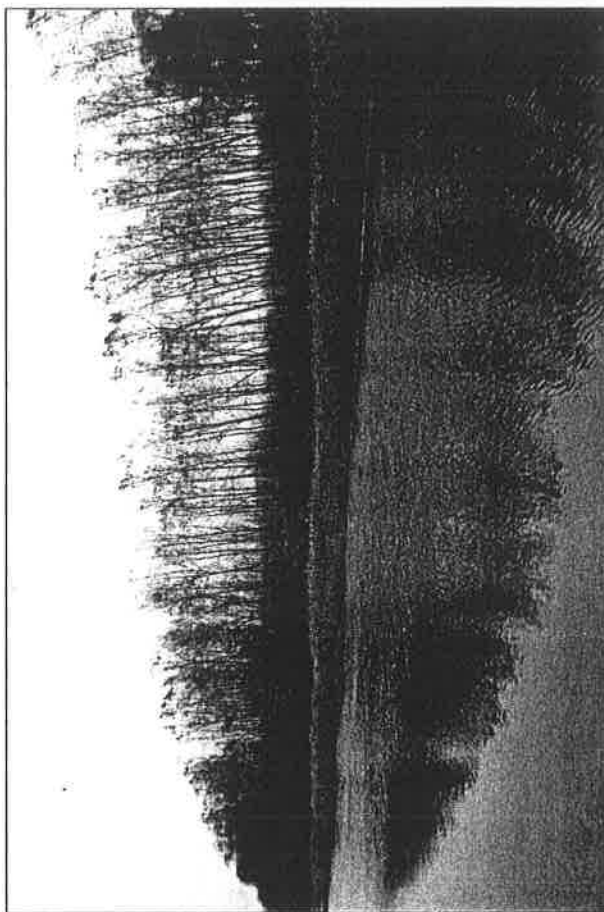


Foto 51 Královská lůka 2 07.11.1990 (OEM)

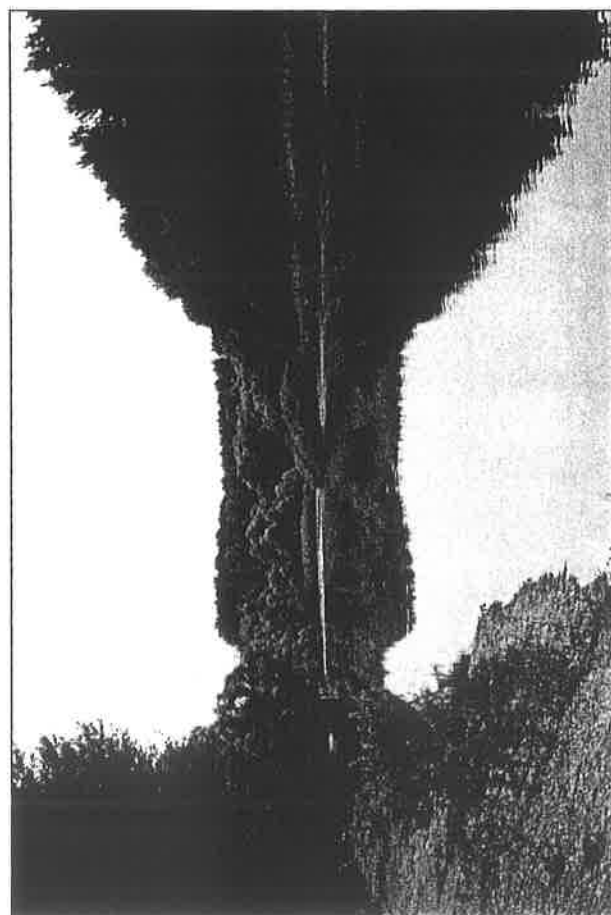


Foto 48 Královská lůka I 31.05.1990 (OEM)

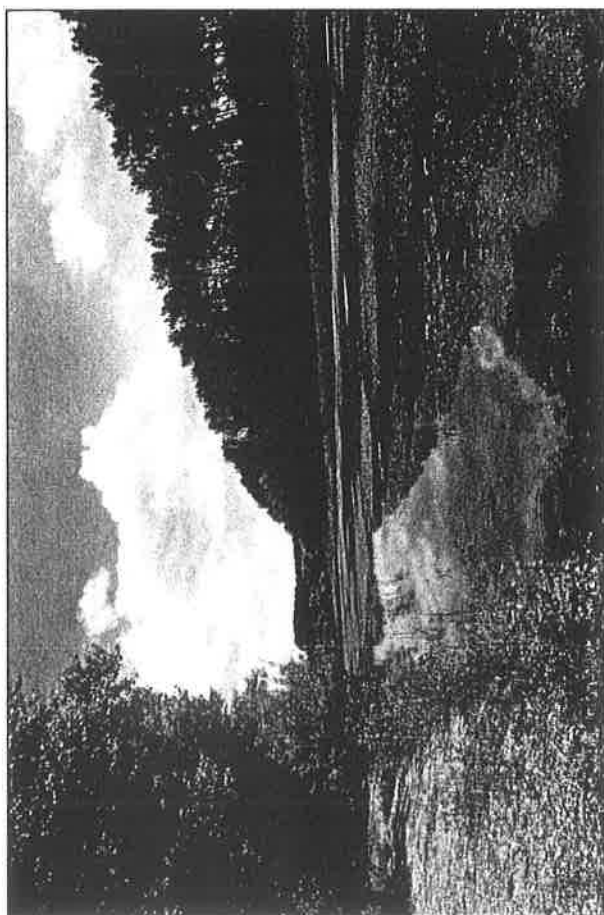


Foto 50 Královská lůka I 31.05.1995 (OEM)

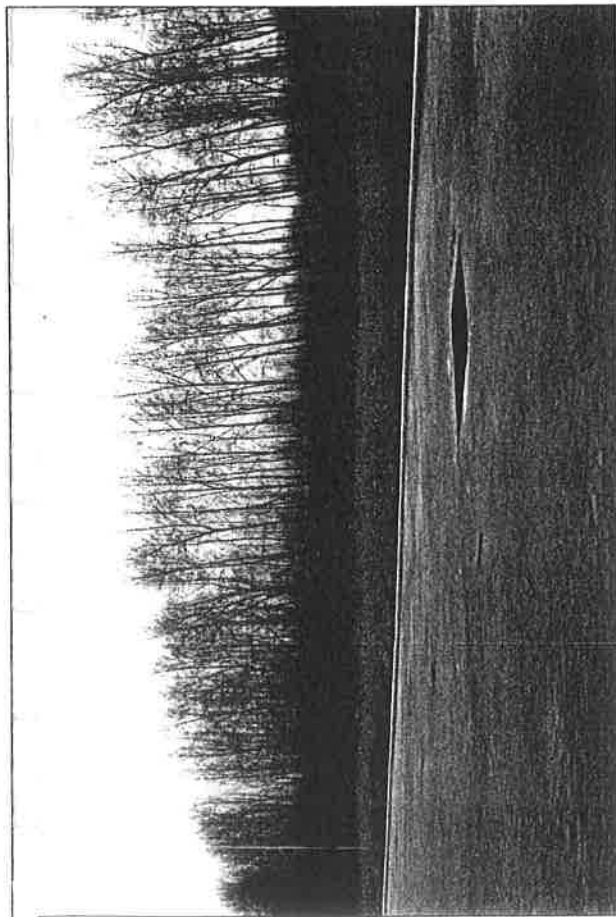


Foto 52 Královská lúka 2 06.03.1991 (OEM)

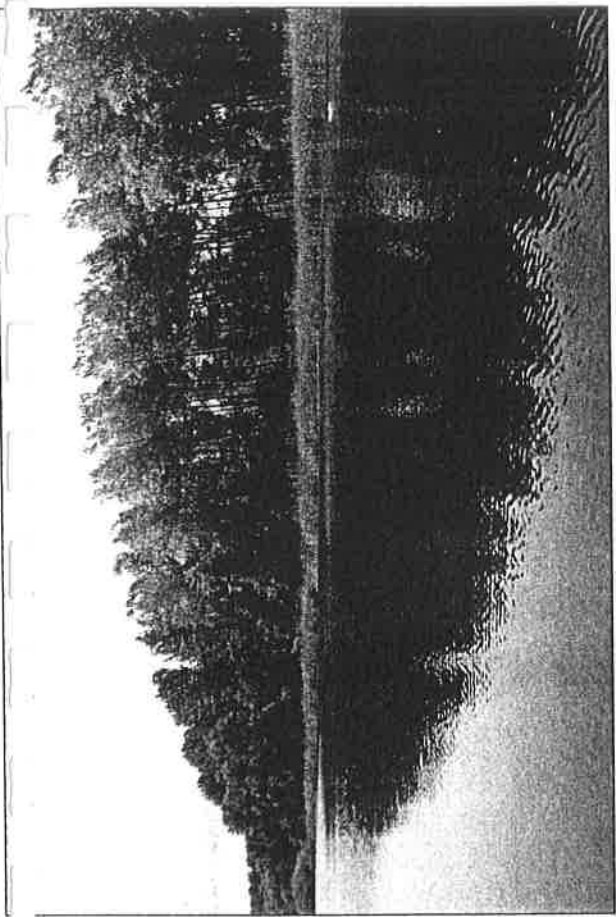


Foto 53 Královská lúka 2 28.06.1991 (OEM)

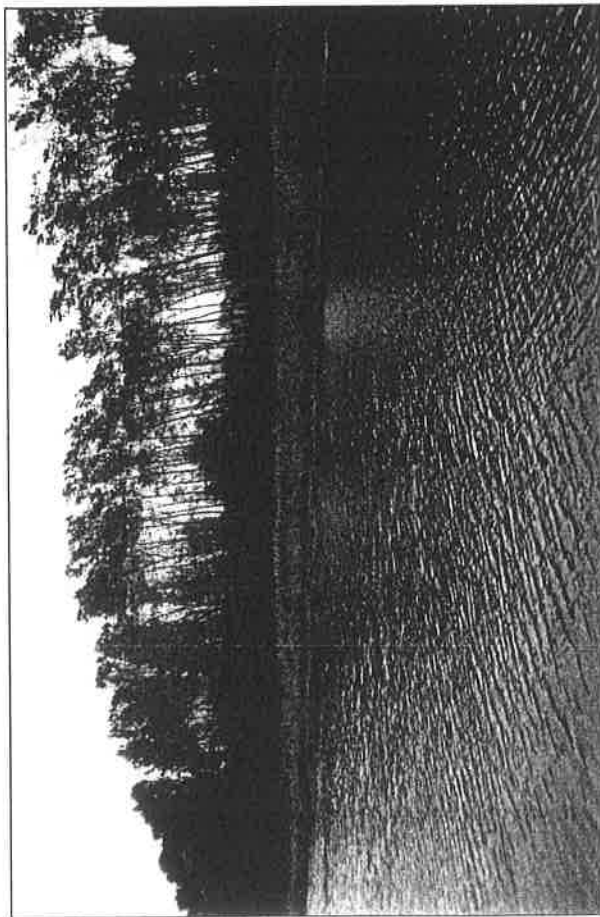


Foto 54 Královská lúka 2 23.10.1991 (OEM)

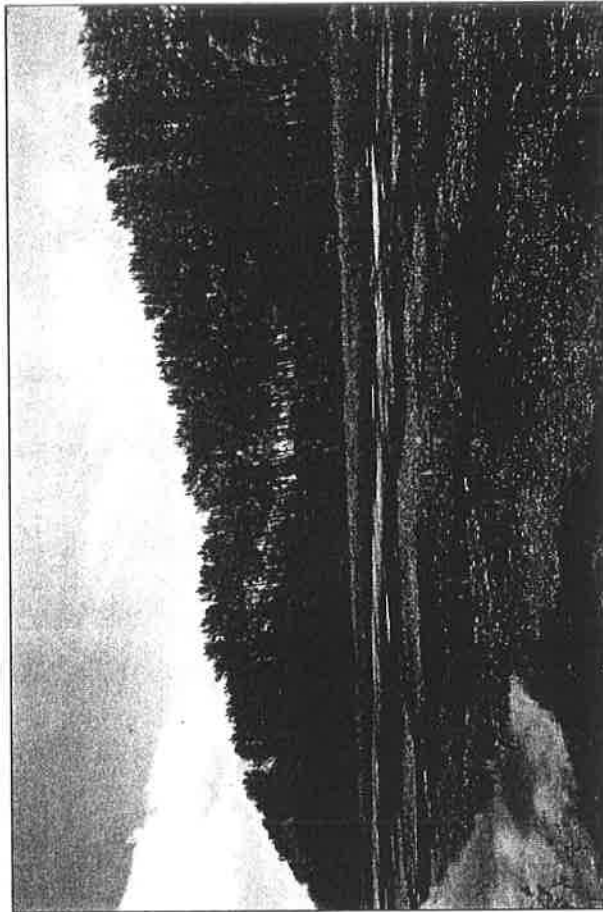


Foto 55 Královská lúka 2 31.05.1995 (OEM)



Foto 56 Královská lúka 3 31.05.1990 (OEM)



Foto 57 Královská lúka 3 07.11.1990 (OEM)

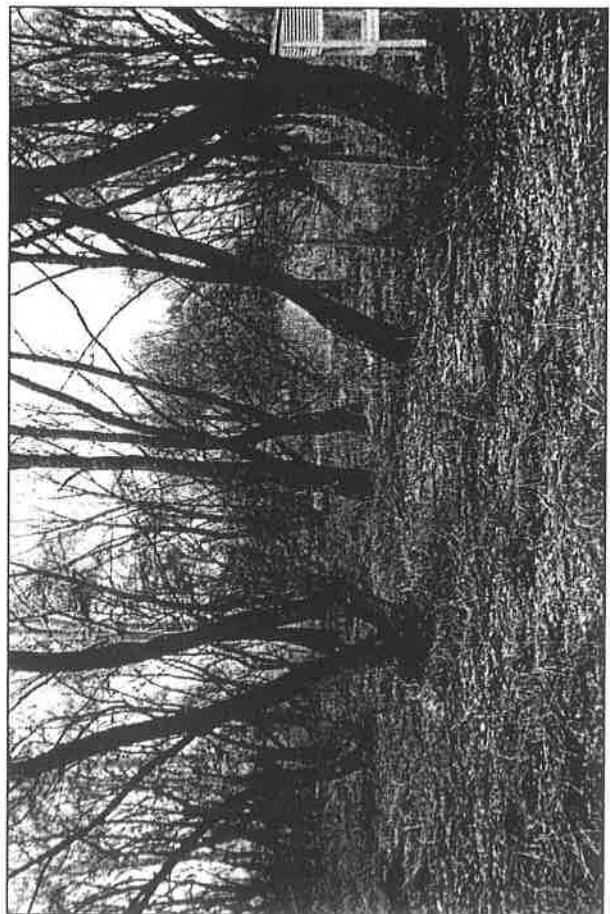


Foto 58 Královská lúka 3 06.03.1991 (OEM)



Foto 59 Královská lúka 3 28.06.1991 (OEM)



Foto 61 Královská lúka 3 31.05.1995 (OEM)

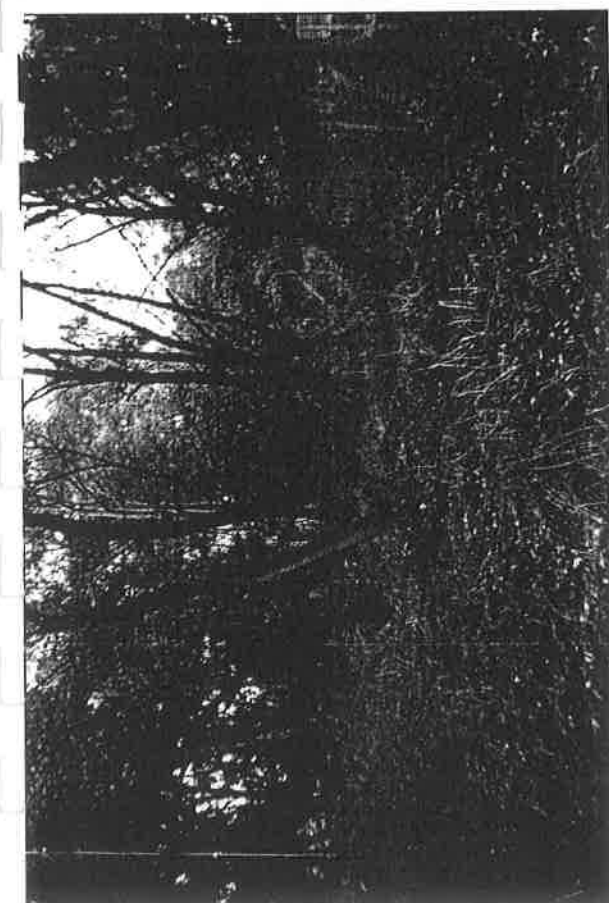


Foto 60 Královská lúka 3 23.10.1991 (OEM)

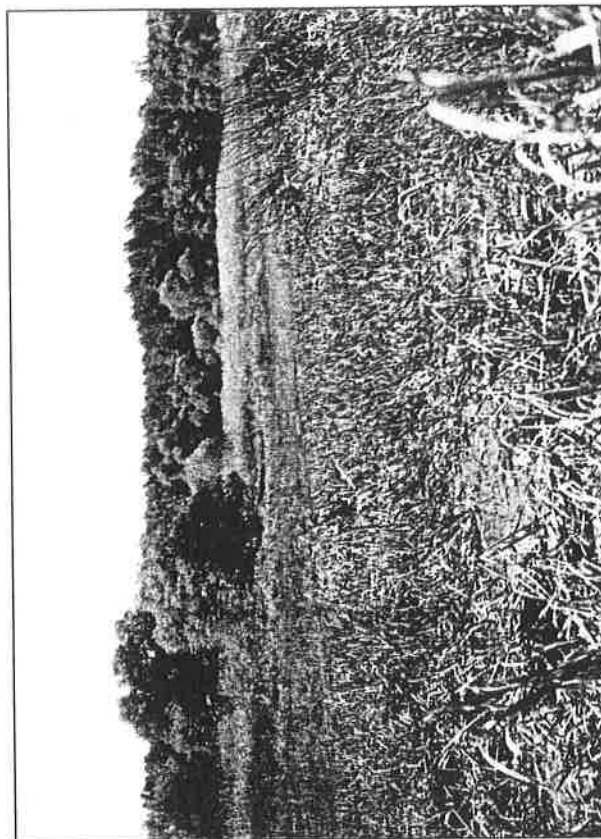


Foto 63 Starý les 24.08.1990 (OEM)

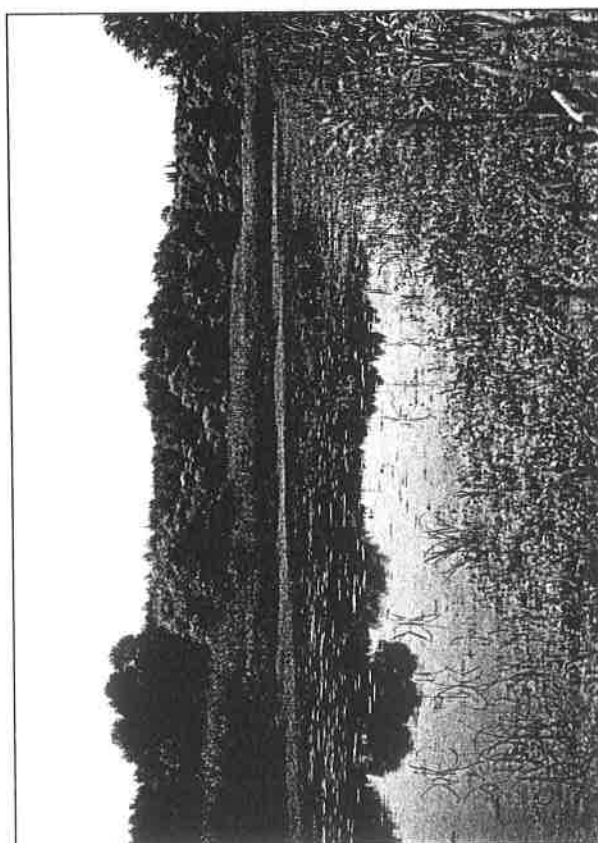


Foto 62 Starý les 10.08.1989 (OEM)

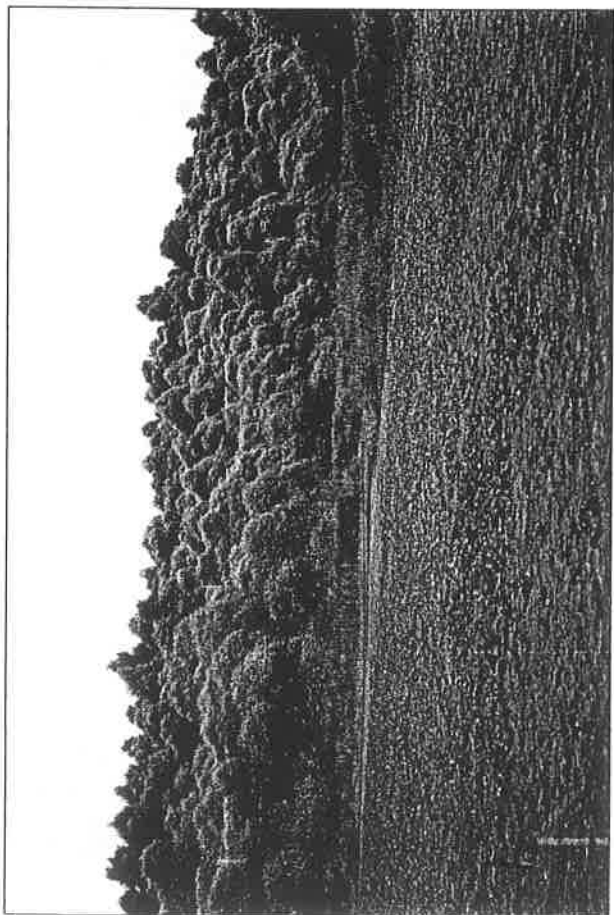


Foto 64 Sporná síňohť I 10.08.1989 (OEM)

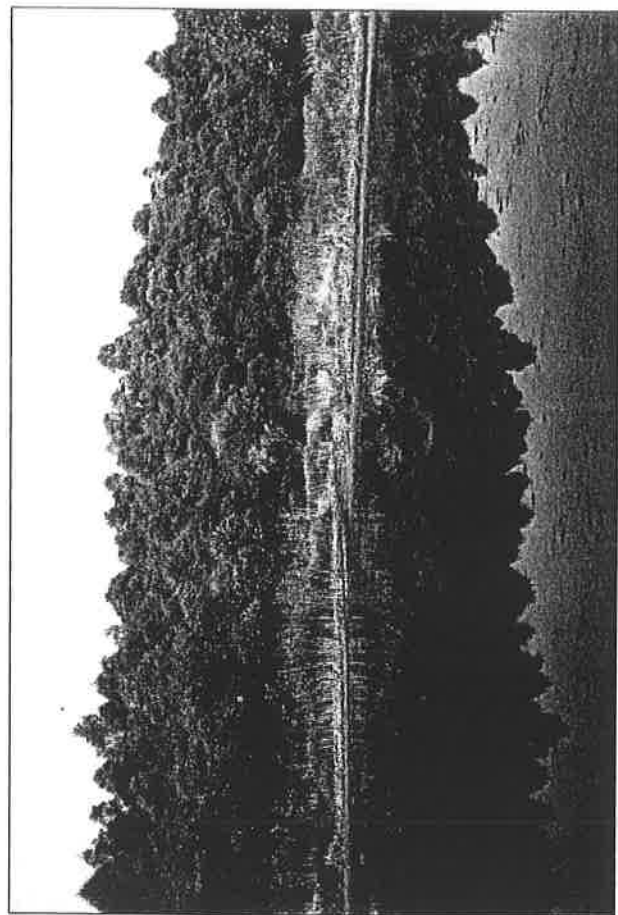


Foto 65 Sporná síňohť I 25.10.1989 (OEM)

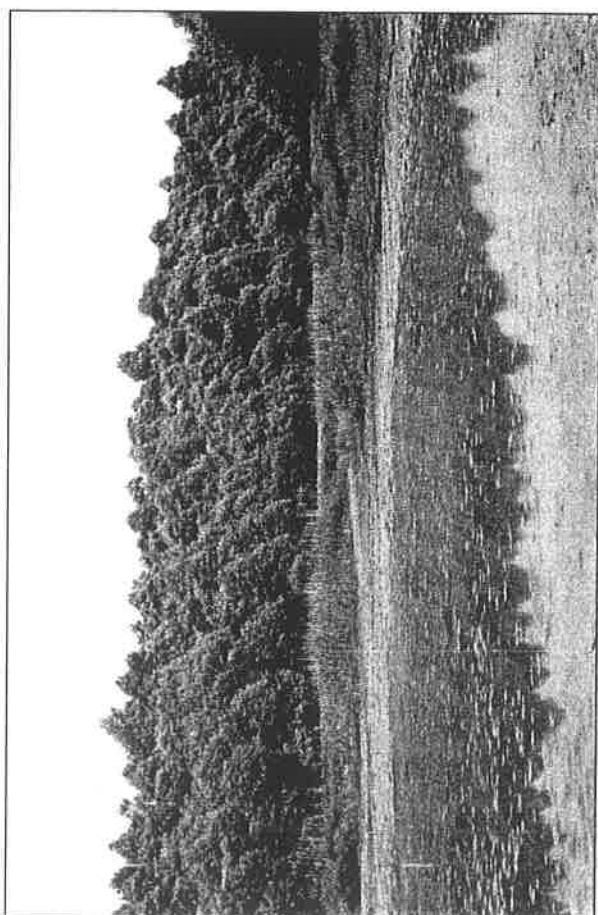


Foto 66 Sporná síňohť I 17.05.1990 (OEM)

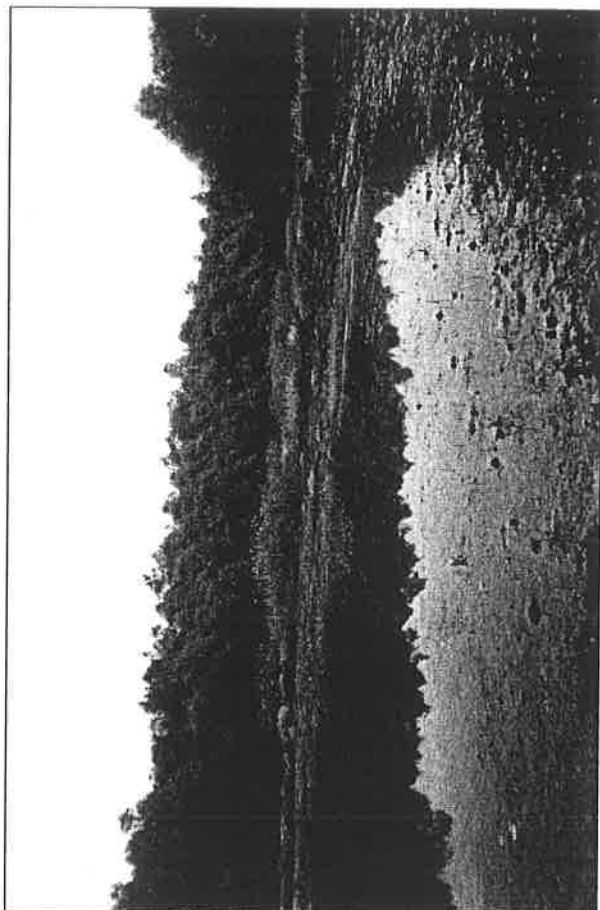


Foto 67 Sporná síňohť I 07.11.1990 (OEM)

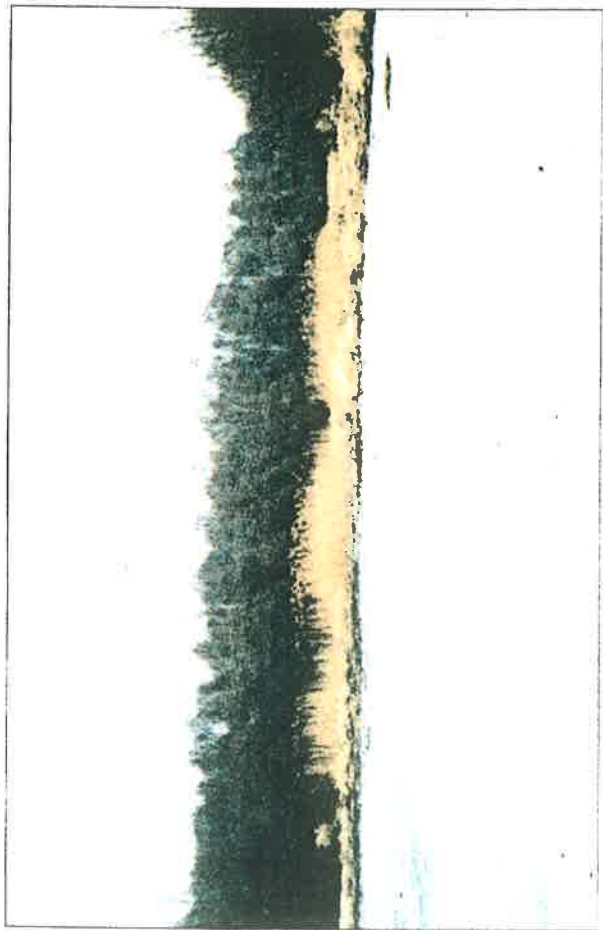


Foto 68 Sporná síňoť I 06.03.1991 (OEM)

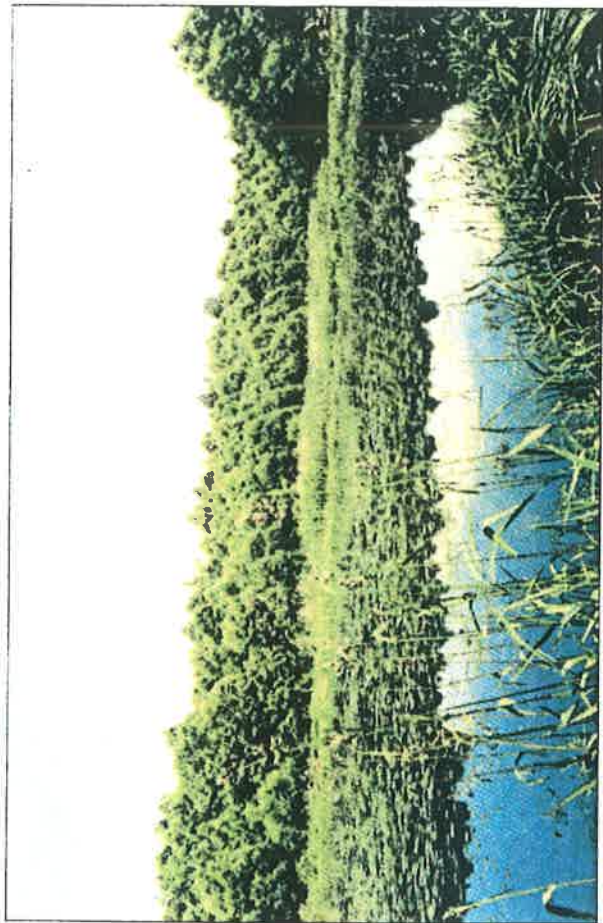


Foto 69 Sporná síňoť I 28.06.1991 (OEM)



Foto 70 Sporná síňoť I 23.10.1991 (OEM)

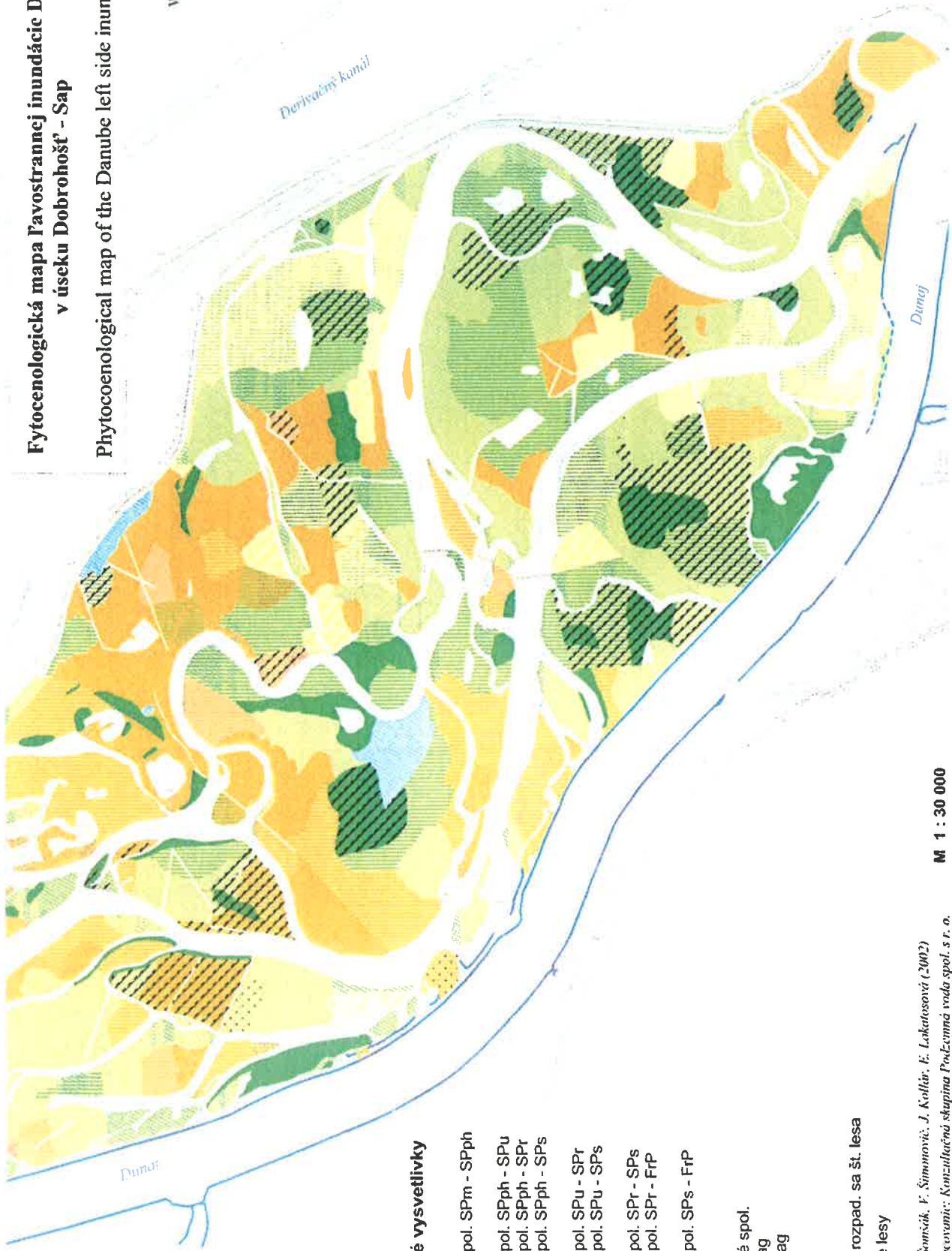


Foto 71 Sporná síňoť 2 23.10.1991 (OEM)



**Fytocenologická mapa ľavostrannej inundácie Dunaja  
v úseku Dobrohošť - Sap**

Phytocoenological map of the Danube left side inundation



**Skrátené vysvetlivky**

- S-Pm
- prech. spol. SPM - SPph
- S-Pph
- lf. prech. spol. SPph - SPu
- lf. prech. spol. SPph - SPR
- lf. prech. spol. SPph - SPS
- S-Pu
- prech. spol. SPU - SPR
- prech. spol. SPU - SPS
- S-Pr
- prech. spol. SPR - SPS
- prech. spol. SPR - FrP
- S-Ps
- prech. spol. SPS - FrP
- Fr-P
- Aris-P
- Travnaté spol.
- Urt-Phrag
- Car-Phrag

vznik. a rozpad. sa št. lesa

prírodné lesy

Zostavili: I. Šimončík, V. Šimonovič, J. Kollár, E. Lakatosová (2002)

Digitálne spracovanie: Konzultačná skupina Poľnohospodárska univerzita v Bratislave

**M 1 : 30 000**





**Fytocenologická mapa ľavostrannej inundácie Dunaja  
v úseku Dobrohošť - Sap**

Phytocenological map of the Danube left side inundation

