

**Szent István Egyetem**  
**Környezettudományi Doktori Iskola**

**A makrofita vegetáció összehasonlító térképezése és monitorozása  
németországi és magyarországi vízfolyásokban**

Doktori (Ph.D.) értekezés

**Falusi Eszter**

Gödöllő, 2010

**A doktori iskola**

**megnevezése:** Környezettudományi Doktori Iskola

**tudományága:** Tájökológia, természet- és tájvédelem

**vezetője:** Dr. Heltai György  
egyetemi tanár, MTA Doktora, tanszékvezető  
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,  
Környezettudományi Intézet  
Kémia és Biokémia Tanszék

**Témavezető:** Dr. Penksza Károly  
habilitált egyetemi docens, Ph.D., tanszékvezető  
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,  
Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet  
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

**Külső konzulens:** Dr. Sipos Virág Katalin, Ph.D.

.....  
Az iskolavezető jóváhagyása

.....  
A témavezető jóváhagyása

# Tartalomjegyzék

<b>1</b>	<b>JELÖLÉSEK ÉS RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE.....</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>BEVEZETÉS .....</b>	<b>7</b>
2.1	TÉMA AKTUALITÁSA.....	7
2.2	CÉLKITŰZÉSEK .....	8
<b>3</b>	<b>IRODALMI ÁTTEKINTÉS .....</b>	<b>11</b>
3.1	AZ EU VÍZ KERETIRÁNYELV ÉS MAKROFITON VONATKOZÁSAI.....	11
3.2	A BIOLÓGIAI VÍZMINŐSÍTÉS MAKROFITON VONATKOZÁSAI .....	15
3.3	HÍNÁRFAJOKKAL VÉGZETT KÍSÉRLETEK ÉS ELEMKONCENTRÁCIÓ VIZSGÁLATOK .....	16
3.4	HAZAI MAKROFITA FAJOK ELTERJEDÉSÉRE VONATKOZÓ KUTATÁSOK.....	17
3.5	A NÖVÉNYEK JELZŐÉRTÉKE ÉS ÖKOLÓGIAI MUTATÓIK .....	19
3.6	ALKALMAZOTT VÍZI VEGETÁCIÓ-TÉRKÉPEZÉSI MÓDSZEREK.....	20
3.7	A MINTATERÜLETEK NÖVÉNYZETÉRE VONATKOZÓ IRODALMI ADATOK .....	22
3.7.1	<i>A Friedberger Au vízfolyásai .....</i>	<i>22</i>
3.7.2	<i>Duna-Tisza közti csatornarendszer .....</i>	<i>23</i>
<b>4</b>	<b>ANYAG ÉS MÓDSZER .....</b>	<b>27</b>
4.1	A FRIEDBERGER AU VÍZFOLYÁSAI.....	27
4.1.1	<i>Természetföldrajzi viszonyok.....</i>	<i>27</i>
4.2	A DUNA-TISZA KÖZI CSATORNARENDSZER .....	30
4.2.1	<i>Természetföldrajzi viszonyok.....</i>	<i>30</i>
4.3	TÉRKÉPEZÉS MÓDSZERE AZ EU VKI KÖVETELMÉNYE SZERINT .....	34
4.3.1	<i>Térképezés módszere, terepi felvételezés és szabvány.....</i>	<i>34</i>
4.3.2	<i>Elterjedési diagram és elterjedési mutatók .....</i>	<i>41</i>
4.3.3	<i>Statisztikai kiértékelések, hőtérvkép-elemzés .....</i>	<i>46</i>
<b>5</b>	<b>EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSŰK .....</b>	<b>49</b>
5.1	FLORISZTIKAI EREDMÉNYEK.....	49
5.1.1	<i>A Friedberger Au vízfolyásainak florisztikai eredményei .....</i>	<i>49</i>
5.1.2	<i>Inváziós fajok helyzete a Friedberger Au vízfolyásaiban.....</i>	<i>50</i>
5.1.3	<i>Vörös könyves fajok helyzete a Friedberger Au vízfolyásaiban .....</i>	<i>51</i>
5.1.4	<i>A Duna-Tisza közti csatornák florisztikai eredményei .....</i>	<i>55</i>
5.1.5	<i>Inváziós fajok helyzete a Duna-Tisza közti térképezett csatornáknban.....</i>	<i>55</i>
5.1.6	<i>Védett és ritka fajok helyzete a Duna-Tisza közti térképezett csatornáknban .....</i>	<i>60</i>
5.2	A FRIEDBERGER AU VÍZFOLYÁSAINAK VEGETÁCIÓJA .....	63
5.2.1	<i>Friedberger Ach .....</i>	<i>63</i>
5.2.2	<i>Forellenbach .....</i>	<i>66</i>
5.2.3	<i>Höhgraben .....</i>	<i>66</i>
5.2.4	<i>Hörgelaugraben .....</i>	<i>67</i>
5.3	A DUNA-TISZA KÖZI CSATORNARENDSZER VEGETÁCIÓJA .....	68
5.3.1	<i>Duna-Tisza-csatorna.....</i>	<i>68</i>
5.3.2	<i>Duna-völgyi-főcsatorna .....</i>	<i>68</i>
5.3.3	<i>Sós-ér .....</i>	<i>71</i>
5.3.4	<i>Harmincas-csatorna.....</i>	<i>71</i>
5.3.5	<i>Apaji csatorna.....</i>	<i>72</i>
5.4	A FRIEDBERGER AU VÍZFOLYÁSAINAK HŐTÉRKÉP ELEMZÉSE.....	73
5.4.1	<i>Friedberger Ach .....</i>	<i>73</i>
5.4.2	<i>Forellenbach .....</i>	<i>73</i>
5.4.3	<i>Höhgraben .....</i>	<i>73</i>
5.4.4	<i>Hörgelaugraben .....</i>	<i>74</i>
5.5	A DUNA-TISZA KÖZI CSATORNARENDSZER HŐTÉRKÉP ELEMZÉSE .....	75
5.5.1	<i>Duna-Tisza-csatorna.....</i>	<i>75</i>
5.5.2	<i>Duna-völgyi-főcsatorna .....</i>	<i>75</i>
5.5.3	<i>Sós-ér .....</i>	<i>77</i>
5.5.4	<i>A Harmincas-csatorna .....</i>	<i>77</i>
5.5.5	<i>Apaji-csatorna.....</i>	<i>77</i>

5.6	A FRIEDBERGER AU VÍZFOLYÁSAINAK VEGETÁCIÓJÁBAN BEKÖVETKEZŐ VÁLTOZÁSOK ÉRTÉKELÉSE .....	78
5.6.1	<i>Friedberger Ach</i> .....	78
5.6.2	<i>Forellenbach</i> .....	78
5.6.3	<i>Höhgraben</i> .....	79
5.6.4	<i>Hörgelaugraben</i> .....	79
5.7	A DUNA-TISZA KÖZI CSATORNARENDSZER VEGETÁCIÓJÁBAN BEKÖVETKEZŐ VÁLTOZÁSOK ÉRTÉKELÉSE.....	80
5.7.1	<i>Duna-Tisza csatorna</i> .....	80
5.7.2	<i>Duna-völgyi-főcsatorna</i> .....	80
5.7.3	<i>Sós-ér</i> .....	81
5.7.4	<i>Harmincas-csatorna</i> .....	81
5.7.5	<i>Apaji- csatorna</i> .....	82
5.8	A HŐTÉRKÉP ELEMZÉS EREDMÉNYEINEK ÉRTÉKELÉSE.....	83
5.8.1	<i>Friedberger Au vízfolyásai</i> .....	83
5.8.2	<i>Duna-Tisza közti csatornarendszer</i> .....	83
<b>6</b>	<b>ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK</b> .....	<b>85</b>
<b>7</b>	<b>KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK</b> .....	<b>87</b>
<b>8</b>	<b>ÖSSZEFOGLALÁS</b> .....	<b>89</b>
<b>9</b>	<b>SUMMARY</b> .....	<b>91</b>
<b>10</b>	<b>KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS</b> .....	<b>93</b>
<b>11</b>	<b>MELLÉKLETEK</b> .....	<b>94</b>

# 1 JELÖLÉSEK ÉS RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

amp	amfifita
FA	Friedberger Ach
FB	Forellenbach
DTCS	Duna-Tisza csatorna
DVCS	Duna-völgyi-főcsatorna
HÖH	Höhgraben
HÖRG	Hörgelaugraben
hyd	hidrofitá
hel	helofita
Lr	relatív elterjedési hossz (Relative Areallänge)
MMT	átlagos mennyiségi index-teljes szakasz (Mittleren Pflanzenmenge, Total)
MMO	átlagos mennyiségi index-előfordulási szakasz (Mittleren Pflanzenmenge, Occurance)
RPM	relatív növénymennyiség (Relative Pflanzenmenge)
VKI	Európai Unió Víz Keretirányelv

A növényfajok rövidített neveinek feloldását Friedberger Au mintaterületen a 6. táblázat (53-54. oldal), a Duna-Tisza csatornarendszer esetében a 8. táblázat (61-62. oldal) tartalmazza.



## 2 BEVEZETÉS

### 2.1 Téma aktualitása

Az Európai Unió Bizottsága 2000. december 22-én elfogadta a 2000/60/EC Direktíváját közösségi jogszabályként, amely Víz Keretirányelvként (VKI) vonult be a köztudatba. A VKI egyik legfontosabb célja a vízi ökoszisztéma védelme és az emberi vízhasználatok összehangolása (Európai Bizottság 2002). Ennek megfelelően a Víz Keretirányelv nagy hangsúlyt helyez a vízi ökoszisztémák, a víztől közvetlenül függő szárazföldi ökoszisztémák és vizes területek állapotának felmérésére, megtartására és javítására, így hazai végrehajtása is szorosan kapcsolódik természetvédelmi feladatokhoz.

Különösen fontosak a vízínövények, amelyek a vízi ökoszisztéma ökológiai minőségében egyaránt lehetnek statikus és dinamikus mutatók is (Dévai et al. 1992), és állományváltozásaik jól mutatják az élőhelyen végbemenő változásokat. A makrofita növények (szemmel jól látható vízínövények) méreteik révén a vízi élet szerkezeti vázát is biztosítják. A makrofita fajok térbeli elterjedését tekintve a nyíltvíz felől haladva előbb az alámerült fajok találhatók meg, aztán a vízben lebegő, és/vagy gyökerező, víz felszínén kiterülő levelű növények, illetve a kiszáradást többé-kevésbé elviselő magassásosok következnek. Nagyobb, nem megnyúlt formájú vízterek esetében többnyire ezek az állományok mozaikosan helyezkednek el, amely mozaikosság alapja egy változatos vízi élővilág megtelepedésének (Felföldy 1981). Nagymértékben elszaporodva beárnyékolják a vizeket, módosítva a vizek oldott oxigéntartalmát, hőmérsékletét és a víz folyásának sebességét. Tömeges megjelenésükkel a planktonikus eutrofizációt ún. bentonikus eutrofizációval váltják fel. Jelenlétükkel segítik a feltöltődést, mivel a vízfolyás sebességének csökkentésével elősegítik a hordalékanyag lerakását. Élőhelyül szolgálnak más vízi élőlény-együtteseknek. Alzatot, búvó- és táplálkozó- valamint ívó helyet biztosítanak. Mindezen szerepek ellenére a makrofitonnak sokáig nem tulajdonítottak kiemelkedő indikátor szerepet a vizek életében. Ökológiai értékelésben betöltött szerepüket közösen a szárazföldi növényekkel együtt alakították ki. (ld. 3.5. fejezet). A mindennapi gyakorlatban a vizek minőségében inkább az algák vizsgálata kapta a nagyobb szerepet, ezeket a csoportokat tartották az elsődleges termelőknek, így a táplálékláncok, illetve hálózatok kiindulópontjának (Felföldy 1981, Szilágyi 2007a).

A hínárnövények élettevékenységeit a vízben, mint élettérben teljes mértékben a vízi környezet határozza meg és a létrejött változások valamint válaszreakciók értékelhetők a vízminőség szempontjából is. Ezen információk nélkülözhetetlenek egy-egy víztest esetében megfogalmazott természetvédelmi célkitűzések hosszú távú realizálásához, összhangban a Víz Keretirányelv érvényesítésének nemzetközi kötelezettségével. Azonban a hínárosodás kérdésére nem lehet sablonos, általános megoldást keresni, mivel minden víz különleges, egyedi képződmény, így a vízi növényzet jelentőségét is egyedi kutatómunkával kell eldönteni. A vízfolyás vagy tó egészét nem ismerhetjük meg csupán kémiai mintákból és olyan felvételezésekből, amelyek nem az egész vízfolyást szemlélik. Pontos képet csak átfogó (fizikai-kémiai-biológiai) tanulmányok nyújthatnak (Felföldy 1981), hiszen egy folyamatosan változó ökológiai-hidrológiai-geológiai rendszerről van szó.

Ezen összetett rendszer értékelési és minősítési protokolljának kidolgozása és egységes uniós megvalósítása indult el a VKI kötelezettségeivel. A víztestek állapotának minőségében a fizikai, kémiai és biológiai elemek csoportjai együttesen lettek meghatározók, amely szemléletváltozásokat hozott a korábbi gyakorlathoz képest új kihívások elé állította több szakterület kutatóit és gyakorlati szakembereit, szervezeteit.

## 2.2 Célkitűzések

A Víz Keretirányelvben a felmérések és az intézkedések tervezése során is egységes, a vízgyűjtő területek szintjén meghatározott szemlélet uralkodik. Jelen munka is kötődik ehhez az európai uniós célkitűzéshez, elemezve és vizsgálva különböző, de egységesen a Duna vízgyűjtő területéhez tartozó víztestek makrovegetációját.

Munkám során lehetőségem volt az európai folyóvízi vegetáció-térképezés egyik legrégebben, 1972 óta tartó hosszú távú monitorozási területén, a németországi Friedberger Au síkságon található vízfolyásokban folyó makrofiton monitorozásba bekapcsolódni. A vízfolyásokban a makrovegetáció felmérése a Kohler (1978) által kifejlesztett szakasztérképezési módszerrel 4-5 évente megismételve zajlik. Témavezetőmmel 2001-ben a hetedik makrofiton térképezésbe kapcsolódtunk be, és sajátítottuk el a módszer alkalmazását a mintaterületen. Majd a 2005. évi felmérést már önállóan végeztük el.

A módszer hazai alkalmazására 1990-ben az IAD (Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung) Duna makrofiton térképezési programja keretében került sor (Ráth 1994). Majd a módszer mesterséges víztestekben való használhatóságát 1998-ban Sipos (2001) hazánkban tesztelte a Duna-Tisza közti csatornarendszer három tagján, a Harmincas- és az Apaji-csatornán, valamint a Duna-völgyi-főcsatorna szabadszállási egységén. Munkája eredményei alapján kiemeli a csatornák a terület ökológiai hálózatában betöltött kulcsszerepét, tehát ökológiai értékelésük mesterséges mivoltuk ellenére kiemelt fontossággal bír. Továbbá az erőteljes antropogén hatás alatt álló csatornarendszer özönnövények terjedésének is nagyobb lehetőséget biztosít, és mivel a felmérés során az inváziós karolinai tündérhínár (*Cabomba caroliniana* Gray) kiterjedt állományait fedezte fel, további területek térképezése mellett a csatornák növényzetének folyamatos monitorozását javasolta.

A térképezési munkát kiterjesztve az IAD jelenlegi céljai közé tartozik a Multifunctional Integrated Study Danube: Corridor and Catchment program (MIDCC) keretein belül a Duna és egyes mellékfolyói vízi vegetációjának egységes, számszerűsített leírása (<http://>). Sipos vizsgálataiba bekapcsolódva a program keretében a térképezett területeket további négy, eltérő szerepű és méretű csatornával és csatornaegységgel növeltük, és 2001-ben a Sós-érrel, 2002-ben a Duna-Tisza csatornával és a Duna-völgyi-főcsatorna dabasi, akasztói és bajai egységével bővítettük ki. A makrovegetáció felmérését az összes területen ugyanazon évben, 2008-ban a programtól függetlenül ismételt meg, amivel a Duna-Tisza köze csatornáinak szisztematikus monitorozása indult el.

A vízi környezet vizsgálata azért is került fokozottan előtérbe, mert a növekvő emberi igények miatt egyre nagyobb feladat lesz a belterületek árvízvédelme, az élőhelyek, elsősorban a vizes élőhelyek (a folyó, holtágai, mellékvizei, ártéri erdők és nedves rétjei) megőrzése, valamint a jellemzően antropogén segítséggel terjedő növényi inváziók detektálása és kezelése. Az EU VKI-ben az egységes szemlélet mellett cél, hogy az EU területén a felszíni és felszín alatti vizek „jó állapotban” legyenek, továbbá ezen állapot leromlását meg kell akadályozni (Európai Bizottság 2002).

Ezen igényeknek megfelelően jelen értekezés célja a Friedberger Au vízfolyásain, valamint a Duna-Tisza közti csatornarendszer tagjain szakasztérképezési módszerrel végzett makrofiton felmérések eredményeinek kiértékelése, illetve a két vizsgálati év eredményeinek vízfolyásonkénti összehasonlító elemzése.



**I. Általános célok mindkét vizsgálati területen:**

1. A makrovegetációra vonatkozó korábbi szakasztérképezéssel történt felmérések ismételt elvégzése.
2. A vízfolyások flórájának elemzése, a változások detektálása és lehetőség szerint a kiváltó okok meghatározása.
3. A saját adatokon alapuló korábbi és ismételt felmérések alapján az elmúlt időszak alatt a vegetációban lezajlott változások értékelése. Az időbeli változások mellett az eltérő terhelések következtében kialakult változások rögzítése és értékelése.
4. Zavarások, antropogén terhelések kimutatása, valamint, hogy ezen folyamatok hogyan követhetők nyomon a vízi vegetáció változásával.
5. A mesterségesen kialakított vízfolyások makrofiton elterjedését és összetételét befolyásoló paraméterek vizsgálata/felderítése.
6. Olyan új értékelési módszer keresése és kidolgozása, amely alkalmas a szakasztérképezés során nyert nagyon nagy számú adat együttes és áttekinthető értékelésére.

**II. A kutatás céljai a Friedberger Au mintaterületen:**

1. 2001. és 2005. évi megismételt felmérések adatai alapján a korábbi adatokkal történő hosszú távú összehasonlítás megteremtése, és a területen folyó hosszú távú monitorozás életben tartása.
2. A mintaterületen található védett és inváziós fajok állományainak meghatározása, változásainak detektálása.

**III. A kutatás céljai a Duna-Tisza közti csatornarendszer mintaterületen:**

1. A Duna-Tisza közén húzódó mesterséges csatornarendszer eddig botanikai szempontból csak helyenként feltárt növényzetének florisztikai felmérése.
2. A csatornák vegetációjára vonatkozó adatok komplex feldolgozása és ábrázolása térinformatikai módszerekkel, adatbázis létrehozása.
3. A csatornák első aktuális vegetáció-térképének elkészítése.
4. A mintaterületen található védett és inváziós fajok állományainak meghatározása, változásainak detektálása.



### 3 IRODALMI ÁTTEKINTÉS

#### 3.1 Az EU Víz Keretirányelv és makrofiton vonatkozásai

A Víz Keretirányelv – amely nagy hangsúlyt helyez a természetvédelmi szempontokra, a vízi ökoszisztémák, a víztől közvetlenül függő szárazföldi ökoszisztémák és vizes területek állapotának megtartására és javítására – hazai végrehajtása 2094/2001. (IV.30) Kormányhatározat természetvédelmi feladatokhoz is szorosan kapcsolódik. Az Európai Unió Víz Keretirányelve (VKI) a vizek (természetes és mesterséges vizes élőhelyek) jó ökológiai állapotának, illetve potenciáljának megőrzését és elérését, az ehhez szükséges adatok biztosítását írja elő. A VKI a korábbi vízhasználat-központú szemlélettel szemben minden tekintetben az ökológiai szempontokat helyezi előtérbe. A víztestek állapotának megítélésében ennek megfelelően az ökológiai mutatók kiemeltbb szerepet kapnak a vízminősítésben, mint korábban és azonos szinten kezelik azokat a többi mutatóval, hiszen az osztályozás során a biztonság javára döntve a mutatócsoportok közül a legrosszabb besorolása határozza meg a teljes víztest állapotát („egy rossz, mind rossz” elv) (Szilágyi 2007a).

A VKI a sokszor határokon áthaladó folyóvizekre a komplex – így az egyes nemzetek közötti együttműködést igénylő (Ligetvári 1988) – tervezést vízgyűjtő kerületenként írja elő, és ún. vízgyűjtő gazdálkodási terv elkészítését követeli meg (VKI 2000). A Preambulum egyes bekezdései különösen kiemelik a vízgyűjtőre vonatkozó feladatköröket:

*„(33) Minden vízgyűjtőn törekedni kell a vizek jó állapotának elérésére, úgy, hogy az ugyanahhoz az ökológiai, hidrológiai és hidrogeológiai rendszerhez tartozó felszíni és felszín alatti vizekkel kapcsolatban tett intézkedések összehangoltak legyenek.”*

*„(35) Egy olyan vízgyűjtőn, amelyen a vizek használatának országhatárokon áterjedő hatásai lehetnek, az ezen irányelvben meghatározott környezeti célkitűzések elérésének követelményeit, és különösen minden intézkedési programot a vízgyűjtő terület egészén kell koordinálni. A Közösség határain túlterjedő vízgyűjtők esetében a tagállamoknak törekedniük kell a megfelelő koordináció biztosítására az érintett nem tagállamokkal.”*

A terrestris és aquatikus életterek határvonalának kijelölésekor a hazai gyakorlatban Szilágyi (2007b) szerint Dévai et. al (1992, 2000) vizes élőhelyre vonatkozó definícióját érdemes alapul venni, amely szerint vizes élőhelynek tekintjük:

- Azokat a természeti egységeket, amelyeknek felületarányos átlagos vízmélysége – középvízállás esetén – a két métert nem haladja meg.
- A 2 m-nél mélyebb víztereknek azokat a részeit, amelyeknek legalább egyharmadát makrovegetáció (hínár- és/vagy mocsári- és/vagy szegélynövényzet) borítja, vagy kíséri.
- Azokat a természeti egységeket, ahol olyan hidromorf talajok találhatóak, amelyeknek felső rétege tartósan vagy legalább hosszabb időtartamig vízzel átitatott, s ezért jellegzetes, többnyire nagy vízigényű vagy jó víztűrésű növényállományokkal (nádasokkal, magassásosokkal, láp- és mocsárrétekkel, mocsári gyomtársulásokkal, iszap- és zátynövényzettel, nedves és vakszikesekkel, láp- és mocsárrerdőkkel, bokorfüzesekkel, puha- és keményfa ligeterdőkkel, égerligetekkel), illetve azok jól felismerhető maradványaival jellemezhetők.

- Abban az esetben, ha a víztér felületarányos átlagmélysége két méternél nagyobb, akkor a vizes élőhelyeknek csak azt a részét lehet a vizes élőhelyekhez tartozónak venni, ahol:
  - A part menti sávot meghatározó mértékű hínár- és/vagy mocsári növényzet borítja (elsősorban állóvizeknél).
  - Kifejezetten partszegélyi (azaz teljesen vagy legalább részben vízben álló) növényállományok (hínarasok, mocsári növényzet és/vagy magaskórósok, égeresek, bokorfüzesek) kísérik (főleg vízfolyásoknál).

Az Irányelvben meghatározott célok megvalósítása azonban nem zökkenőmentes, mint ahogy az átfogó, és hatalmas területekre kiterjedő programoknál lenni szokott. Kérdések sora fogalmazódhat meg bennünk. Ezek közül kiemelem az értekezésem tárgyát képező makrofitonnal (szabad szemmel jól látható vízínövény) kapcsolatos problémafelvetéseket.

Szilágyi (2007a) megítélése szerint a VKI statikus ökológiai állapotszemlélete egyike a VKI nagy hibáinak, hiszen statikus szemléletébe nem fér bele az élőlények és a környezetük közötti kölcsönhatások által folyamatosan végbemenő változások értelmezése. A fejlődés nyomon követése csak akkor illeszkedik a VKI szemléletéhez, ha folyamatosan újraértékeljük az egész rendszert. Szilágyi (2007a) hibásnak ítéli azt az elképzelést, miszerint az emberi hatások megszűnésével a természetes/természet közeli állapot áll elő, inkább egy újabb alternatív irányba mozdul el a fejlődés és egy új „zavartalan” állapot keletkezik.

Szintén elég nehéz az európai kultúrtájban a jó ökológiai állapothoz kötődő referencia állapot meghatározása, amelyet célként jelöl meg a VKI. Kiváló ökológiai állapotról a makrofiton esetében akkor beszélhetünk, ha „a faji összetétel teljesen vagy közel teljesen megfelel a zavartalan viszonyoknak”, jó ökológiai állapotról pedig, ha enyhe változások tapasztalhatók a faji összetételben és egyedsűrűségben, azonban ezek a változások nem járnak az egyensúly felbomlásával, és nem váltják ki a magasabbrendű növényzet gyors fejlődését (VKI 2000). Ezen állapot meghatározása igen nehéz, hiszen az ember már évszázadok óta alakítja a körülötte elterülő tájat. Ki is tudná meghatározni egy folyó érintetlen körülmények között megjelenő természetes fajait, nem beszélve a növényzet mennyiségi paramétereiről? Sok esetben éppen az emberi beavatkozás segítette egyes, jelenleg vörös listás fajok megjelenését és elterjedését (pl. *Potamogeton coloratus* L.) (Kohler és Veit 2003).

Kérdéses tehát, hogy minden esetben szükséges-e a folyóvizek újbóli megbolygatása? Már a megoldás alapjainál elakadhatunk, hiszen azt kell meghatároznunk, hogy beavatkozunk a természeti folyamatokba egy állapot megőrzése érdekében, vagy ellenintézkedéssel próbáljuk helyrehozni az antropogén hatások következményeként kialakult állapotot.

Az erőteljes emberi behatások között említendő kotrás hatását vizsgálva Szilágyi (2007b) szerint a Kiskunsági-főcsatorna esetében 15 év elteltével a kotrás élőlényekre gyakorolt hatását nem lehetett kimutatni. A frissen kotort rédei Nagy-patakon tapasztaltakról azonban ambivalensen számol be a kutató. Nem csoda, hiszen teljesen más kép tárul elénk a fákkal övezett szerves üledékkal feltöltött szakasz, és más a fák kivágása után a mederanyag megbolygatásából származó tápanyagok és a patak menti bokrok, fák kivágása miatt felerősödő, a víztestet érő napsugárzás együttes hatására növekvő dús makrofiton növényzettel benőtt, mederapolási munka után álló szakasz esetében. Az ökológiai vízminősítést gyorsan elvégezve a kotort szakasz esetében a jobb állapot értéket kapták. Gulyás (1994) is kihangsúlyozza a vízépítési tevékenység környezetre gyakorolt hatását. Erre a tudományos problematikára ad javaslatot Kohler és Veit (2003), miszerint ne csak az indikátorfajok megléte vagy hiánya, hanem az élőhelyek diverzitása is döntő szerepet kapjon a jó ökológiai állapot és – erősen módosított vagy mesterséges víztestek esetében – jó potenciál megítélésében.

Másik igen nehéz feladat a víztestek kategóriába sorolásakor jelentkezik (Kovács et al. 2005, Szilágyi 2007a). Viszonylag könnyű eldönteni, hogy folyóról, tóról vagy mesterséges (helyükön korábban nem volt víz) víztestről beszélünk. Az erősen módosított víztestek meghatározása azonban komolyabb gondot jelent. Amennyiben erősen módosított víztestet vagy mesterséges víztestet jelöltünk ki, nem a jó ökológiai állapot, hanem a jó ökológiai potenciál elérése a cél. Ebben az esetben megfelelő gazdálkodási formák lehetségesek. Emellett azzal a problémával is szembe találkozhatunk, hogy például a korábban árvizek által járt kiterjedt területeken (Pl. Duna-Tisza közti csatornarendszer) milyen hasonló természetes vegetációjú vízfolyások állhatnak példaként, a jó ökológiai potenciál meghatározásához? Állóvizek esetében Pomogyi et al. (2007) a Velencei-tóval kapcsolatos munkájukban hasonló témát feszegetnek, ahol megállapításaik szerint az 1962-87 között folyó kotrási munkálatokkal a tó természetes zonációs szerkezete sérült, ezért a vízi növényzet szempontjából erősen módosított víztestnek tekinthető, míg az úszólápi részen a természetes víztestekre vonatkozó minősítést lehet/kell alkalmazni. Így egyazon víztest két különböző elbírálás alá esik.

A megfelelő részletességű adatok hiányában az egyes típusok esetében a VKI által ajánlott korábbi adatok szerinti jellemzés és a paleorekonstrukció nem volt lehetséges, ezért Magyarországon szakértői becsléssel állapították meg a referencia állapotot (típus passzport) (Szilágyi 2007a). Erre a vonatkozó 31/2004 KvVM rendelet is lehetőséget biztosít. A makrofiton esetében a típus passzportok elkészítésében elsősorban a típus indikátorfajok és a dominanciaviszonyok játszották a fő szerepet. A típusindikátorok leírása mellett kitértek a jellemző társulások bemutatására is (Szilágyi et al. 2004a, 2004b).

Az EU Víz Keretirányelve a vízfolyások állapotának folyamatos monitorozását is előírja. A makrofiton, mint minőségi elem, a három nagy kategórián – biológiai, hidrológiai-morfológiai és fizikai-kémiai elemek – belül a biológiai elemek között szerepel a fitoplankton, a makroszkópikus gerinctelenek és a halak csoportjával együtt. A makrofiton monitorozására hároméves időintervallum került meghatározásra (VKI 2000). Felvételezésük és folyamatos megfigyelésük nélkülözhetetlen a folyó- és állóvizek minőségi viszonyainak feltárásához és a vizek minőségi változásainak hosszú távú nyomon követéséhez. A makrofiton monitorozásban való alkalmazását azonban nem csak a Víz Keretirányelv, hanem az „Írányelv a települési szennyvizek kezeléséről” (91/271/EEC), és az „Írányelv a nitrátokról” (91/671/EEC) is tartalmazza.

A makrofiton ökológiai minősítésben használt indikátor szerepe azon alapul, hogy egyes fajok és csoportok jellemzőek bizonyos víztípusokra, és eltűnésükkel reagálnak az emberi hatásokra. Bizonyos esetekben a makrofiton hiánya is jelző érték és a legtöbb esetben a makrofiton limitáló faktorainak (vízmélység, zavarosság, folyási sebesség, aljzat minősége) jelenlétét mutatják (Melzer 1985). A felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól Magyarországon a 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet intézkedik, amelyet a 34/2008 (XII. 31.) KvVM rendelet módosít.

A MSZ EN 14184:2004 szabvány „Vízminőség. Útmutató a folyóvizek vízi makrofitáinak felméréséhez” címmel a terepi felmérés alaposságáról annyit határoz meg, hogy elegendő időt töltsünk a területen, az összes szükséges adat felvétele érdekében. A vizsgálatnak azonban nemcsak hatékonynak, hanem/és költséghatékonynak! is kell lennie a terepi adatgyűjtés minimumon tartásával. Pontosan és részletesen leírt módszert a szabvány nem határoz meg, azonban alapelveként rögzíti, hogy a vizsgálatnak könnyen megismételhetőnek, a felmérő személyétől függetlenül kell lennie, és minimális hibalehetőséget tartalmazhat. Hiszen a több évet, évtizedet felölelő kutatások esetében követelmény a kutatási területek pontos meghatározása és a felmérés megismételhetősége. További igen sarkalatos pont az adatok számszerűsíthetősége, amely alapot szolgáltat a különféle mutatók kiszámításához és a felmérés kiértékeléséhez, melyhez egy öt fokozatú skála alkalmazását javasolja a fajok borításának/mennyiségének/elterjedtségének meghatározására.

A makrofitonra vonatkozó terepi adatok kiértékelésénél azonban nem olyan szerencsés a helyzet, hogy az adatok kiértékelését is meghatározó szabvány álljon rendelkezésre, mint például a folyók esetében a bentikus kovamoszatok vizsgálatánál (MSZ EN 14407:2004). Így nemzetenként, sőt kutatócsoportonként eltérő indexek és mutatók használatának is teret enged. Az állóvizek makrofita vegetációjának felmérését meghatározó szabvány pedig még előkészület alatt áll (CEN/TC230/WG2/TG3:N72).

A VKI keretirányelv, mint korábban említettem a feladatok megoldását, annak jellegéből adódóan, sok tekintetben a tagországokra bízta. A VKI monitoringjában nehézséget jelent a módszerek megválasztásnál az a követelmény, hogy ugyanazon folyó hosszú távú vizsgálata során nem az adott mintavételi hely állapotát, hanem az egész víztest állapotát kell tükrözze (Scott et al. 2002). A másik igen fontos pontja, hogy a mérő és értékelő módszer EU szintű egységesítése vagy legalább interkalibrálása megtörténjen (Nöges et al. 2005). A már elvégzett nemzeti felmérések összehasonlíthatósága így igen nagy szerepet kap. A Közép/Balti államcsoport makrofiton vizsgálati módszereinek interkalibrációjához létrehozott adatbank alapján végzett kutatások során is az összehangolás szükségességét hangsúlyozzák. A tavakon végzett makrofiton felmérések eredményeivel készített cluster analízis során a tavak nem típusok, hanem országok szerint rendeződtek, ami a klimatikus eltérések mellett a felvételezési és kiértékelési módszerek közötti eltérésnek is köszönhető. Ez alapján elmondható, hogy a geológiai és fiziko-kémiai attribútumok alapján elkülönített tótipusok és a makrofiton alapján így létrejött tócsoportok nem feleltek meg egymásnak (G.-Tóth et al. 2007). Hasonló eredményre jutottak az atlanti államok adatainak összehasonlításakor is (Tierney 2006). Az értékelések mellett az államcsoport tíz tagjának nemzeti indikátor listáját is összehasonlították, amelyekben három csoport került kialakításra: referencia, toleráns, indifferens. Az összevont listában a kettős megítélésű fajok kihúzása után, a közös referencia és toleráns fajok előfordulási valószínűsége valóban a tavi foszfor gradiens alacsony, illetve magas tartományában volt a legnagyobb (G.-Tóth et al. 2007).

### 3.2 A biológiai vízminősítés makrofiton vonatkozásai

A vízminősítést sokáig fizikai és kémiai paraméterek alapján végezték, ehhez társult a planktonikus szervezetekkel és makrogerinctelenekkel való vízminősítési módszer. Nem csoda tehát, hogy ezen csoportoknál több elfogadott szabvány és tudományosan tesztelt módszerek sokasága áll rendelkezésre, míg a makrofiton esetében nehézségekbe ütközünk. Az új ökológiai szempontú vízminősítési irány a korábbiaknál kiemeltebben kezeli a makrofiton igen fontos szerepét a vízi életközösségekben.

A XIX-XX. század fordulóján és a XX. század elején a hidrobiológusok a biológiai vízminősítést egyre szélesedő körű fajgyűtésekkel végezték (Felföldy 1974, Németh 1998). A cél ekkor a vizek flórájának és faunájának minőségi elemzésekkel történő feltárása volt. A vizsgálatok eredményeként jelentek meg a különböző szaprobionta rendszerek, amelyek a szerint csoportosították a vízi szervezeteket, hogy mennyire viselik el a szervesanyag terhelést. Ez azon a megfigyelésen alapult, hogy az egyenletes folyású folyókban a természetes tisztulással párhuzamosan az élővilág is egyenletesen változik, minőségileg különböző szakaszokra, zónákra osztható, amelyek az élőlények segítségével jellemezhetők. Az ehhez szükséges indikátorjegyzékek elkészítése során a tapasztalati, leíró eljárások közül Európában Kolkwitz és Marsson (1908) által kezdeményezett, majd Liebmann (1962) által módosított szaprobiológiai rendszer nevezhető a legklasszikusabbnak. Magyarországon az újabb vizsgálati és kutatási eredmények felhasználásával ezt a jegyzéket Gulyás Pál (1998) módosította. A Gulyás által korszerűsített szaprobiológiai index a baktériumoktól indulva, a gombákon keresztül, az algák és az edényes növények mellett, a különböző gerinctelen és gerinces állatokat is magába foglalja.

A vízszennyezés fokozódó mértékének hatására egyre inkább rájöttek a szakemberek, hogy egyetlen mutatóval nem jellemezhető a vízminőség (Csányi 1996). Az ökológiai szempontú biológiai vízminőség négy mutatóját – halobitás, trofitás, szaprobitás, toxicitás – Felföldy (1974) fogalmazta meg. Ezek számszerű jellemzésére alkalmas rendszert is kidolgozott. Azonban Felföldy nem ad módszert a vizek trofitási szintjének mérésére makrofiton alapú értékeléssel, noha mint termelő szervezeteknek itt lenne a helyük (Orbán 2007). A szerző is tisztában volt ezzel, amikor ezt írta: „a szaprobiológiai rendszer indikátorfajaihoz hasonlóan bizonyára össze lehetne állítani a trofitás-fokot jelző növények listáját is”. Király (2006) az európai mutatószám rendszerek N-értékeinek elemzésekor arra a véleményre jutott, hogy érdemi összehasonlításuk a skálák különböző értelmezése miatt nem lehetséges. Megjegyzi, hogy a vízi ökoszisztémák esetében a kiemeltbb szerepű foszfor és a növények közötti viszonyról még kevesebb méréseken alapuló információ áll rendelkezésre. Tehát a jellemzően mezőgazdálkodási alapokkal rendelkező tápanyag-ellátottsági mutatók használatával kell megelégednünk.

Az ökológiai vízminősítésben a következő lépést Dévai et al. (1992) munkája jelentette. Ők a mutatóknak két nagy csoportját különítették el úgy, hogy a hatásuk időtartama szerint legalább egy vegetációs periódusra jellemző statikus, illetve a változékonny dinamikus mutatók csoportjára osztották, ahol mindkét csoportban a mutatók között szerepelt a makrovegetáció is. A makrovegetációt a meder sajátosságaival együtt tárgyalták, mivel a vizekbeli előfordulásait a meder morfológiai adottságai döntően befolyásolják. Tehát a makrovegetáció statikus jellemzők közötti kódolása során a borítottság mértékét, valamint a növényzet típusát és mozaikosságát kell értékelni. A dinamikus mutatókon belül tovább osztva a konstruktivitás tipológián belül a hínárállomány biomassza produkciója alapján történik a tipizálás, amit a nedves testtömegre vonatkoztatva kell megadni reprezentatív mintavétel alapján, aktuális és globális (éves) szinten. A biológiai vízminősítés módszereit összefoglalóan a statisztikai kiértékelési lehetőségekkel együtt Németh (1998) munkája tartalmazza.

Az Egyesült Királyságban Dawson et al. (1999) dolgozták ki a hínárnövényekre vonatkozó FTR értéket (trofikus rang), amely értéke 1-10 (ahol 1 jelenti azt, hogy a növényfaj elviseli az eutrofizációt) között mozogva megadja, hogy az adott faj hogyan reagál a vízben felhalmozott tápanyag mennyiségére.

### 3.3 Hínárfajokkal végzett kísérletek és elemkoncentráció vizsgálatok

Az átfogó vízminőség értékelési rendszerek mellett a specifikusan egyes fajokkal végzett kísérletek is segítségünkre vannak az egyes fajok ökológiai igényeinek meghatározásában és indikátorértékük megítélésében. A makrofiton tápanyag akkumulációját Kárpáti et al. (1980) vizsgálták. Agami et al. (1976) tiszta folyószakaszról szennyezettre ültetett növényekkel bizonyították a szennyezés (főleg detergensok) növénykárosító hatását. A *Lemna gibba* intraspecifikus (Farkas et al. 2007) és szubmerz növényekkel (*Elodea nuttallii*) való interakcióját vizsgálva Szabó et al. (2007) megállapították, hogy alacsony és közepes tápelem koncentráción a szubmerz makrofitonok képesek erősen lecsökkenteni az úszó növények növekedését. Vizsgálataikkal megcáfolták Forschhammer (1999) azon állítását, hogy szubmerz növények ilyen jellegű hatása elenyésző, és alátámasztották azt a feltételezést, amely szerint az alámerült növények képesek stabil dominanciájukat fenntartani mindaddig, amíg a tápelem terhelés nem túl magas. Eutróf körülmények között azonban inkább az úszó hínárnövények válnak dominánssá (Glänzer et al. 1977, Labus et al. 1977). Ezt kihasználva olyan törekvésekkel találkozhatunk (Boyd 1976), amelyek úszó vízinövényekkel (*Lemna* spp., *Spirodela* sp.) a többékevésbé tisztított szennyvizekben levő növényi tápanyagokat javasolják kivonni, megfelelő lapos medencékben vagy ültetvényekben.

A hínárfajok azonban nem csupán elterjedésükkel és mennyiségi változásaikkal, hanem kémiai összetételükkel is sokat elárulnak élőhelyük vízminőségéről. Nem csak a tápanyagellátottsági viszonyokra, hanem egyes káros anyagok jelenlétére is következtethetünk összetételüket analizálva. Toxikológiában a magasabbrendű növények közül az *Elodea canadensis* és a *Lemna minor* használata elterjedt (Felföldy 1974, Német 1998, Szilágyi 2007c), mivel laboratóriumi körülmények között ez a két faj könnyen tenyészthető, emellett még a forrásmohával (*Fontinalis antipyretica*) kapcsolatos kísérletek is ismertek (Hanuska 1968). A tápanyagfelvétel mellett tehát a növényzet egyéb szennyezések vízből történő eltávolítására is alkalmas. A fonális algák, pl. *Cladophora* (Keeny et al. 1976) mellett az edényes fajok is felhalmozzák testükben a nehézfémeket (Mn, Cu, Cr, Zn, Cd, Pb) (Guilizzoni 1975, Kovács et al. 1994, 1995). Oertel (1999) kombináltan használta terepi vizsgálatai során a széles elterjedésű és nagy akkumulációs képességű fésűs békaszőlő (*Potamogeton pectinatus*) állományait és a vándorkagyló (*Dreissena polymorpha*) telepeit a Duna nehézfém-terhelésének eredményes meghatározásához. Ráth (1995) a *Potamogeton pectinatus* Dunában előforduló egyedeit vizsgálva is hasonló eredményre jutott, előtte a fajok mangán tartalmáról Kárpáti et al. (1967) szolgáltatott adatot folyóvizekre vonatkozóan. Szalma és Bodrogekőzy (1985) a *Wolffietum arrhizae* társulás fajkomponenseiben üledék- és vízminták elemtartalmát vizsgálták. Megállapították, hogy a növények a környezetből a kalciumot, mangánt és stronciumot akkumulálják, míg a vas, kálium és a klór felvételét visszaszorítják.

Korábban jellemzően állóvizekben előforduló fajok elemtartalmát vizsgálták (Kovács 1978, Kovács és Tóth 1979). A balatoni hínárok biogén-elem felhalmozásának kutatása során Kovács és Tóth (1979) célja az volt, hogy a Balaton elterjedt és tömeges hínárfajainak kémiai összetételéről átfogó képet kapjanak, továbbá igazolják, hogy az egyes elemek felhalmozódása, relatív nagyobb mennyiségben való előfordulása mennyiben faji sajátosság. A biogén elemek felhalmozódását közel 15 növényfajban vizsgálták. A meghatározott elemek a következők: K, Na, Mg, N, P, Mn, Fe, Zn, Pb, Sr, Cu. Megállapították, hogy nagy mennyiségű Mn, Na, Fe, Zn halmozódik fel a *Potamogeton pectinatus*, a *Ceratophyllum demersum*, a *Myriophyllum spicatum*, a *Trapa natans*, a *Hydrocharis morsus-ranae*, a *Lemna minor* és *Lemna trisulca* fajok egyedeiben. A *Ceratophyllum submersum*, a *Potamogeton perfoliatus*, a *Ceratophyllum demersum*, a *Myriophyllum spicatum* és a *Najas marina* esetében, ahol szennyvíz terhelte a tó vizét, ott a növényekben a N és P tartalom kétszerese volt mérhető. A *Ceratophyllum submersum* aránylag nagy mennyiségű N-t tartalmaz, és tömeges előfordulása könnyen felvehető N tartalmat jelez. Az *Utricularia vulgaris*-hoz hasonlóan sok mangánt és vasat akkumulál.



A *Hydrocharis morsus-ranae* a tápanyagban gazdag vizek lebegő hínárja, és nagy mennyiségű Cu-t, K-ot és foszfort képes felhalmozni. A *Hydrocharis morsus-ranae* emellett cink-akkumuláló növény is egyben, így védelmet nyújthat a nyíltvízi élőlények számára, és hozzájárulhat a part felőli szennyeződéssel (pl. növényvédőszer bemosódással) bekerülő nehézfém toxikus hatásának csökkentéséhez. A *Myriophyllum spicatum* kevésbé eutróf részek növénye, illetve tápanyagban gazdag és kevésbé gazdag helyeken egyaránt előfordul. Képes szabályozni a Ca, K, Mg és Na felvételét, emellett aránylag nagy mennyiségben akkumulált stronciumot (Kovács és Tóth 1979).

### 3.4 Hazai makrofita fajok elterjedésére vonatkozó kutatások

Az MSZ EN 14184:2004 szabvány vízi makrofiton alatt szabad szemmel jól látható vízinövényt ért, de tételesen nem határol le fajokat. Wiegleb (1991) ide sorolja a különböző rendszertani egységekhez tartozó, így a vízi edényes növényfajokat, mohákat (Bryophyta) és makroalgákat.

Szilágyi (2007d) a jövő alkalmazott hidrobiológiai kihívásának tekinti a VKI követelményeivel bekerülő elvárásokat, mivel véleménye szerint a környezetvédelem és a vízügy területi szerveinél főként algológusok dolgoznak, a többi élőlény együttes szakértői kisebb számban vannak jelen. Az átfogóbb vizsgálatokat inkább a specializált kutatóintézetek végezték kiemelt jelentőségű vizeinkben. Németországban elsősorban a zoológia, míg Svédországban a hidrobotanika képvisel nagyobb szeletet (Kohler ex verb., Björk ex verb.).

Mindezen összehasonlító megállapításoktól elvonatkoztatva igen sok hazai, terepi botanikai kutatás során részletesen foglalkoztak a hazai hínár vegetáció feltárásával.

A hidrobotanikai kutatások eredményeivel rendszertani összefoglaló művekben és kisebb területek florisztikai leírásában találkozhatunk (Boros 1934, 1960; Soó 1938, 1947, 1964-1980; Zólyomi 1934). A hínárfajok jellemzését és a magyarországi elterjedésükre vonatkozó adatokat Simon (2000) tárja elénk. Szalma (1998) a vízinövények életformáiról ad áttekintő elemzést. Kiemelten Felföldy Lajos Hínár határozója (Felföldy 1990) foglalkozik hínárfajainkkal, és monografikusan összefoglalja a fajok morfológiai és elterjedési adatait is. Felföldy munkája azóta is hiánypótló. Vízinövények szempontjából sokkal több újonnan betelepült, idegenhonos fajt tartalmaz már Király (2009) Új magyar füvészkönyve, és sok esetben már jobban segíti a határozási munkát, azonban használata során az amfifita, víz alatti leveleket is képző fajok esetében még nehézségekbe ütközhetünk a határozás során.

Borhidi (2003), valamint Borhidi és Sánta (1999) munkája alapján a vízi növényzet társulásait 4 osztályba, ezeken belül 8 rendbe és 13 (Borhidi és Sánta 1999) illetve 15 (Borhidi 2003) csoportba sorolják. A két irodalom közötti két csoportnyi eltérést az adja, hogy Sánta és Borhidi (1999) által 1 csoportba sorolt békalencsehínárok Borhidi (2003) művében már három csoportra osztva jelenik meg (májmhás, törpe és vízipáfrányos békalencshínárok).

1960-as évektől több program keretében részletesen feltárták a Duna, a Tisza, a Dráva és az Ipoly hínártársulásait, és különös figyelmet fordítottak a területi különbözőségekből adódó változásokra (Kovács 1969, Kárpáti és Kárpáti 1963, Kovács és Tóth 1984). Ezzel párhuzamosan a morotvák és a morotvatavak jellemző társulásait is leírták (Kovács és Tóth 1984). A kutatások Magyarország tavaira is kiterjedtek és a széles körű vizsgálatok igen sok adattal szolgáltak, kiemelt helyen szerepeltetve a Balatont. A tó és partmellékének edényes növényzetéről az első széles körű elemzést Borbás (1900) adja, majd a Keszthelyi-öbölből Kárpáti és Varga (1970) és Sipos et al. (2000), a Szigligeti-öbölből Kárpáti et al. (1971), a Bozsai-öbölből Kárpáti et al. (1987), a teljes tóra vonatkozóan Juhász (1981) és Marosi (1995) közöl adatokat. A területen folyó munkákban a hínárosodás és a nádpusztulás (Kovács et al. 1995) mellett a vízminőség-romlás okainak feltárása szerepel.

A tó vizének eutrofizálódását jelző fajok megjelenése és mennyiségük változása jól mutatja a Balaton vízminőségében az 1965 és 1970 közötti időszakban végbement változást. A tápanyag feldúsulása lehet az oka annak is, hogy számos hínárfaj a parthoz közeli élőhelyét kiterjesztve a nyíltvíz lakója lett (Kovács és Tóth 1984). A Balaton vegetációjával foglalkozó irodalmakat Szabó (1997), valamint Szabó és Padisák (2000/2001) foglalja össze. Ezt követően a Balaton hínártérképezésével a környezeti tényezők függvényében Istvánovics et al. (2008) foglalkoznak összefoglalóan. Vári et al. (2010) a balatoni *Potamogeton perfoliatus* állományok morfológiai változatosságát vizsgálták különböző környezeti változók mentén.

A tihanyi Külső- és Belső-tó vegetációtérképét Kárpáti et al. (1986) közlik. A Kis-Balaton kutatásával kapcsolatban Kárpáti és Pomogyi (1978), Vidéki (2006), Fülöp et al. (2004, 2006), Pomogyi et al. (1998) valamint Pomogyi (2006, 2008) ismertet adatokat. A *Nanociperion* vegetációdinamikájával kapcsolatban Bagi (1985) közölt eredményeket. A Fertő nádasaiban Tóth és Szabó (1962) valamint Kárpáti et al. (1989) is folytattak botanikai vizsgálatokat.

A Duna mentén Steták (2003), a Körös mentén Penksza et al. (1999) szentély jellegű holtágakat vizsgáltak. Szalma et al. (2005) a tervezett duzzasztásnak a Hármaskörös vizes élőhelyeinek növényzetére várható hatásait elemezték. Szintén antropogén hatások vizsgálatát végezték el a Kiskörei-tározó hínár- és mocsárnövényzetében 1194-1998 között bekövetkező változások elemzésekor (Szalma et al. 2002). A Tisza Szolnok és Szeged közötti szakaszán a meder és a hullámtér növényzetét Timár (1950, 1954) kutatta részletesen. Emellett a Tisza menti holtágak hínárvegetációjával Szalma (1986, 1988), Kovács et al. (1998) és Bodrogekőzy (1982) foglalkozott. A magyarországi Bodrogekőzy jellemző vízi és vízparti növénytársulásairól Szirmai et al. (2006, 2007), a Hernád vizes élőhelyeiről Gulyás és Lukács (2003), a Szamos esetében Sárkány-Kiss és Hamar (1999), míg a Maros szakaszairól Margóczy et al. (2000, 2002) közölnek adatokat. Macalik (2003) erdélyi folyók természetes állapotára vonatkozó kémiai és makrofiton vizsgálatokat végzett.

Magyarországi hévizekben előforduló makrovegetációval Boros (1937), Hévíz és Keszthely vizeiben való előfordulásukkal Szabó (1994, 1998, 2002) és Marosi (1995) foglalkozik. Részben ezekben a munkákban felsorolt fajokat is elemezve a magyar flórába új betelepült vízi fajokra vonatkozó irodalmi közlések (Király et al. 2009, Vidéki et al. 2008c) az elmúlt években egyre több fajról adnak hírt: *Salvinia molesta* és *Ceratopteris thalictroides* (Korda et al. 2008), *Ludwigia repens* (Danyik et al. 2008), *Vallisneria* spp. (Vidéki et al. 2008b), *Lemna* spp. (Mesterházy et al. 2007, 2008), *Elodea* spp. (Vidéki et al. 2008a).

A termálvizekből kivadult fajok mellett korábban csak akváriumi környezetben megtalálható fajok is megjelentek természetes vizekben. A *Myriophyllum brasiliense* Camb. (*Myriophyllum aquaticum*) faj kivadásáról Illyés et al. (2006) tudósítanak. Munkájuk során teljes morfológiai elemzést, élőhely felmérést és genetikai összehasonlítást is végeztek a két külön elterjedési ponton, amely vizsgálatok megállapították, hogy két külön kivadásról van szó.

Azonban nem csak az adventív fajok terjedéséről, hanem a vízidara (*Wolffia arrhiza*) hazai elterjedéséről (Fintha 1979), a tenger melléki káka (*Schoenoplectus litoralis*) új előfordulási helyéről (Vidéki et al. 2008d) és a bányászat felhagyása után újból feléledő karsztvízforrásokban a védett *Potamogeton coloratus* újra megjelenéséről (Bauer 2006) is kapunk adatokat. A *Zannichellia palustris* esetében Mesterházy és Király (2005) közölnek nyugat-magyarországi előfordulásairól korábbi adatokról megerősítést és az állományok élőhelyeiről részletesebb leírást.

### 3.5 A növények jelzőértéke és ökológiai mutatóik

A vízi növényzet jelenléte vagy hiánya, mennyisége és állapota tükrözi a körülötte végbemenő változásokat. Folyamatos megfigyelésük nélkülözhetetlen a folyóvizek minőségi viszonyainak feltárásához és minőségi változásainak hosszú távú nyomon követéséhez.

A botanikusok a növények jelzőértékét – ami azt jelenti, hogy mely termőhelyi adottság esetében található meg a legnagyobb valószínűséggel – számszerűsítve is alkalmazzák. Elsőként a tengerparti zónában a sótűrésre vonatkozó sótűrési értékek jelentek meg (Iversen 1936). Ezt követte Ellenberg (1950, 1952) először mezőgazdálkodási célokat szolgáló munkássága, aki a szántóföldi növények különböző igényeit mérve skálákat állított fel, majd a skálákat és ezek értékeit kiterjesztette a német flóra teljes fajkészletére, köztük a vízi fajokra is. Így különböző, egyre bővebb skálák jelentek meg (Ellenberg, 1974, Ellenberg et. al 1991), amelyek az egyes nemzeti rendszerek kiindulási alapját képezték a későbbiekben.

A hazai botanikai kutatások során Zólyomi Bálint kezdeményezésére a magyar flóra relatív ökológiai mutatói tapasztalati értékek alapján alakultak ki (Zólyomi et. al 1967). A Zólyomi és munkatársai által 1400 fajra elkészített lista kiegészítését ruderális növényfajok értékeivel Kárpáti et. al (1968) végezték el. Zólyomi és Précsényi (1964) a módszertani feldolgozási lehetőségekre és a relatív ökológiai mutatók alkalmazhatóságára vonatkozóan jelentetett meg elemzést. Soó (1964-1980) valamennyi hazai őshonos száraz növényfajra közölt 6 fokozatú TFRN mutatószámokat. A növényfajok termőhely jelző szerepét és annak gyakorlatát kiemelten alkalmazó mező- (Kovács 1969) és erdőgazdálkodás (Csapody et al. 1963) mellett Kárpáti (1978) különösen fontosnak tartotta alkalmazásuk kiterjesztését. A Magyarországi vizek és ártéri szintek növényfajainak ökológiai besorolása c. munkájában tért ki bővebben a vízi és vízparti fajokra. Munkájában a Zólyomi et al. (1967) által kidolgozott TWR értékeket és a Soó-féle N értéket vette alapul, valamint saját vizsgálatai alapján kiegészítette a termőhelyi besorolásnál fontos szerepet betöltő fizikai féleséget megadó S értékkel. Az így összegzett indikátorértékek használatát főleg a partvédelmi munkák tervezésénél tartotta fontosnak. A klimatikus hatások mellett a Kárpáti (1978) által meghatározott fizikai féleséghez kötődő S-értékhez hasonlóan Bodrogekőzy (1965) is edafikus tényezőhöz kapcsolódóan dolgozta ki a növények öt fokozatú sziktűrési skáláját. A skála a szintén Bodrogekőzy által kidolgozott hydrohaloökológiai komplex kategóriák egyszerűsített rendszere, amely az egyszerűbb gyakorlati alkalmazást szolgálta és szolgálja a szikes talajok javítása valamint a rajtuk folyó rét- és legelőgazdálkodás gazdaságos fenntartásához.

A termőhelyi-élőhelyi jellemzőkre vonatkozó besorolási fokozatok mellett az élőhely természetességét jelző skálák is kialakításra kerültek. A természetvédelmi értékességén túl az antropogén zavarást is jelző növényi stratégiákat is magába foglalja a Simon-féle természetvédelmi érték-kategóriák rendszere (Simon 1988, 2000). Az Ellenberg (1974) és Ellenberg et. al. (1991) által közölt mutatókat a magyar flóra fajaira relatív ökológiai mutatókként Borhidi (1993, 1995) aktualizálta. Borhidi Ellenberg munkái mellett továbbá Grime (1979, 1988) a növények stratégiájáról felállított modelljét is figyelembe véve adott az egyes fajoknak természetességi értékeket és sorolta be őket szociális magatartási típusokba. Az ökológiai mutatók különböző skáláiról Bartha (1995), az Európában használatos mutatószám-rendszerekről Király (2006) nyújt összefoglaló és elemző áttekintést, értékelést.

Összefoglalóan Horváth et al (1995) rendezik a különböző szerzők által megadott értékeket/mutatókat és indexeket attribútumokba (Flóra adatbázis 1.2), és teszik lehetővé azok felhasználását a későbbi értékelések során. Az adatok korábban említett rendszerező művekből való átemelése és rendszerezése során nem feltételezik, hogy időben változatlan tulajdonságokról lenne szó, csupán rögzítették a jelenlegi ismereteink szerinti állapotot. Emellett a megállapított értékek nem feltétlenül egész Magyarországra érvényesek, hiszen akár egyetlen taxonnál lehetnek regionális különbségek, mint például az ökotípusok esetében. A további munka során komoly feladat, hogy ezeket a finomabb léptékű különbségeket is feltárják.

### 3.6 Alkalmazott vízi vegetáció-térképezési módszerek

A florisztikai és átfogó, a növényfajok jelzőértékét meghatározó vizsgálatok és összefoglaló művek mellett a bentikus szervezetekkel foglalkozó tudományterületek is sok figyelmet szentelnek a vízi növényzetnek. Házi és Sipos (1998) algológiai kutatásokhoz kapcsolódóan vizsgálták a különböző vegetáció felmérési módok alkalmasságát és alkalmazásának korlátait.

Tapasztalataik szerint a vegetációkutatásban elterjedten használt Braun-Blanquet módszerrel (Braun-Blanquet 1951) mintakvadrátokban felvett és összegzett borítási értékek teljes felülethez való viszonyítása után kapott összborítás a valóságosnál sokkal kisebb érték lett. Okként a vízben nehezebben mérhető távolságot és a kvadrát kijelölésének körülményes technikai hátterét adták meg, mert az apróbbnak nevezett távolságbecslési hibák nagymértékű eltéréshez vezettek, noha többszöri ellenőrzést és viszonyító méréseket is végeztek. A Kohler-féle szakasztérképezési módszerrel (Kohler 1978) végzett méréseknél már nem konkrét százalékos borítási értékeket kapunk, csupán a fajok és a vízfolyás teljes hínárnövényzetének egymáshoz viszonyított gyakoriságáról és mennyiségéről nyerünk adatokat. A módszer viszont kiküszöbölte a többszöri mérés és becslés okozta hibahalmozódást. Éppen ilyen megfontolásból dolgozta ki Kohler (1978) szakasztérképezési módszerét a hosszú távú monitorozás szolgálatára, mivel korábbi felmérései során a fix kvadrátok kijelölése és következő évi megtalálása szinte lehetetlen volt. Házi és Sipos (1998) véleménye szerint azonban a szakasztérképezéssel végzett kutatómunka mindenképpen időigényes, mivel nem pusztán mintaterületek alapján következtetünk az egész vízfolyás vegetációjának viszonyaira, hanem a teljes vízfolyás szakaszokra osztott felmérése történik meg. Azonban így a vízfolyás egészéről nyert információ pontosabb. Hátrányként jelölték meg továbbá, hogy tereptapasztalatot és alaposabb florisztikai ismereteket igényel. Az összehasonlításban harmadikként elemzett módszer a vertikális eloszlás vizsgálata bűvármerüléssel. A víztest mélyebb rétegeiben több hínár található, mintha csak a felszínről végezték volna a felvételezést. Ismert a Monolith-módszer, mikor egy 0,5 m x 0,5 m-es keretet leengednek a mederfenéig, és az így kijelölt térfogatból minden hínárt begyűjtenek. Szabadtüdős lemerülésekkel próbáltak kíméletes begyűjtést végezni. Sajnos a víz igen kis átlátszósága és a víz alatt tölthető idő rövidege miatt nem tudták végrehajtani a mintavételezést. Ez a módszer elsősorban állóvizekben alkalmazható biztonsággal. Ráfordításait és szakemberbűvár igényeit tekintve kevésbé költséghatékony. A szakasztérképezési módszer elemzésével, felhasználási lehetőségeivel és korlátaival Kohler (1992), valamint Veit et al. (2003) foglalkozik. Az EU Víz Keretirányelvéhez való illeszthetőségét és alkalmazhatóságát Kohler és Veit (2003), valamint részben Falusi és Penksza (2006) tárgyalja.

Mintanegyzetekkel és borításbecsléssel, Borhidi (1995) ökológiai értékszamaival valamint SZMT-vel dolgoztak a gemenci holtágak esetében végzett felmérések során, ahol Stetak (2003) is megjegyzi, hogy a *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* és a *Salvinia natans* minden lehetséges kombinációban előfordul, ezért társulásba sorolásuk igen nehézkes. Valamint a békalencsehínárok teljes borítása alatt a *Ceratophyllum demersum* akár 100%-kal egy második szintet is alkothat. Lukács et al. (2005) is megállapítják, hogy noha a szárazföldi vegetációterképezés gyakorlatában használatos Braun-Blanquet módszer nem az eszközigényes felmérések közé tartozik, de a mintaterületekkel történő általánosítással nincs rálátása a kutatóknak a meder egészére. A kutatócsoport az ebből adódó információvesztés csökkentésére az egyre szélesebb körben alkalmazott légifelvétel értékelésén alapuló vizsgálatot javasolja. A térinformatikai lehetőségek alkalmazhatóságára is találunk példát jellemzően mezőgazdasági területeken (Grónás 2001, Belényesi et al. 2002, Grónás et al. 2006, Grónás és Lőrinczi 2001). A korábbi térképek alapján a tájhasználatra vonatkozóan is kaphatunk az elemzést kiegészítő adatokat (Grónás és Barczy 2000).

1990-ben az IAD (Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung) egy programja keretében került sor első alkalommal a Kohler-szakasztérképezési módszer hazai alkalmazására a Duna különböző szakaszainak felmérésekor (Ráth 1994), majd 1996-ban (Pall et al. 1996).

Ezt a munkát tovább folytatva az IAD jelenlegi céljai közé tartozik a Multifunctional Integrated Study Danube: Corridor and Catchment (MIDCC) program keretein belül a Duna és egyes mellékfolyói vízi vegetációjának első egységes számszerűsített leírása, és a VKI-ben rögzített ökológiai állapot referencia feltételeinek meghatározása, valamint a statisztikai feldolgozáshoz szükséges, a tagországok által hozzáférhető adatbázis felállítása (Pall et al. 2004, Schütz et al. 2005, [http1](#)). Ezen projekt keretében került sor az MTA Magyar Dunakutató Állomás munkatársainak koordinálásával a Duna és a Duna-Tisza közti csatornarendszer egységeinek 2002. évi vizsgálatára. Szintén a szakasztérképezési módszert alkalmaztuk a Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet Nonprofit Közhasznú Kft. (VITUKI) vezetésével folyó Tisza Projektben is, ahol integrált hidrológiai eszközök és modellek használatával, illetve kifejlesztésével segítik elő a Tisza vízgyűjtőjében található ökológiai értékek megőrzését. A projekt keretében kilenc holtágon 2003-ban végeztük el a makrofiton térképezését.

Az európai szakirodalomban körbetekintve a terepi adatok értékelésére szinte nemzetenként különböző kiértékelési rendszerrel találkozunk. Egységesek abban, hogy a terepi munka során a vízi élőhelyek lineáris kiterjedéséhez adaptált módszert alkalmaznak, és jellemzően szakasztérképezés során nyert adatok adják az alapot a kiértékeléshez. Svédországban Sonntag et al. (2000) és Sipos (2001) végeztek szakasztérképezéssel vizsgálatokat vízfolyásokban. Itt a módszert próbára tették az apró zúgó és szinte állóvízű szakaszok rövid egymásutánjai, de alkalmazhatósága bebizonyítást nyert. Az Egyesült Királyságban Holmes et al. (1999) a 3.2 fejezetben ismertetett Dawson et al. (1999) által meghatározott indikátorértékekkel dolgozva fejlesztették ki folyóvízi vegetációtérképezési, a Mean Trophic Rank (MTR) értékelésével zajló módszerüket. Egységes 100 m hosszúságú szakaszokon 9 fokozatú skálával dolgoztak (Amoros et al. 2000). Franciaországban a Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR) (Hauray et al. 2006), míg Dél-Németországban szintén szakasztérképezési módszerre épülve a Trophäe-Index Makrophyten (TIM) került bevezetésre (Schneider et al. 2000). A felsorolt értékelési rendszerek főként az eutrofizáció detektálására irányuló módszerek. Bár már kiterjesztésük is megtalálható, ami sokkal inkább megfelel a VKI követelményeinek (pl. Schaumburg et al. 2004a, 2004b, Meilinger et al. 2005). Schaumburg et al. (2004a, 2004b) Reference Indexet (RI) dolgoztak ki, ami nem csupán a vizek trofitás szintjére érzékeny számítási módon alapul, hanem egyben számolja és értékeli a makrofitont, a bentikus valamint a mikroszkópikus algákat. Szoszkievicz et al. (2007) 5 különböző osztályba sorolt vízfolyáson tesztelték ezeket a módszereket és kapcsolhatóságukat a 0-tól 1-ig terjedő skálájú Ecological Quality Ratios-hoz (EQRs), amely a VKI-ben a víztestek végső értékelését adja. Eredményeik alapján kis különbségek voltak csak kimutathatók, de mindenképpen fontosnak tartják kiemelni, hogy azon módszerek nyújtottak mind az öt víztypusnál kiegyensúlyozott használhatóságot, amelyek több fajt vettek figyelembe, egyszóval érzékenyebb és nem általános értékekkel rendelkező indikátorlistákat használtak.

A Szalma és Pomogyi (2007) a VKI magyarországi végrehajtásához és a makrofiton EQRs alapú minősítéshez kapcsolódóan multimetrikus Integrált Makrofita Minősítési Indexet (IMMI) dolgoztak ki, amit négy általuk megállapított index (zonáció- (Zi), természetességi- (Ti), nedvességigény (Wi)- valamint fedettség (Fi)-index) alkalmazásával hozták létre. A kidolgozás során abból indultak ki, hogy mivel nincs állásfoglalás azzal kapcsolatban, hogy a szárazföld irányába meddig terjed ki a víztest, így a makrofita mutatóknak nyíltvíztől a szárazföld egyértelmű határáig kell átfognia az élőhelyeket. Minősítési rendszerük a folyókban és állóvizekben nem különül el, mindkét víztest-típusra használható. Módszerükben az indexek és végül az IMMI meghatározásához a mintaterületen előforduló fajok abundancia-dominancia (A-D) értéke adja az alapot. Ezután az IMMI és az egyes víztest-típusra szakértői becslés alapján meghatározott súlyozással kerül megadásra az IMMI EQR érték. A módszer nagy előnye, hogy így a korábban A-D érték felvételezésével végzett felmérésekkel összehasonlítható adatokat nyernek.

## 3.7 A mintaterületek növényzetére vonatkozó irodalmi adatok

### 3.7.1 A Friedberger Au vízfolyásai

A Friedberger Au vízfolyásairól hosszú távú vizsgálatának köszönhetően, a felmérések sorrendjében rendszeresen jelentek meg publikációk. A 4-6 évenként végzett vizsgálatok ideje és eredményeinek publikálási évei a következők voltak:

- 1972. évről Kohler et al. (1974),
- 1978. évről Kohler (1978),
- 1982. évről Kohler és Schiele (1985),
- 1987. évről Kohler et al. (1989),
- 1992. évről Kohler (1992) és Hänsel et al. (1993),
- 1996. évről Veit et al. (1997),
- 2001. évről Falusi et al. (2004), Falusi et al. (2006).

A terület a kiemelt figyelmet a vöröskönyves színes békaszőlőnek (*Potamogeton coloratus*) köszönheti, mivel a fajnak a területen jelentős állományai találhatók. A faj délnémetországi területeken való teljes elterjedését Roweck et al. (1986) dolgozták fel, a németországi állomány jelentős része a Bajor tartomány oligotróf vízfolyásaiban található. Ezt a Magyarországon védett fajt Soó (1973) részben kozmopolitának tekinti, Simon (2000) szerint atlanti-mediterrán flóraelem. Noha Soó (1973) mészkerülő fajként említi, de számos irodalomban mészkedvelő taxonként van feltüntetve (Borhidi 1995, Dandy 1980, Ellenberg et al. 1991, Felföldy 1990, Kohler 1975, 1976). Boros (1934) és Felföldy (1990) a melegebb vizeket kedvelő növényként tartja számon. Az előfordulási pontjain monodomináns, más edényes hínárfajjal jellemzően nem társul. A felsorolt publikációk vizsgálati eredményeiből megtudjuk, hogy 1972 óta állományai 1996-ig jellemzően stabilak voltak a vizsgált vízfolyásokban (Friedberger Ach, Forellenbach, Höhgraben, Hörgelaugraben). A Friedberger Ach esetében kiváló lehetőség adódott a szennyvízterhelés alól felszabadult szakaszok regenerációjának nyomon követésére, mivel a vizsgálat sorozat 1972-ben kezdődött, a friedbergi szennyvízbevezetést pedig 1974-ben szüntették meg.

A Friedberger Au vízfolyásaiban zajló vegetációtérképezést a fajok jelzőértékének konkrét vizsgálatával is összekapcsolták. A trofitás, szabrobitás, és toxicitás növekedésének makrofitákra gyakorolt hatását akváriumos kísérleti körülmények között Glänzer et al. (1977) tanulmányozták. Labus et al. (1977) a szennyvizek toxikus összetevőinek vízínövényekre gyakorolt hatását vizsgálták. Dawson és Kern-Hansen (1979) pedig az árnyékolást, mint a vízínövények elterjedését erősen meghatározó és korlátozó hatást elemezte. Természetes körülmények között Kohler (1975, 1976) végzett átültetési vizsgálatokat is. A vízínövények jelzőértékeiről a korábbi terepi és laboratóriumi vizsgálatok eredményeire alapozva a Friedberger Au vízrendszerére vonatkozóan Kohler et al. (1974) közölnek adatokat. A folyóvizek vízínövényeinek jelzőértékeire vonatkozóan Kohler (1982) ad összefoglalást, amelyet Melzer (1985) és Schneider és Melzer (2004) egészített ki.

A négy vízfolyáson 4-5 évente állandó szakaszbeosztással zajlott vizsgálatok eredményei, és a szennyvízbevezetés megszűnése után a vegetáció faji összetételében és mennyiségi viszonyaiban végbemenő változások az évek során bebizonyították, hogy a szakasztérképezési módszer (Kohler 1978) igen jól alkalmazható hosszú távú folyamatok elemzésére. Regisztrált adatai megalapozták, hogy a jelenleg érvényben lévő, a makrofiton folyóvízi terepi felmérésére vonatkozó szabvány (MSZ EN 14184:2004) részévé váljon a munka során kifejlesztett módszer (Falusi és Penksza 2006).

### 3.7.2 Duna-Tisza közti csatornarendszer

A Duna-Tisza közti csatornarendszer mesterséges jellegéből adódóan flórájuk és vegetációjuk feltárására célzottan nem voltak törekvések a VKI intézkedései előtt. Boros (1936) a terület zombékosait és kőrises erdeit jellemezte részletesen. Szujkó-Lacza és Kovács (1993) monográfiája a Duna-Tisza közti régió és egyben a Kiskunsági Nemzeti Park botanikai értékeit foglalja össze. A Duna-Tisza közének általános tájjellemzését Bíró (2006) adja meg. Molnár és Varga (2006) tájtörténetét tárja elénk. Kovács (2006) a terület szárazodási problémáit elemzi geoinformatikai módszerekkel. Szalma és Kis (2006) a felszín alatti vizektől függő vizes élőhelyeinek vizsgálatát végezték.

A Duna-Tisza közti mintaterületen a makrofiton vizsgálatára először 1998-ban került sor szakasztérképezési módszerrel. A terület vizsgálatra való érdemességére a karolinai tündérhínár (*Cabomba caroliniana* Gray) megjelenése hívta fel a figyelmet (Köder et al. 1999, Sipos 2001). A Duna-Tisza közén húzódó csatornarendszer makrofita növényzetének szakasztérképezésével Sipos (2001), Sipos et al. (2003a, 2003b) és Falusi et al. (2004) foglalkoznak bővebben. Az első felmérés után évente folyamatosan bővült a térképezett csatornák száma és hossza. Munkánk során két, inváziós hidrofita növényfaj előfordulása is igazolódott a csatornarendszerben: karolinai tündérhínár (*Cabomba caroliniana*), az aprólevelű átokhínár (*Elodea nuttallii*) (*Typha laxmannii*) (Köder et al. 1999, Sipos 2001, Falusi et al. 2004).

A csatornák egyik özönnövénye a karolinai tündérhínár (*Cabomba caroliniana* Gray.) szerte a világon kedvelt akváriumi, helyenként kísérleti növény. Hazája az Amerikai Egyesült Államok DK-i része, valamint Argentína, Brazília, Uruguay és Paraguay. Sokfelé behurcolt, betelepített, több országban veszélyes inváziós gyomnak számít (Fasset 1953). A karolinai tündérhínár a *Cabombaceae* családba tartozó álló- vagy lassan folyó, eutróf vizekben élő, alámerült, gyökerező vagy lebegő hínár, amely tápanyagszükségletének nagy részét a vízből fedezi. Élő, többnyire az üledékbe temetett, levél nélküli szárdarabokkal telel át, Észak-Amerikában nem ritkán vastag jégtakaró alatt is. A növény az iszapos aljzatot kedveli, 3 (10) m-es vízmélységig fordul elő. A vízszintingadozást igen, a kiszáradást nem tűri, szárazföldi alakja nincs.

Magyarországon 1983-ban Frech jelezte először nem termálvízhez kötődően a fonyódi kikötőből, majd Felföldy a Duna-Tisza-csatornából (Steták 2004). Szabó (1994, 2002) megfigyelései alapján 1986 óta rendszeresen fellelhető a Hévízi-tó lefolyását biztosító csatornák sodrásmentesebb részein, zsilipházak melletti nyugodtabb víztestekben is. 1998 után (Köder et al. 1999) Steták 2000-ben már Kalocsa és Dusnok környékén két csatornában is megtalálta (Steták 2004).

Számos országban veszélyes inváziós növényként tartják számon, ezért több szerző is foglalkozott élőhely-igényeinek kutatásával. Mackey és Swarbrick (1998) megállapította, hogy a víz  $\text{Ca}^{2+}$  tartalma és az árnyékolás korlátozza a növekedését, de a csökkent átlátszóságot elviseli. Sanders (1979) kísérletei során a tündérhínár csíranövényei és feldarabolt leveles hajtásai 4-6 közötti pH tartományban növekedtek a legjobban, de növekedését a 7 feletti pH már gátolta. Ugyanakkor Ørgaard (1991) szerint a tündérhínár gyengén alkalikus vizekben is előfordul, hasonlóan a Duna-Tisza közti csatornához, ahol Köder et al. (1999) 6,9-7,5-ös pH értékű területekről jelezték elterjedését.

Többnyire vegetatív úton, letört szár- vagy rizómadarabokkal terjed, ezek képesek legyökerezni és újabb egyedde fejlődni. Egyetlen levélpárral rendelkező hajtás elegendő ahhoz, hogy új növény fejlődjék (Sanders 1979). Hínáratást követően a növényi maradványok körültekintő összegyűjtését javasolja. A faj békalencsékkel végzett kísérletek során allelopatikus hatásának bizonyult (Elakovich és Wooten 1989). Megtelepedése után gyorsan terjed, nagy polikormonokat hoz létre, képes a már ott élő hínárnövényeket kiszorítani (Steták 2006a, 2007).

Az özönfajok terjedését a globális biodiverzitás csökkenésének második fő okozójaként tartják nyilván, közvetlenül az élőhely pusztítás mögött. Kedvezőtlen környezeti, gazdasági és társadalmi hatásai is vannak. Az őshonos biológiai sokféleség helyreállítása, az egyre növekvő probléma megoldása érdekében több nemzetközi fellépés történt, stratégiákat és egyezményeket hoztak létre az özönfajok megfékezése érdekében (Genovesi és Shine 2007). Magyarország esetében sincs ez másképpen. A természetvédelem egyik kiemelt feladata az özönnövények elleni küzdelem, amelyek sajnos nem csak a szárazföldön, hanem a vízben is megtalálhatók. Nem véletlen tehát, hogy a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerben külön felmérési protokoll vonatkozik az agresszíven terjedő *Cabomba caroliniana* állományainak és elterjedési területének nyomon követésére. A fajra vonatkozó, Steták Dóra és Bányász Ágnes által meghatározott felmérési protokoll Kohler-féle szakasztérképezést ír elő (<http://>).

Az aprólevelű átokhínár (*Elodea nuttallii* (Planch) szintén szerte a világon kedvelt akváriumi és kísérleti növény. Hazája Kanada délkeleti része és az Egyesült Államok északi része, ahol jellemzően mészben szegény vizekben él. Észak-Amerikában ritkán érlel magot, Európában soha, elsősorban, ivartalanul szaporodik. Ritka esemény, ha egy populációban mind a hím- mind a nőivarú egyedek nagy mennyiségben megtalálhatók. Az áramlást és a hullámzást kevésbé tűri (Cook és Urmi-König 1985, Felföldy 1990, Steták 2006b). Magyarországon először 1992-ben jelezték a Szigetközben (Ráth 1992). Németországban 1977 előtt jelent meg (Weber-Oldecop 1977). Észak-Amerikában mészben szegény vizekben él. Hollandiában édesvíztől az enyhén sós, álló- vagy lassan folyó, tápanyagban gazdag, esetenként szennyezett, általában sekély vizekben is előfordul.

A nagy mennyiségben megjelenő hínárnövényzet hátránya, hogy megemelheti a vízszintet, és súlyosabb esetben áradást is okozhat. A sűrű hínár állomány csökkenti a víz sebességét, akadályozza a víz mezőgazdasági (öntözés, haltenyésztés) és rekreációs (úszás, hajózás, vízisízés, horgászat) célú használatát. Steták (2006b) szerint az *Elodea nuttallii* egyik negatív hatása, hogy gyakran hoz létre sűrű állományokat, akadályozva a víz mezőgazdasági (csatornák!) és rekreációs használatát. Az inváziós fázisban az átokhínár megváltoztathatja a vízminőséget: csökken az átlátszóság, nő a pH; feltételezik azonban, hogy ezek a hatások megszűnnek, amikor a posztinváziós fázisban az átokhínár mennyisége csökken.

A növényi inváziók a vízi élőhelyeken is nagymértékben az emberi zavarás következtében jutnak előnyhöz. Az ellenük való védekezésben tehát a leggazdaságosabb lehetőség a megelőzés, a bolygatás mellőzése. Mindkét özönnövény esetében elmondható, hogy a mechanikai védekezés, azaz a kaszálás során, minden növényi részt össze kell gyűjteni, az új növény egyedek fejlődésének megelőzéséért, mert mindkét korábban tárgyalt özönfaj az üledékre süllyedve új növényegyeddé képes fejlődni (Steták 2006a). Az egyszerre elpusztuló vízben hagyott hínártömeg emellett komoly oxigénhiányt is okozhat. Az évek során hínárvágó gépek is készültek, amelyek költségesek ugyan, de kevesebb idő alatt is elvégezhető általuk a munka. A növényi maradványok pedig a betakarítás után felhasználhatók takarmányozási vagy komposztálási célokra. A kaszálás mellett sokkal költségesebb és nem célzottan a hínárok eltávolítására szolgál a meder kotrása, melynek ebből a szempontból előnye, hogy az iszapból a hínárok gyökereit és rizómáit is eltávolítja, így jelentősen csökken az újbóli kihajtás esélye (Mitchell 1974).

A kémiai védekezés igaz, hogy nem olyan költséges, mint a mechanikai, de sajnos fennáll a veszélye, hogy nem kizárólag a célnövényre van hatással. A herbicidek többsége a hínárnövényzet mellett leginkább a halakra és a mikroorganizmusokra jelenthet veszélyt. Manapság már a herbicidet granulátum formában juttatják ki, így a vegyszer elsodródásának esélye csökken (Mitchell 1974).



Külföldi vizsgálatok során diatómafölddel kevert 2,4-D hatóanyagú készítményt eredményesen alkalmaztak a *Cabomba caroliniana* visszaszorítására. Mivel a *Cabomba caroliniana* minden olyan szártagja, amelyen oldalrügy található képes új növényé fejlődni, a mechanikai kontroll kevésbé hatékony, mint a kémiai (Bugbee és White 2005). A herbicides kezelés számos problémát vet fel, mégis a kémiai védekezés az egyetlen módszer, amely megakadályozza a terjedését. Ausztráliában, noha a herbicid kimutatható a halak szervezetéből, árvízvédelmi szempontból fontos víztestekben (ezek nem horgászvizek) ettől függetlenül gyomirtóval kezelik a csatornát (Mitchell 1974). Hazai körülmények között a növény elleni kémiai védekezés nem indokolt és igen komoly társadalmi ellenállást váltana ki.

Az akváriumi növényfajok akvaristák által történő használatára és terjesztésére jó példa Szabó (2002) által is említett tény, hogy a Hévízi-tó kifolyójában már az 1980-as évektől jelentkeztek vállalkozók üzleti célú szaporítás céljával. Azonban természetvédelmi szempontból nem kaptak engedélyt. Ettől függetlenül évről-évre növekszik az új neofitonok előfordulási területe.



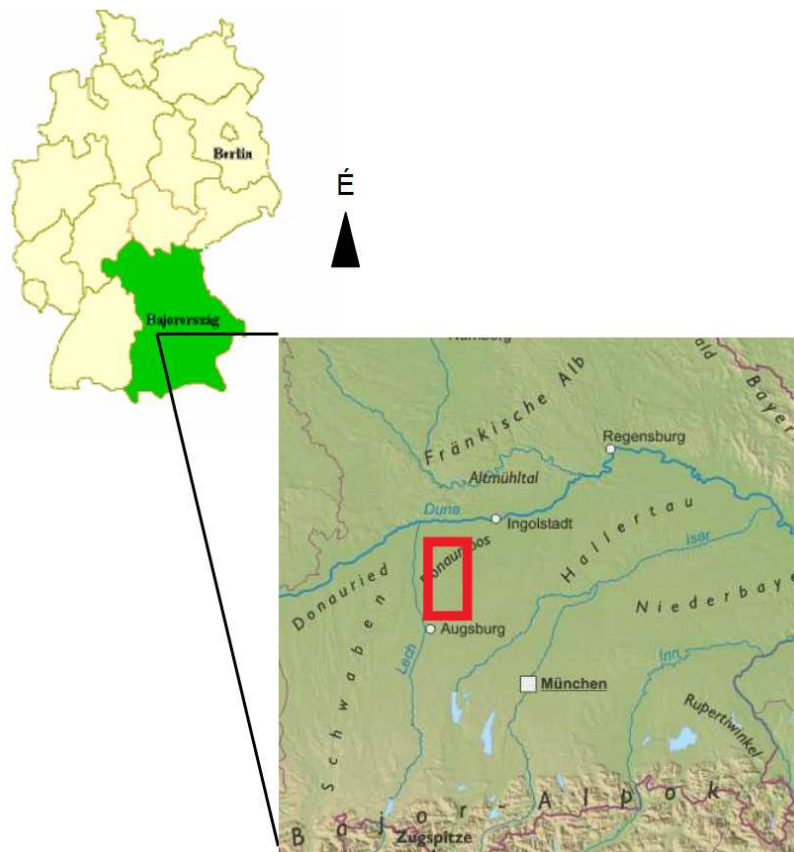
## 4 ANYAG ÉS MÓDSZER

### 4.1 A Friedberger Au vízfolyásai

#### 4.1.1 Természetföldrajzi viszonyok

##### Földrajzi elhelyezkedés

A Németországban vizsgált Friedberger Ach, Forellenbach, Höhgraben, Hörgelaugraben a Bajor tartomány D-i részén, az Augsburgtól északra fekvő, a Lech és a Wertach – két alpesi folyó – által kialakított Lech-Wertach alföld területén található (1. ábra), kistáj szinten a Friedberger Au síkságot hálózzák be.



1. ábra A Friedberger Au elhelyezkedése Németországban

A vizsgálati terület alapkőzete márgás homok, homokos márga, illetve harmadkori édesvízi molasz (Hantke 1993) – ez a síksággal érintkező dombvidéki területen felszínre is bukkan –, amit harmadkori kvarckavics-takaró borít. A Friedberger Au kialakulásában is nagy szerepe volt a jégkorszaki kavicsrétegeknek, amelyek segítettek megőrizni eredeti felszíni magasságát, ellentétben azokkal a területekkel, ahol kevésbé ellenálló kőzetek fedik a felszínt (Schaefer 1967). A területen a magas mésztartalmú vizek áradásainak köszönhetően mésztufa rétegek is lerakódtak (Schaefer 1967). Ezen túl a talajvíz nagy mésztartalma is kivált, hozzájárulva a terület változatos travertínó formakincseinek gazdagságához, amelynek változatait a csillárkamoszatok (*Characeae*) fajainak folyamatos jelenléte, mint egyik kiválási felszín is színezte.

## Éghajlat

A dél-német területen főleg az óceáni hatás az uralkodó, de az általában napos és száraz őszben megmutatkozik a kontinentális hatás is (Schaefer 1967). Az általános éghajlati vonásoknál azonban döntőbb a „mikroklíma” hatása. A Friedberger Au csapadékban dús terület, ahol az ebből adódó magasabb párolgás miatt tavasszal a talaj csak késve melegszik fel. Ennek következménye a környező területekhez viszonyítva a vegetációs időszak későbbre tolódása. A területen gyakori ködös napoknak köszönhetően a talaj ősszel lassabban hűl ki, ezért az őszi fagyok is később jelentkeznek. Mindezek ellenére az Au-n a levegő hőmérséklet ingadozása is nagyobb, mint a környező dombvidéken (Veit et al. 1997).

## A vizsgált folyóvizek leírása, a vízfolyásokat érintő emberi hatások

A Friedberger Au vízfolyásai északi irányba tartanak. A vizsgálatunk tárgyát képező vízfolyások már az első bajor térképen is (1814-34) napjainkhoz hasonló lefutásúak (Schaefer 1967, Kohler et al. 1974). A talajvíz felszínre bukkanásával létrejött természetes képződmények, azonban az idők során az emberi kéz is alakította, részben változtatta a medrüket.

A területen már a IX. századot megelőzően is voltak települések, az ártéri erdőket kiirtották, majd a IX/X. század fordulójára kialakult a legelőgazdálkodás is. A völgy teljes benépesülése csupán a Lech szabályozása (1890) után indult meg, a kezdeti nagyméretű legelők és kaszálók területe zsugorodott. A talajvízszint további süllyesztésével pedig egyre kedvezőbb feltételek adódtak a szántóföldi növénytermesztés számára (Kohler et al. 1974). Az 1910-20. közötti években komoly lecsapolási munkálatokat végeztek, de a vízfolyások lefutásában néhány szakasz megváltoztatásán kívül jelentős változás nem történt. 1920 és 1940 között további vízvezető árkokat ástak, amely munkák nyomán a talajvízszint jelentősen tovább süllyedt. A lecsapolási munkálatokkal a Lech-et kísérő ligeterdők és rétek területeit csökkentették le vagy szüntették meg (Kohler et al. 1989). A földek napjainkban már nagyrészt intenzív szántóföldi hasznosítás alatt állnak, erdőket pedig, csak a szántóföldnek nem megfelelő élőhelyeken, pl. dombtetőkön találunk (Veit et al. 1997). A területen tőzégbányászat is folyt, azonban alacsony szervesanyag-tartalma miatt nem volt eléggé piacképes. Gazdasági szerepét teljesen átvette a területen jelenleg jellemző kavicsbányászat. Veszélyeket hordoz a környék nagyfokú népességnövekedése is, ami főleg Augsburg közelségének köszönhető. A területhasználatban még további változásokat idéztek elő Derching és Mühlhausen települések fokozatosan kiépülő iparnegyedei is.

A négy vizsgált vízfolyás közül egyedül a Friedberger Ach esetében történt közvetlen vízszennyezés, mivel Friedberg város szennyvizét 1974-ig, a szennyvíztisztító kiépítéséig a Friedberger Ach-ba vezették. 1977-ben következett be a környező települések házi derítőinek korszerű biológiai szennyvíztisztítóra váltása (Veit et al. 1997). Mindkét esemény nagy változást jelentett a folyó életében, életközösségeiben és a szennyvízterhelés komoly csökkenése, valamint a vízminőség erőteljes javulása új lehetőségeket nyújtott a vízi élővilág számára. A három talajvíz-elvezető, illetve a talajvízből táplálkozó patak, a talajvízzel való szoros kapcsolata és a befogadáshoz nem elegendő vízmennyisége miatt nem volt alkalmas szennyvíz befogadására. Az árkokat azonban diffúz beszivárgás így is szennyezi, ezen kívül mind a környező csatornázatlan épületek derítői, mind az intenzív mezőgazdasági tevékenység továbbra is terhelést jelent a patakok vízminőségére.

A vízfolyásokat és az árkokat időről időre tisztítják, mert a nagy mennyiségű növényzet és hordalék megnehezíti a vizek akadálytalan lefolyását. A vízínövények kaszálását július-augusztusban szükség szerint, de nem rendszeresen végzik. Az utóbbi időszakban nem volt szükség az intenzív mederapolásra, a vízfolyások kotrására, így hosszú szakaszon intenzívebb lett az üledék felhalmozódása.

A **Friedberger Ach** (2. ábra, 7. ábra/36. o.) a Friedberger Au síkságon, Friedbergtól délre ered és a Lech-el párhuzamos lefutású. Eredetileg Todtenweis és Thierhaupten között a Lech-be torkollott. Árvízvédelmi szempontok miatt azonban az 1890-es években szabályozták, ma már Marxheimnél közvetlenül a Dunába ömlik. A Friedberger Ach természetes vízgyűjtő területe kicsi, ami problémát okozhat a folyamatos és kielégítő vízellátás biztosításában. Az 1890-es években és az 1920-tól 1925-ig folyó vízrendezési munkálatok következtében a forrásainak száma csökkent, ami még tovább szűkítette a vízutánpótlás lehetőségét, amelynek eredményeként az 1940-es években például csaknem teljesen kiszáradt. A vízrendezési munkálatok során a meandereket több helyen levágták, kiegyenesítették a folyó medrét, ami az árvizek gyorsabb levezetését is megoldotta, valamint a vízfolyás alkalmassá vált szennyvíz befogadására is (Kohler et al. 1989). Az 1978-ban megépített 23-as Meringi Lech duzzasztó és tározó oldotta meg véglegesen a Friedberger Ach stabil vízmennyiségét (Meyer 1925, Veit et al. 1997). A meder általában 4-5 méter széles és körülbelül 1,5 m mély. Az Ach hosszú távú kutatása során (1972-2005) csak egy ponton változott meg a vízfolyás. 1994-ben Sand településtől délre egy ökológiai rehabilitációs program keretében a természetes állapotokhoz hasonló körülményeket hoztak létre, több kanyarulattal gazdagítva a medret (Veit et al. 1997).

A további három, a Friedberger Ach vízrendszeréhez tartozó vizsgált vízfolyás a **Forellenbach** (3. ábra), **Hörgelaugraben** (4. ábra) és a **Höhgraben** (5. ábra) mészből gazdag, talajvíz táplálta patakok, amelyek vízellátása folyamatos. Mindhárom patak esetében zajlottak partbiztosítási munkálatok, de a medrük állapota továbbra is természetközeli. A **Forellenbach** az egyedüli a három kisebb vízfolyás közül, amelyik a Friedberger Ach-ba torkollik. A másik két patak, a **Höhgraben** és a **Hörgelaugraben**, korábban a Lech-be torkollott, azonban vízutánpótlásuk csökkenése miatt már nem érik el a folyót, és vizük elszivárog a Lech kavicságyába. Ennek háttérében a területen folyó különböző építkezési és csatornázási munkálatok talajvíz süllyedést okozó hatása áll (Kohler et al. 1974).



2. ábra A Friedberger Ach



3. ábra A Forellenbach



4. ábra A Hörgelaugraben



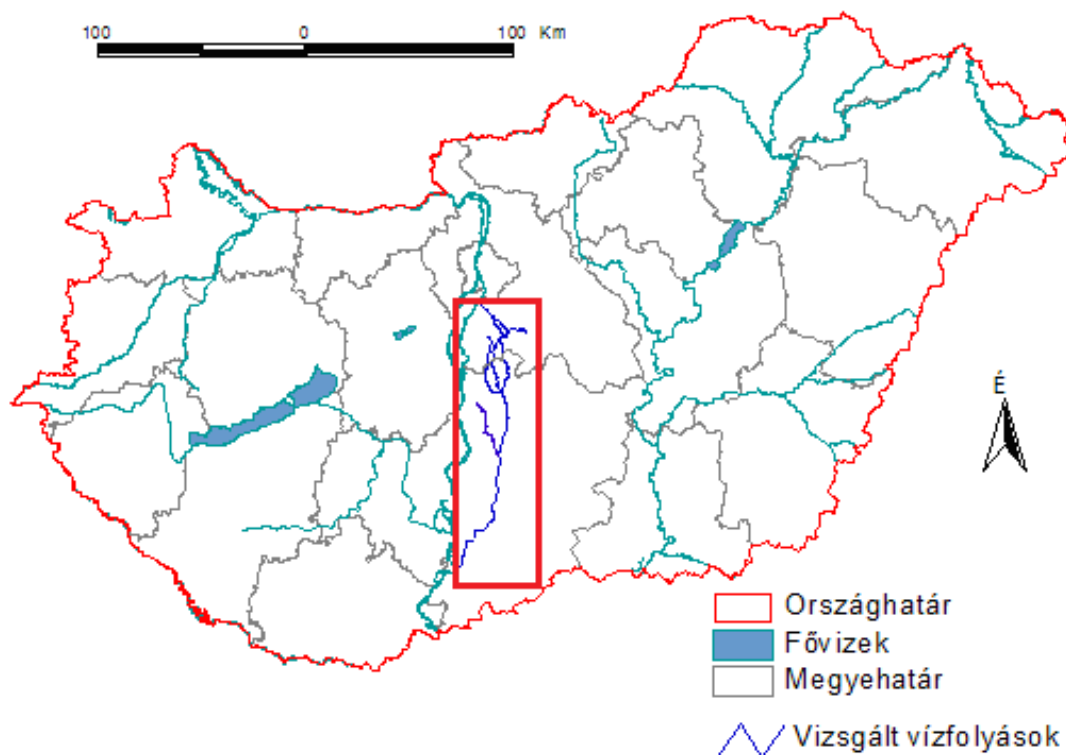
5. ábra A Höhgraben

## 4.2 A Duna-Tisza közti csatornarendszer

### 4.2.1 Természetföldrajzi viszonyok

#### Földrajzi elhelyezkedés

A vizsgálat tárgyát képező víztestek táji besorolás szempontjából Magyarország Alföld nagytájának (1.) Duna menti síkság (1.1.) középtájában találhatóak (6. ábra). Az itt végzett munka során öt csatorna makrofita vegetációjának térképezését végeztem el, amelyek a Dunavölgyi-főcsatorna, a Duna-Tisza csatorna, a Harmincas-csatorna (XXX. csatorna), az Apajci-csatorna (XXXI. csatorna) és a Sós-ér (V. csatorna). A vizsgált vizek szélessége, sebessége és sótartalma ugyan eltérő, de jellemzően eutróf, rendkívül egyszerű struktúrájú (kanyaroktól, meanderektől, hullámtértől mentes) mesterséges életterekről beszélhetünk.



6. ábra A térképezett csatornák elhelyezkedése a Duna-Tisza közén

A Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág Dunaharaszti és Taksony közötti szakaszához csatlakozik a Duna-Tisza csatorna, amely a keleti szélén szeli át a **Csepeli-sík** (1.1.21.) kistáját, gyűjtve össze az időszakos vizeket. A Dunavölgyi-főcsatorna összesen 132 km-nyi hosszából és 3039 km<sup>2</sup>-nyi vízgyűjtőjéből 34 km és 934 km<sup>2</sup>, továbbá a Duna-Tisza csatorna 39 km-e és 477 km<sup>2</sup> vízgyűjtője, valamint a Harmincas (XXX.)-csatorna 25 km-e és 337 km<sup>2</sup> vízgyűjtője található ebben a kistájban, amelyet az erős szabályozottság mellett erős vízhiány jellemez. A talajvíz átlagos mélysége 2 és 4 m között változik. A domborzatot tekintve a kistáj tszf-i magassága 94,4 és 126 m között változik, enyhén D, illetve a Duna felé lejtéssel rendelkező, jórészt ártéri szintű hordalékkúp-síkság. A pannóniai üledékekre települt dunai eredetű, durvaszemcséjű, folyami üledéksoron, kavicsos üledékeken, illetve homokon 13 talajtípus található meg, így a területet a löszös és homokos üledékeken kialakult hidromorf talajképződmények nagy változatossága és a szikes talajok jellemzik.

Éghajlatáról elmondható, hogy mérsékelt meleg és száraz. Az évi napfénytartam 1950 és 2000 óra között változik, a nyári napsütés 780, a téli 180 óra körüli. Az évi középhőmérséklet 10,3 és 10,5 °C közötti, a fagymentes napok száma 204-208. Az éves csapadékmennyiség 510-550 mm, amelyből a vegetációs időszak csapadékösszege 290-320 mm. Az uralkodó szélirány ÉNy-i. Összességében erősen átalakított és fragmentált, mezőgazdasági táj, mintegy 20 %-nyi természetes és féltermészetes növényzettel (Dövényi 2010).

A **Solti-sík** (1.1.22.) gyér lefolyású, vízhiányos kistájunk, amely K-i részén halad tovább a Duna-völgyi-főcsatorna mintegy 33 km hosszú É-i szakasza, 1451 km<sup>2</sup>-ről gyűjtve össze a vizeket, valamint a D-i területein fut keresztül a Sós-ér. A talajvizet általában 2-4 m közötti mélység jellemzi. A tszf-i magasság 93,7 és 123,7 m között változik az ártéri szintű kistájban. A pannóniai rétegekre rakódott dunai eredetű durva folyami hordalékon folyami kavics és homok rétegsor található, míg a felszínen, illetve annak közelében a holocén öntéshomok és homokosabb öntésagyag dominál. A feltöltött morotvákat lápi és réti agyag jellemzi. 11 talajtípus található a kistájban, amelyek közül 27 %-kal kiemelkednek a löszös üledéken kialakult réti csernozjom, és 21 %-kal a mélyben sós réti talajok, valamint 20 %-kal a szoloncsák-szolonyec talajok (Dövényi 2010).

Éghajlata mérsékelt meleg és száraz. Az évi napfénytartam 2000-2020 óra. Az évi középhőmérséklet 10,4-10,5 °C, a fagymentes napok száma 200-205 (Dövényi 2010). A csapadék éves összege 530-550 mm, a tenyészidőszaké 310-320 mm. Az uralkodó szélirány ÉNy-i. A területet jelentősen átalakított és fragmentált kép jellemzi, mintegy 23 %-nyi természetes és féltermészetes növényzettel (Hortobágyi és Simon 1981).

A **Kalocsai-sárköz** (1.1.23.) K-i peremén folytatja útját a Duna-völgyi-főcsatorna bajai torkolatáig, mintegy 61 km hosszan, 567 km<sup>2</sup> vízgyűjtő területtel. A talajvíz átlagos mélysége 2-4 m. A tszf-i magasság 89,4 és 125,6 m között változik, ezen az ártéri szintű síksági kistájon. A változatos alaphegységre a pannóniai agyagos üledék, majd részben ős-dunai, illetve dunántúli eredetű homokos-kavicsos üledék települt. A felszín 90 %-át holocén üledék fedi, az alacsony ártereket iszapos-agyagos képződmények, a magas ártereket öntéshomok, öntésiszap és pleisztocén löszképződmények jellemzik, amelyeken 8-féle talajtípus alakult ki.

A mérsékelt meleg-száraz, meleghez közelítő éghajlatú kistáját kb. 2040 órás évi napfénytartam, 10,5 °C évi középhőmérséklet jellemzi. A fagymentes napok száma 206 körüli. Az éves csapadékösszeg 550-580 mm, amelyből a vegetációs időszakban 320-340 mm esik le. Uralkodó szélirány ÉNy-i, de a D-i, illetve DNy-i szélirány is előfordul (Dövényi 2010).

A vizsgált csatornák a Duna-Tisza közén elhelyezkedő mesterséges víztestek Ár- és belvízelvezetési szempontú kialakításuknak is köszönhető másodlagos szikesedés miatt az ország egyik legnagyobb szikes területe jött itt létre (Kákonyi 1996). Sok helyen fehér foltok, sókiválások, sóvirágzások árulkodnak a talajok magas, uralkodó alkáli sókban gazdag meszes-szódás tartalmáról (Stefanovits 1992). Változatos mikrodomborzati formák jellemzik a szikeseket: tál alakú mélyedések, magasabban fekvő szikpadkák és szikfokok váltakoznak.

Itt található a Duna-Tisza köze legnagyobb kiterjedésű szikes tórendszere is, a Felső-Kiskunsági tavak területe. A Szabadszállás és Fülöpszállás környékén lévő tavak közül a Zab-szék, a Kelemen-szék, és az elmocsarasodott Fehér-szék a legjelentősebbek (Tóth 1979, 1996). Az itt folyó természetvédelmi munkák egyik kiemelt területe a védett természeti területek vízigényének mennyiségi és minőségi biztosítása. Azonban a csatornarendszer a területen folyó mezőgazdálkodás igényeit is ki kell elégítse. A vízrendszer csatornáit többnyire a belvizek levezetését szolgálják, de emellett sok csatorna kettős hasznosítású, tehát vízellátási feladatokat is ellát.

## A vizgált folyóvizek leírása, a vízfolyásokat érintő emberi hatások

A csatornahálózat kiépítése előtt a Duna menti feketeföldek és homokhátság között elterülő, azoknál alacsonyabban fekvő mélyedésekbe gyűltek össze a vizek esőzések és hóolvadás után. A Duna által felhalmozott, széles hordalékgát miatt nem találtak lefolyást. Az így létrejött, dús nádasok igen jó búvóhelyet nyújtottak farkasnak, szúnyognak, embernek egyaránt. A táj elemeihez alkalmazkodó és az azokban rejlő lehetőségek kihasználására alkalmas vízgazdálkodás fő területe a fokgazdálkodás volt. A nádtermesztés is figyelemre méltó volt a térségben, télen hatalmas területeken aratták a jégen a nádat (Varga 1994). A népesség növekedésével több mezőgazdasági területre lett szükség, ezen belül is a biztonságosan művelhető szántók iránti igény nőtt meg. Komoly viták folytak a csatornarendszer szükségességéről és hatásairól, a helyiek is ellenállást tanúsítottak, hiszen nem csupán az addig viszonylag állandó vízállások vizeit vezették el, hanem „az üde, dús legelőket is elhívtányították”. Esős években ugyanakkor visszajára fordult a dolog, nagy befogadóképességüket meghaladó víztömegek zúdultak le a csatornákon (Varga 1994).

Az É-D/DK-i lefutású csatornarendszer kiépítését 1912-ben kezdték el a Duna-Tisza közén a rendszer gerincét képező Duna-völgyi-főcsatorna (DVCS) belvízelvezetés céljából való megépítésével. Az I. világháború és a gazdasági nehézségek miatt csak 1925-ben folytatták. A főcsatornával 1929-re, valamennyi mellékágával az 1930-as évek elejére készültek el (Lampl és Hallósy 1947). Azonban a viszonylag szűk keresztmetszettel megépült DVCS nem volt képes minden esetben elvezetni a terület belvizeit, így 1942-43-ban elkezdik építeni a Csorna-Foktői-csatornát. Az 1944-ben kiépült I. Árapasztó és az 1948-ban kiépült Duna-Tisza csatorna által a csatornák már nem csak vízkivezetést, hanem vízpótlást is szolgáltak. Az 1960-as évek elején újabb csatornák épültek a megindult öntözésfejlesztés igényeit kiszolgálóként. Az, hogy a csatornák vízelvezetési és öntözési feladatot egyaránt ellátnak, megnyilvánul a csatornák funkcionális kialakításában (Tóth 1996), a hosszú egyenes szakaszokban és a trapéz szelvény miatt a makrovegetáció szempontjából meredeknek tekinthető partfal-kialakításban. A Duna és a Duna-völgyi-főcsatorna között elterülő, csatornákkal sűrűn átszőtt terület összességében mesterséges vízfolyásokból áll. Ezt annak ellenére mondhatjuk, hogy a csatornákat a korábbi természetesebbnek mondható fokmedrek összekötésével hozták létre. Az eredeti belvízelvezetési funkcióhoz társuló öntözési igény után jelenleg a védett természeti területek szempontjából fontos ökológiai célú vízviSSzatartásban betöltött szerepük is fontossá vált (Kákonyi 1996).

A 1127/2010 (V.21.) Korm.határozat mellékleteként megjelent országos Vízyűjtő-gazdálkodási Terv 1-10. jelű, Duna-völgyi-főcsatorna tervezési alegységhez tartozik az összes jelen értekezésben vizsgált csatorna, és mindegyik esetében mesterséges víztestekről (26. kategória) beszélünk (VKKI és ADUKÖVIZIG 2010). A tervezési alegység területén meghatározott 56 felszíni víztest közül 30 vízfolyás víztest és ebből 27 mesterségesnek minősített csatorna. Ez a tervezési területen (5562 km<sup>2</sup>) az összes felszíni víztest 48%-át és a vízfolyások 90%-át jelenti, tehát joggal nevezhetjük meghatározó elemeknek őket. Az egyes csatornák jellemzésekor a Vízyűjtő-gazdálkodási Tervben megadott EU azonosító kód olvasható.

A kereskedelem fejlesztése érdekében a hajózó csatornák létesítésére az első törvényes intézkedést III. Károly 1723-as pozsonyi dekrétumában találjuk. Ekkor merült fel a Dunát és a Tiszát összekötő **Duna-Tisza-csatorna** (AEP440) megépítésének terve is. Később Széchenyi is üdvözítette a tervet. A csatorna megépítésének fontosságát mindig, mint az olcsó szállítási lehetőség fontos tényezőjét említették, hiszen ez a tranzverzális vízi út létesíthet kapcsolatot az ország nyugati és keleti részei között. A csatorna betorkollásáról folytak és folynak a mai napig a viták. A Pest-Szeged útvonal terve először Vedres István terveiben fogalmazódott meg (Vác 1934). Későbbi tervekben is az útvonal kiválasztásában kizárólag közgazdasági tényezők játszottak szerepet és a Maros hajózhatóvá tételével együtt a csongrádi betorkollás mellett döntöttek (Hoszpótzky 1908), de a munkálatok még mindig nem kezdődtek meg.



Lampl és Hallóssy (1947) összefoglaló és átfogó tanulmányukkal kívántak megfelelő mennyiségű adatot szolgáltatni a vita eldöntéséhez. A Duna-Tisza csatorna jelenleg meglévő szakasza az ő általuk javasolt nyomvonalon került megépítésre 1948-ban. Dunaharaszti és Taksony között, a Ráckevei (Soroksári)-Duna-ágból kiválva szinte nyíl egyenesen halad Dabásig, ahol a Duna-völgyi-főcsatornával szabadon keresztezik egymást. A meder nyomvonala még pár kilométer hosszan kiépített, de szinte a teljes víztömege déli irányba fordul és egy zsilippel a Duna-völgyi-főcsatornában folyik tovább. Kettős működésű csatorna, amely horgászvíz is egyben.

**A Duna-völgyi-főcsatorna** (felső AEP442, alsó AEP441) tekinthető a csatornarendszer gerincének. Inárcs-Kakucs környékéről indul (Budapesttől DK-re) és Baja felett torkollik a Dunába. Felső szakasza síkvidéki - meszes-közepes finom mederanyagú - közepes vízgyűjtővel rendelkező kategóriába sorolt természetes víztest (18. kat.). Szerteágazó mellékágai révén igen nagy területről képes a belvizeket összegyűjteni. A kezdeti belvízelvezető szerepe után ma kettőshasznosítású, vízelvezetést és vízszolgáltatást egyszerre kell ellásson. A vízminőségét ennél fogva tenyészidőszakban a Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág, a téli-tavaszi időszakban pedig a belvizek minősége határozza meg. Ilyenkor előfordul, hogy a gyengén szikes vizekre jellemzően megnő az összes oldott anyag mennyisége, kiemelten a nátriumé és a víz öntözés szempontjából kifogás alá esik, azonban ez a vízkészlet a természetvédelmi és jóléti szikes tavak vízutánpótlására kiválóan alkalmas (Csemez et al. 1996). Mind felső mind alsó szakasza horgász és halászati víz is egyben.

**A Harmincas csatorna** (XXX.) (AEQ133) a Duna-Tisza csatornából való közvetlen kiindulásával nyeri vizét, majd a Duna-völgyi-főcsatornából kap újabb vízutánpótlást. A Dömsödi(I.)-árapasztóval való egyesülés és kiválás után délre tovább haladva átszeli a Kiskunsági Nemzeti Park fokozottan védett egységét és Kunszentmiklós-Bösztrőnél véglegesen a Duna-völgyi-főcsatornába torkollik. Belvízelvezetés a funkciója és egyben horgászvízként is szolgál.

**Az Apaji csatorna** (XXXI. csatorna) (alsó AEQ134) Kunszentmiklóstól északra eredve halad délre, majd Alsószenttamásnál éri el a Kiskunsági Nemzeti Park területét. Innen keletre fordulva a szürkemarhákkel legeltetett védett természeti terület természetes déli határát képezi. A Duna-völgyi-főcsatorna és a Harmincas-csatorna összefolyása előtt 200 m-rel torkollik a Harmincas-csatornába. Funkcióját tekintve belvízelvezetésre szolgál. Az egyetlen a vizsgált csatornák közül, amelyik nem horgászvíz.

**A Sós-ér** (V. csatorna) (AEQ087) Kincsepusztától nyugatra ered, majd a védett Kelemen-szék mellett elhaladva Akasztó déli peremén torkollik a Duna-völgyi-főcsatornába. Partján ritkán találkozhatunk fákkal. Árnyékot csupán a vízfolyást végigkísérő meredek partfalat borító 2 méteres nádsáv nyújt. Szélessége 3-4 m. Horgászvíznek számító kettős hasznosítású csatorna.

A csatornák mederápolási munkálatai intenzívek, de elsősorban a csatornarendszer gerincét alkotó Duna-völgyi-főcsatornán rendszeresek. A kisebb mellékágakon, mint pl. a Sós-ér a munkálatok ritkábbak. A 2002-es felmérést megelőzően a part menti nád visszaszorítására nádvágást végeztek, de a munkálatokból származó nádtörek sokszor „átevezhetetlen” dugókat képeztek, sőt a szigetek ki is hajtottak a rákövetkező évben.

Az északi részek szikes területein elsősorban juhokkal legeltetnek. Aminek szintén van hatása a csatornák vizére, illetve partközeli és vízi vegetációjára, de a műtrágyázott mezőgazdasági táblák környékén nagyobb szervesanyag-terhelés éri a csatornákat.

### 4.3 Térképezés módszere az EU VKI követelménye szerint

#### 4.3.1 Térképezés módszere, terepi felvételezés és szabvány

A makrofiton felmérése minden, a vizsgálat tárgyát képező vízfolyásban azonos szakasztérképezési módszerrel történt. A módszert Kohler (1978) kifejezetten folyóvizekre dolgozta ki. A módszer részben alapját képezte a vonatkozó nemzetközi szabványnak, kivitelezése és a növények mennyiségének meghatározására kialakított skálája illeszkedik az elvárásokhoz. (MSZ EN 14184:2004).

A szakasztérképezés során nem részminták átlaga alapján következtetünk a vízfolyás hínárnövényeinek mennyiségi viszonyaira, hanem a vízfolyás teljes hosszát szakaszokra osztva végezzük el a tényleges felmérést. A vizsgálati szakaszok kijelölése a Friedberger Au északra tartó vízfolyásain 1972-ben történt meg (Kohler 1978). A Friedberger Ach esetében 2001-ben egy új szakaszt (51 sz.) vontunk be a vizsgálatba. A szakaszok hossza 50 és 250 m között változik. A térképezett egységek hosszát és a szakaszok számát vízfolyásonkénti bontásban az 1. táblázat összesíti. A vízfolyások elhelyezkedését és a szakaszosítást a 7. ábra mutatja.

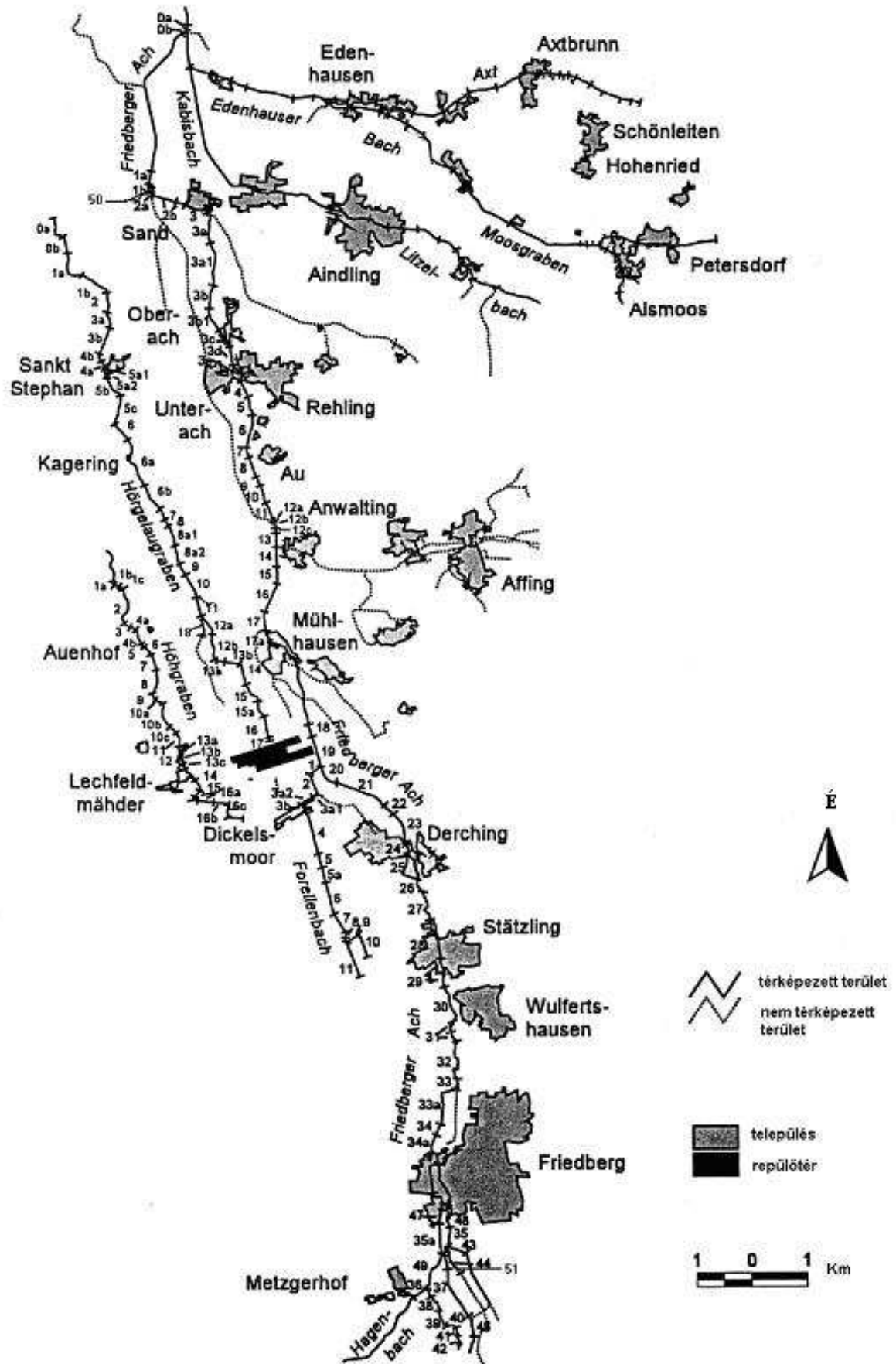
1. táblázat A Friedberger Au térképezett vízfolyásainak hossza

Vízfolyások	Teljes hossz (km)	Felmért hossz (km)	Szakaszok száma (db)
Friedberger Ach	34	25	77+1
Forellenbach	6	5	15
Höhgraben	12	9	27
Hörgelaugraben	5	5	32
<b>Összesen</b>	<b>57</b>	<b>44</b>	<b>152</b>

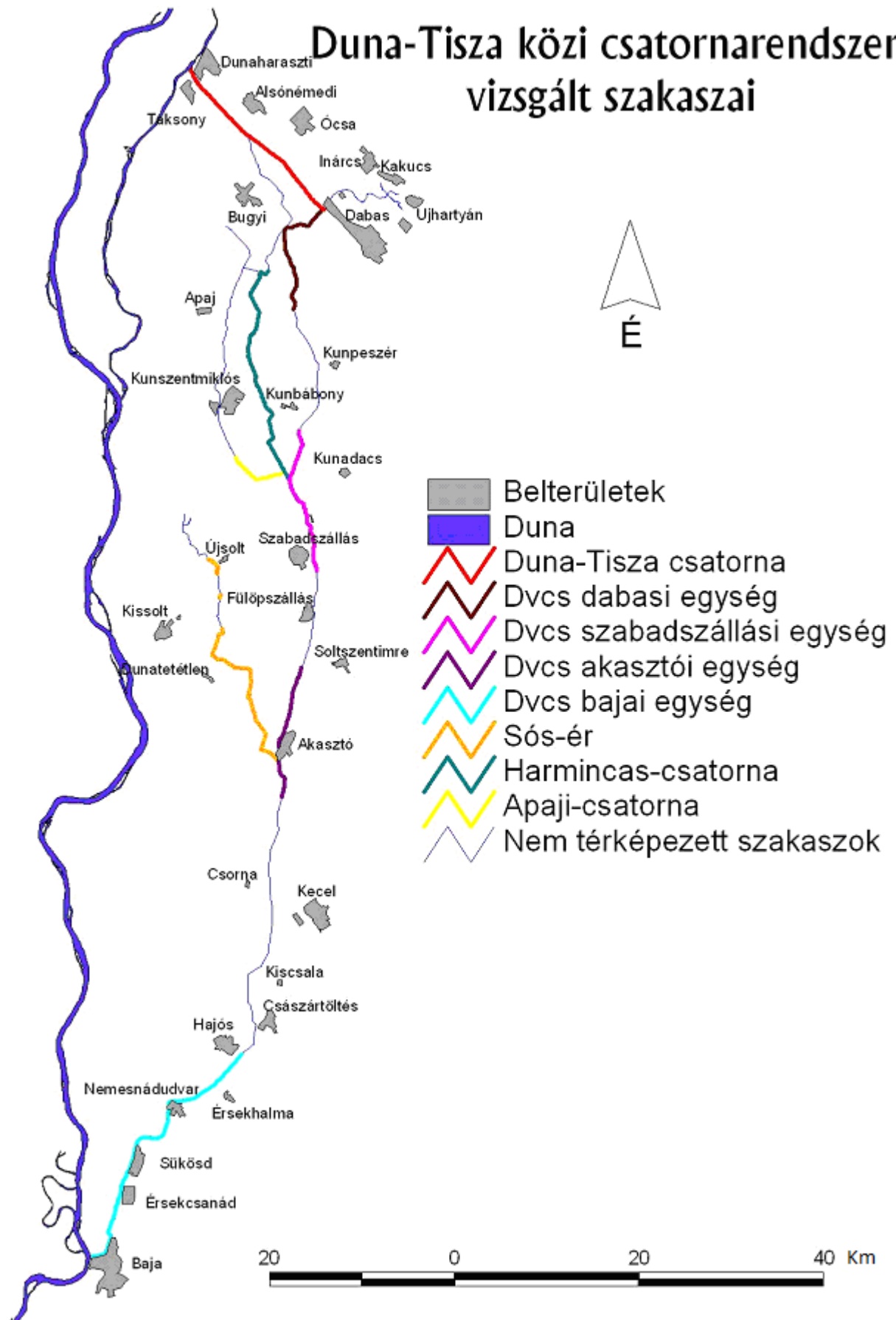
A Duna-Tisza közti mintaterületen a Harmincas- és az Apaji- csatorna, valamint a Duna-völgyi-főcsatorna szabadszállási egysége esetében az 1998-ban Sipos (2001) által kijelölt szakaszhatárokkal dolgoztunk. A többi csatorna esetében a 2002. évi első felmérések során jelöltük ki a szakaszokat (Sipos et al. 2003a, Falusi et al. 2004). A csatornák esetében átlagosan 300-600 m-es egységek kerültek kijelölésre. A vizsgált csatornák szakaszainak elhelyezkedését a 8. ábra mutatja. A csatornánkénti nagyított szakaszosítást a 2. táblázatban vízfolyásonként felsorolt mellékletszámú térképek tartalmazzák. A 2. táblázat egyben a csatornák és a felmért részegységek hosszát és a térképezett szakaszok számát foglalja össze.

2. táblázat A Duna-Tisza közén térképezett csatornák és térképezett szakaszaik hossza

Vízfolyások	Melléklet	Teljes hossz (km)	Felmért hossz (km)	Szakaszok száma (db)
Duna-Tisza csatorna	41.	22	22	40
Duna-völgyi főcsatorna összesen	-	148	76	175
DVCS Dabas	49.		14	28
DVCS Szabadszállás	57.		17	44
DVCS Akasztó	65.		15	37
DVCS Baja	73.		30	66
Harmincas-csatorna	86.	44	26	69
Apaji-csatorna	94.	34	6,5	18
Sós-ér	102.	36	22	54
<b>Vizsgált csatorna összesen</b>	<b>-</b>	<b>284</b>	<b>152,5</b>	<b>356</b>



7. ábra A Friedberger Au mintaterület vízfolyásainak szakaszbeosztása



8. ábra A Duna-Tisza közti csatornarendszer vizgált egységei

A szakasztérképezés során a szakaszok határait a makrovegetáció szempontjából meghatározó ökológiai tényezők szakaszon belüli viszonylagos homogenitása adja. Új szakasz kijelölésére kerül sor minden olyan paraméter változásakor, amely a makrofiton elterjedése szempontjából meghatározó. Ezen paraméterek egyben a jegyzőkönyv részét is képezik (9. ábra). A gereblye nyelén lévő mérőskála segítségével könnyen meghatározható volt a víz mélysége, valamint szélessége is becsülhető. Emellett a jegyzőkönyvben szerepelnek a víztest és parti sávjának paraméterei is: sebesség, zavarosság, a vízfelület beárnyékoltsága, mederalkotó anyag, a parti vegetáció és a környező területhasználat. A növények elterjedését befolyásoló paraméterek mellett azért tértünk ki a parti vegetációra is, mert a víztestek ökológiai állapotának kialakításában a parti növényközösségek állománya is fontos szűrőszerepet tölthet be (Mjazovszky et al. 2003), valamint a környező területhasználat meghatározza az esetleges diffúz szennyezések lehetőségét. Minden esetben szakaszhatárt képeznek a hidak és a különböző mesterséges vízművek, valamint a becsatlakozó vízfolyások is! Az ilyen módon kijelölt szakaszok azonban nem egyforma hosszúságúak, így a kiértékelés során a különböző elterjedési mutatók számításánál minden esetben figyelembe kell venni a szakaszhosszokat is.

Az egyes szakaszok lehatárolásának érzékenységet az adott vizsgálat célja határozza meg. Példaként hadd hozzam fel a már említett MIDCC projektben zajló Duna térképezést, ahol ökológiai paraméterek ide vagy oda a későbbi egységes megjelenítés érdekében folyamkilóméterhez kötött szakaszokkal dolgoztak. Ezt a munkát a felmérő kiegészíthette az arra érdemes esetekben pontosabb, a már ismertetett szakasz-kijelölési módszerrel is.

Jelen esetekben a hosszú távú monitoring vizsgálathoz igazodva került sor a szakaszok kijelölésére. Minden esetben a határozottan változó paraméterek élveztek elsőbbséget. Emellett 1972-ben a módszer kidolgozásakor – GPS nem lévén – a topográfiai térképen és terepen egyaránt könnyen beazonosítható tereptárgyakhoz is kötöttek szakaszhatárt függetlenül az ökológiai paraméterek változásától. Erre volt példa a Duna-Tisza közti csatornarendszerben is, amikor a majdnem egy kilométeren keresztül állandó ökológiai paraméterek ellenére a csatornát keresztező légvezetékhez igazítottuk a szakasz határát. Erre azért is szükség van, mert ilyen hosszú szakaszon már nem átlátható a szakasz a növénytömeg becsléséhez, viszont a két teljesen egyforma rövidebb szakasz az értékelés szempontjából nem hordoz hibalehetőséget.

A terepi munka során 1:25 000 méretarányú honvédségi topográfiai térképet (az utak rendszerint pontosabban vannak rajtuk jelölve) és GPS-t használtunk. A GPS mérések ellenére jellemzően a térképi jelölésekre támaszkodtunk. Javasolt mindkét helymeghatározási módot alkalmazni, így kétséget kizáróan lehet hosszú távú munkát megalapozni, hiszen a következő méréskor még azok számára is könnyen megtalálhatók a határok, akik a szakaszok kijelölésekor nem voltak jelen.

A Friedberger Au mintaterületen a terepi felméréskor a folyásiránnyal szemben haladva mellcsizmában gyalogosan mértük fel a vegetációt, ezzel elkerülve az általunk felkavart vízben a rossz látási viszonyokat. A hosszú nyelű gereblye a növényfajok kiemelését és a biztos léptünket is segítette. Jó szolgálatot tett a néhol túl mély vagy hínárral sűrűn benőtt szakaszokon, ahol a partról benyúlva azonosítottuk a fajokat. A gyalogos terepi felmérésnek köszönhetően a Friedberger Au vízfolyásain a kisebb számmal ellátott szakaszok a torkolathoz közelebbi és a magasabb számúak a forrásvidéket jelölik (7. ábra).

A Duna–Tisza közti csatornarendszerben a közel 2 méteres mélység és a széles nádsáv a csónakból történő térképezést követelte meg, így a csatornákon végigevezve, gumicsónakból végeztük el a makrofiton felmérését. A szakaszok számozása így a folyásiránnyal növekszik.

Emellett a Friedberger Au vízfolyásai esetében láthatjuk, hogy egy szakaszszámhoz néhol „abc” kiegészítés is kapcsolódik. Ezekre a kiegészítésekre a hosszú távú vizsgálat során erőteljesen megváltozott paraméterek miatt került sor, és korábban egy szakasznak minősülő rész került így darabolásra. Ha a felosztást a korábbi felvételi eredményekre is elvégezzük, akkor csupán megint két egyforma vegetációjú szakaszt kapunk. A szakaszok feldarabolódása mellett előfordulhat az is, hogy beépítés, elkerítés vagy növényzettel való túlzott benövés teszi lehetetlenné vagy veszélyessé a térképezést a monitorozás során. Ilyenkor ezek a szakaszok kiesnek az adott évi vagy további felmérésből.

A kutatás ideje alatt tehát a különböző szakaszok hossza és a térképezett szakaszok összességének a hossza is megváltozhat. A változások nagyságának megállapítására szolgál az összehasonlíthatósági koefficiens [Vk]. Ez az érték a térképezett szakaszok és a területen fellelhető összes szakasz viszonyát mutatja meg (Veit et al. 1997).

$$V_k = \frac{n}{L_{tot}} \cdot 100$$

V<sub>k</sub> = összehasonlíthatósági koefficiens

n = a térképezett szakaszok száma

L<sub>tot</sub> = a terület összes szakaszának hossza (a nem térképezett szakaszok is)

Minél nagyobb ez az érték, annál pontosabban rekonstruálható a terület állapota. Legideálisabb esetben a végeredmény 100%, ekkor a teljes területet felmérésre került, egy darabja sem maradt ki a felmérésből. A rekonstrukció további finomítása a rövidebb szakasz hosszokkal való munkával érhető el, így a kisebb egységek változásai is érzékelhetőek, valamint a változások okai nagyobb eséllyel tárhatók fel.

A szakaszok áttekintése során megtalált fajokat folyamatosan feljegyeztük és a mennyiségüket megbecsültük. A becslés során a Kohler által (1978) meghatározott 5 csoportot alkalmaztam (3. táblázat). A szám azt mutatja, hogy egy növény mennyire elterjedt – három dimenziós térbeli kiterjedés – az adott egységben. A szabvány (MSZ EN 14184:2004) lehetőséget ad arra, hogy a szakaszban előforduló növény-mennyiséget vagy százalékos borítást használjunk, de mindenképpen egy ötfokozatú skálát javasol, mivel a felmérő személyétől így függetleníthető legjobban a terepi becslés és a vizuális kiértékelés is sokkal könnyebb. Ezt a feltevést a társadalomtudományi és pszichológiai kutatások eredményeire alapozva javasolják, mivel egy egytől ötig terjedő skálán az emberek nagy százaléka ugyanúgy becsül. A felmérési technika így makrofiton esetében jellemzően szemi-kvantitatív és a fajok elterjedését tekintve inkább a vizuális kiértékelést segíti elő. Az erőforrások hatékony használatát tekintve alkalmas megoldás az ökológiai állapot hosszú távú figyelemmel kíséréséhez.

3. táblázat Az egyes becslési értékek jelentése (Kohler 1978)

5	tömeges
4	gyakori
3	elterjedt
2	ritka
1	nagyon ritka

Hosszú távú felmérések esetén nagy gondot kell fordítani az azonos módszer használata mellett az időbeliségre is, mivel a különböző időszakban elvégzett felmérések miatt eltérések adódhatnak. A felmérés, a terepi munka – a feltételek biztosítása, vagyis általában a költségek miatt – egy időpillanathoz kötődően valósul meg. A szabvány (MSZ EN 14184:2004) a májustól szeptemberig tartó időszakot jelöli ki a makrofita felmérés időintervallumának. Ezen belül a helyi klimatikus viszonyok figyelembe vételével a szakemberre bízva a vizsgálat időpontjának kijelölését. Jelen felmérések során a német mintaterületen 2001 és 2005 július hónapjában folytak a vizsgálatok, a magyarországi területeken június elejétől július közepéig történtek a térképezések.

A jegyzőkönyvbe azok a fajok kerültek feljegyzésre, amelyek az adott felmérés során a vízszint alatt gyökereztek. Ezen megközelítés alapján az adott napon a legközelebbi meghatározó vízmércén mért vízálláshoz köthető adatokat kapunk, és a vegetáció értékelése során erre az állapotról vonatkozóan értjük az adott víztest fogalmát.

Az előforduló növényeket különböző kategóriákba soroljuk be (Kohler 1978). A csoportbeosztást az határozta meg, hogy a növény kizárólag vízi életmódú (hidrofita), a víz alatt és vízborítás nélkül is hosszútávon képes életben maradni (amfifita) (pl. *Sagittaria sagittifolia*), vagy csupán a vízben gyökerezik (helofita) (Casper és Krausch 1980 és 1981, Westlake 1973). Emellett elkülönítettük még a mohákat, valamint az algákat. A felmérés során a szokatlan megjelenési formákat is le kell jegyezni (alámerült helofiták, hidrofíták szárazföldi formái), hiszen azok jellemzően valamilyen zavaró hatásra jelentkeznek. Abban az esetben, ha a felvételezést megfelelő körülményekkel, alaposan végezzük el, jelentős eltérés nem adódhat. A statisztikai kiértékelés ilyen módon sokkal megbízhatóbbá válik.

A dolgozatban használt növénynevek Simon (2000) nomenklatúráját követik. Kivétel a *Myosotis palustris* (L.) Nath. em. Rchb., ahol az egységes elnevezés érdekében, mivel a Friedberger Au mintaterület felvételein *Myosotis scorpioides* L. néven kerül említésre (Rothmaler 1994), a csatornarendszer esetében is ezt az elnevezést használom, amelyet Király (2009) is megerősít. A kétséget kizáróan nem elkülöníthető fajokat, a *Sparganium emersum* és *S. erectum* (nem virágzó állapotban), valamint a *Nasturtium officinale* és a *N. microphyllum* fajokat együttesen kezeltük.

<b>Adatgyűjtő lap</b>			
Dátum:		Szakasz száma:	
Honnan:		Vízfolyás neve:	
Meddig:		A szakasz hossza:	

Növényfaj	Növényfaj

**Megjegyzések:**

**A szakasz paramétereit:**

**Mélység:**

nagyon sekély	0-25 cm	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
sekély	25-50cm	
közepes	50-75 cm	
mély	75-100 cm	
nagyon mély	100-125 cm	
kifejezetten mély	125 cm felett	

**Szélesség:**

**Árnyékoltság:**

10 % alatt	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
10-25 %	
25-50 %	
50-75 %	
75-100 %	

**Áramlás:**

nincs	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
lassan folyó	
sebesen folyó	
áramló	
örvénylő	

**Zavarosság:**

nincs	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
kevés	
közepes	
erős	

**Mederanyag:**

lőszős, agyagos	<input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/> <input type="checkbox"/>
tőzeg	
iszapos	
homok	
sóder és kavics	
kavics és kő stabil	
kavics és kő mozgó	
szikla, épített	
szikla	
beton	
Egyéb: _____	

**Partmenti vegetáció:**

	Bal	Jobb
ártéri erdő	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
galériaerdő	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
bokros	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
szőlőter fák	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
nádas	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
magassásos	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
magaskórós	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
mocsárrét	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
hiányzik, erózió	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
hiányzik, kiépítés	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Egyéb: _____	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

**Területhasználat:**

	Bal	Jobb
Erdő, természetközeli	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Erdő, telepített	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
rét, kaszáló	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
legelő	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
extenzív gyep, parlag	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
szántó	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
kert	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
település, ipari terület	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Egyéb: _____	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

**Megjegyzések:**

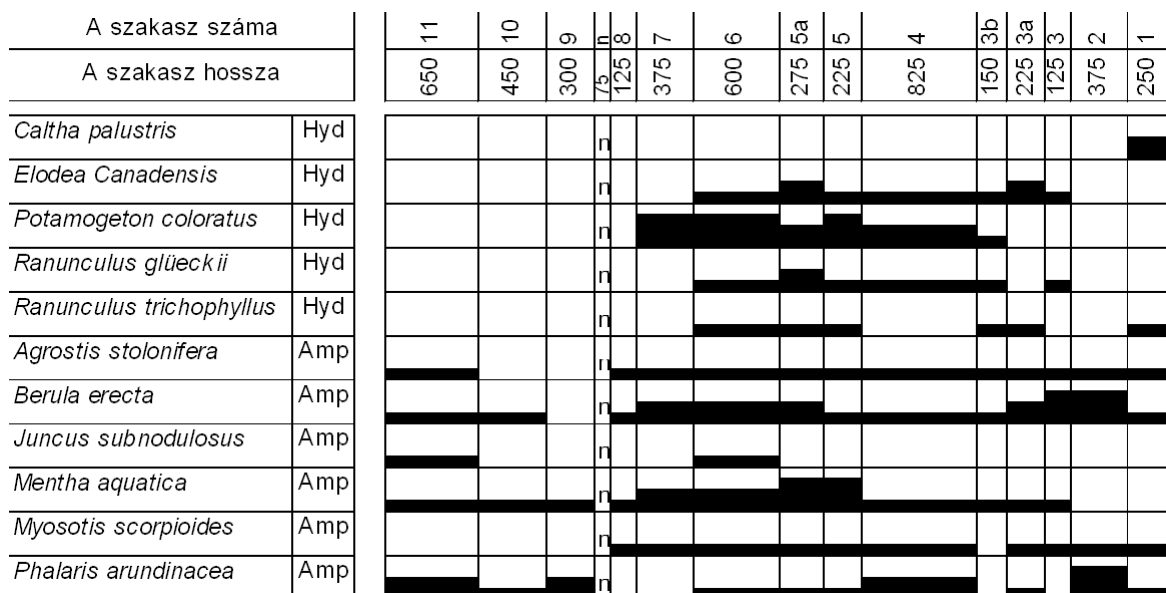
9. ábra A felmérés során használt jegyzőkönyv



### 4.3.2 Elterjedési diagram és elterjedési mutatók

A területen megtalált fajokból csatornánként minden vizsgálati évre fajlistát állítottam össze (6. és 8. táblázat). A fajlistákban egyben a mellékletekben szereplő diagramokon használt rövidítések feloldásai is megtalálhatók.

A jegyzőkönyvek adatai alapján elkészítettem a vízfolyások elterjedési diagramjait (10. ábra), amelyek egyben a vízfolyások vegetáció-térképének is tekinthetők. Az első oszlop a vízfolyás teljes fajlistáját tartalmazza, majd a forrástól (10. szakasz) a torkolatig (1. sz.) a szakaszok valódi méretével arányos cellákban az egyes fajok adott szakaszban becsült növénytömegét olvashatjuk le a fekete sátrózás magasságából. Az elterjedési diagramok esetében Kohler (1978) a jobb átláthatóság miatt a becsült növénytömegek három csoportjával dolgozik (4. táblázat). A lakott területek terjeszkedése miatt elkerített, valamint a nem karbantartott területeken gyakran előfordult, hogy lehetetlen volt megközelíteni a vízfolyást. Ezeket a szakaszokat ki kellett hagyni a térképezésből. A nem térképezett szakaszokat az elterjedési diagramokon 'n'-nel jelöltem.



10. ábra Elterjedési diagram részlet, Forellenbach, példa.

A Duna-Tisza közti mintaterületen a térképezett szakaszok digitalizálását és a felmérések adataiból összeállított attribútum állományt Arc View 3.1 es programmal hoztam létre. Az adatok alapján a csatornarendszer vizsgált szakaszain előforduló bármely növény elterjedési térképe a becsült növénytömeg szerinti színezéssel elkészíthető, valamint a területre vonatkozó más szempontú adatbázisával együttesen értékelhető.

4. táblázat A grafikai szemléltetéshez leegyszerűsített értékek

4, 5	gyakori
3	elterjedt
1, 2	ritka

Összefoglaló nevükön elterjedési mutatók számításakor a terepi adatokból csupán a hidrofítákat, az amfifítákat, a makroalgákat, a csillárkamoszatokat és mohákat vesszük figyelembe (Kohler 1978). A helofítákat nem lehet megbízhatóan felhasználni a víz trofitásának indikálására (Kohler és Janauer 1995).

Minden számítás alapjául Melzer (1988) feltevése szolgál, miszerint a becsült növény mennyiség és a valódi növény mennyiség közötti kapcsolat nem lineáris, hanem  $F(y)=x^3$  összefüggéssel írható le. A függvény figyelembe veszi azt, hogy a felmérésben térbeli kiterjedéssel rendelkező növényállományokról van szó (Veit et al. 1997). A feltevést Janauer és Heindl (1998) terepi kísérletek során igazolták. Lebegő és alámerült hínárfajok esetében minden becsült értékhez kapcsolódóan több ismétléssel végeztek méréseket. Vizsgálataik statisztikailag is bebizonyították, hogy magas korreláció van a növények térbeli kiterjedése és a becsült növénytömegének köbre emelt értéke között.

Minden diagram és mutató elkészítéséhez az Office XP programcsomagból Microsoft Excel-t használtam. A jelen fejezetben ismertetett mutatók diagramjai vízfolyásonként csoportosítva - terjedelmük miatt - pedig a mellékletekben található. A könnyebb keresés miatt a mellékletek sorszáma megegyezik az újra kezdődő oldalszámozással, ezért a formai követelményektől eltérően a köszönetnyilvánítás megelőzi a mellékleteket.

### Elterjedési mutatók

A relatív elterjedési hossz (Relative Arealänge, Lr) megadja, hogy a térképezett szakaszok hány százalékában van jelen az adott növényfaj (Kohler 1978, Hänsel 1993).

$$Lr [\%] = \frac{\sum_{k=1}^n L_k}{L_{ges}} * 100$$

Lr = relatív elterjedési hossz

$L^k$  = szakaszok hossza, amelyeken a növény előfordult

Lges = az összes térképezett szakasz hossza

n = szakaszok száma, ahol a növényfaj előfordult

A relatív növény mennyiség (Relative Pflanzenmenge, RPM) megmutatja, hogy a vizsgált növénytömegből hány %-ot képvisel az adott növényfaj (Pall és Janauer 1995, Kohler és Janauer 1995).

$$RPM[\%] = \frac{\sum_{i=1}^n (M_i^3 \cdot L_i) \cdot 100}{\sum_{j=1}^k \left( \sum_{i=1}^n (M_{ji}^3 \cdot L_i) \right)}$$

RPM = bizonyos faj relatív növény mennyisége

Mi = a faj 'i' szakaszra becsült értéke

Li = az 'i' szakasz hossza

j = növényfajra jellemző állandó

Az átlagos mennyiségi indexek (Mittleren Mengenindices, MMT, MMO) arról adnak felvilágosítást, hogy a megfigyelt területen milyen az egyes fajok megoszlása (Kohler és Janauer 1995).

MMT (total, teljes) esetében minden vizsgált szakaszt összevonunk, és a teljes területre vonatkoztatva vizsgáljuk az egyes faj becsült értékeinek megoszlását.

MMO (occurence, előfordulás) esetén csak azokat a szakaszokat vesszük figyelembe a számításakor, amelyekben a növény előfordul.

MMO minden esetben nagyobb, mint MMT. Extrém esetekben lehet egyenlő a két érték. Ekkor a teljes térképezett vízfolyásban tömegesen elterjedt az adott faj.

$$\text{MMT} = \sqrt[3]{\frac{\sum_{i=1}^n (M_i^3 \cdot L_i)}{L}}$$

$$\text{MMO} = \sqrt[3]{\frac{\sum_{i=1}^n (M_i^3 \cdot L_i)}{\sum_{i=1}^n L_i}}$$

MMT = átlagos mennyiségi index minden szakaszra nézve

MMO = átlagos mennyiségi index az előfordulási szakaszokra nézve

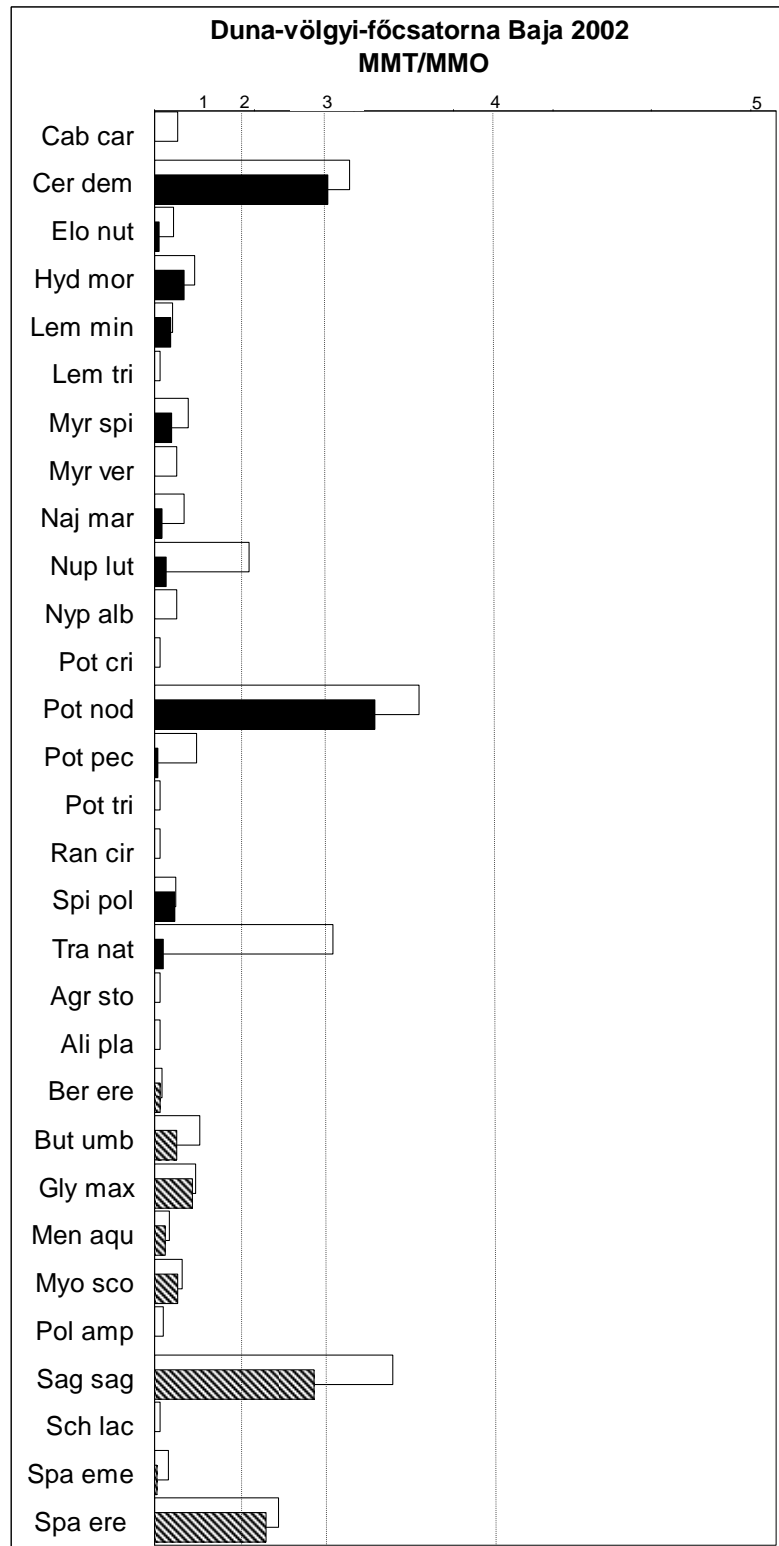
M<sub>i</sub> = a növény mennyisége az 'i' szakaszban

L<sub>i</sub> = az előfordulás szakaszának (i) hossza

L = teljes hossz

A két átlagos mennyiségi index egymáshoz való viszonyából és értékéből a következő következtetések vonhatók le a Duna-völgyi-főcsatorna bajai egységének 2002. évi MMT/MMO diagramja alapján (11. ábra):

1. MMT és MMO egyaránt magas érték (több mint 3). Ebben az esetben a faj a vízfolyás nagy részén jelen van, és előfordulási helyein tömeges állományt alkot (Itt: Cer dem=*Ceratophyllum demersum*, Pot nod=*Potamogeton nodosus*)
2. MMO szignifikánsan nagyobb érték, mint MMT. Az ilyen értékekkel rendelkező fajok esetében elmondhatjuk, hogy az egész vízfolyást tekintve nem elterjedtek. Minél távolabb áll a két érték egymástól, annál pontszerűbben jelenik meg az adott faj a területen, ha ehhez igen magas MMO érték tartozik, akkor pontszerű előfordulási szakaszain mennyisége tömeges. (Itt: Tra nat=*Trapa natans*)
3. Mindkét érték alacsony. Ez az eset olyan fajt jellemez, amely sem elterjedésében, sem egyedszámában nem számottevő. (Itt: Lem tri=*Lemna trisulca*, Ali pla=*Alisma plantago-aquatica*)



11. ábra A Duna-völgyi-főcsatorna bajai egység MMT/MMO diagramja 2002, példa

A Friedberger Au vízfolyásaiban előforduló makrofita növények jelzőértékük alapján öt osztályba sorolhatók. Az elkülönítés mögött hosszas kutatómunka, laboratóriumi tesztelések, számos vízminőség vizsgálat és vegetációtérképezés áll (Kohler et al. 1974, 1978, Kohler 1982). A csoportbeosztás jellemzően a bajor vízfolyásokra lett kialakítva és tesztelve. A bajor tartomány vízfolyásainak minősítésénél használják. A Friedberger Au vízfolyásain kapott eredményeink értékelése során is ezt, az alábbiakban részletezett osztályozást alkalmaztuk. A felosztás részben kapcsolódik az EQRs alapú rendszer 5 fokozatú minősítési skálájához, de szakértői vélemény alapján, nem pedig számszerűsített index alapján sorolja be a szakaszokat minőségi osztályokba.

I. Csoport a legtisztább, szennyvízmentes források fajai

*Potamogeton coloratus*  
*Chara hispida*  
*Chara vulgaris*  
*Juncus subnodulosus*

II. Csoport elterjedési súlypontjuk a nem terhelt területeken van

*Mentha aquatica*  
*Juncus articulatus*  
*Potamogeton berchtoldii*

III. Csoport előfordulási területeik a még gyengén szennyezett zónákba is benyúlnak

*Groenlandia densa*  
*Potamogeton natans*

IV. Csoport a mérsékelten szennyezett területeken, a tiszta szakaszokból általában hiányoznak

*Myriophyllum spicatum*  
*Myriophyllum verticillatum*  
*Elodea canadensis*

V. Csoport erősen szennyezett területeken, a tiszta szakaszokból általában hiányoznak

*Callitriche obtusangula*  
*Zannichellia palustris*

Semleges csoport

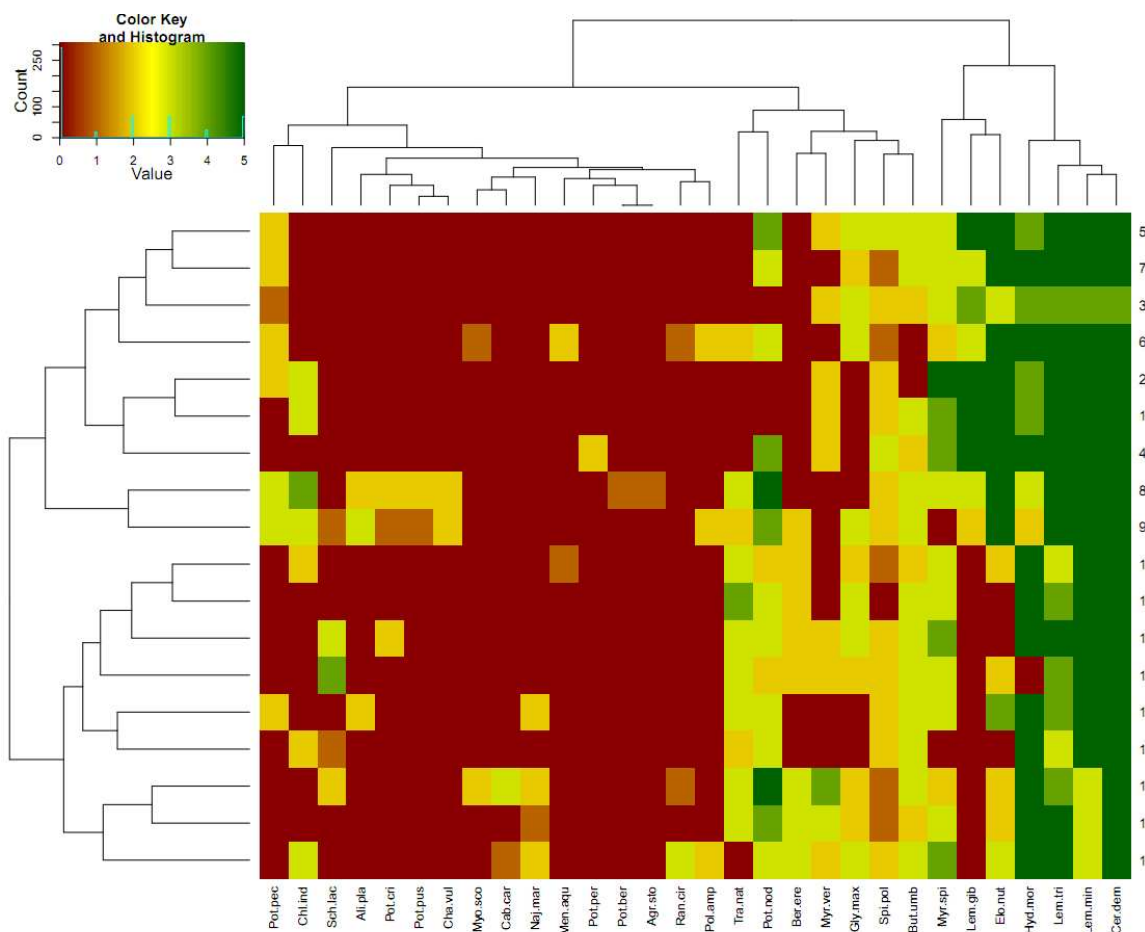
*Ranunculus* × *glueckii*  
*Ranunculus trichophyllus*  
*Potamogeton pectinatus*  
*Potamogeton crispus*  
*Berula erecta*

### 4.3.3 Statisztikai kiértékelések, hőterkép-elemzés

Statisztikai vizsgálatainkhoz R programozási nyelvet használtunk. Ez egy szabadon hozzáférhető szoftverkörnyezet statisztikai számításokhoz és ábrázoláshoz. Az első változatát Ihaka és Gentleman (1996) készítette. Az elterjedési adatokat klaszter analízis segítségével képi ábrázolásban is megjelenítettük, erre az ún. „hőterképeket” (heatmap) használtuk. Ekkor a fajok előfordulását és a mennyiségi adatait együtt alkalmazva az eredmények a sorok és oszlopok elforgatásával jelennek meg, annak érdekében, hogy a hasonló értékek közelebbi klaszterekbe kerüljenek (Sneath 1957).

Ling (1973) alkalmazta először azt a módszert, amikor a keletkező klasztereket összekapcsolta, ezáltal az oszlopok és sorok klaszter fa rajzolatát is megtartják. Kísérlete során karaktereket használt, melyeket a különböző árnyalatú szürke jelölések ábrázolására alkalmazott, egy karakter szélességben pixelenként. Az első számítógépes program, amely cluster hőterképet alkalmazott a megjelenítés során, mint magas felbontású színgrafika a SYSTAT volt, amelynek algoritmusát Gruvaeus és Wainer (1972) fejlesztették ki.

A vízfolyások terepi adatainak grafikus megjelenítésekor az Euklideszi távolság függvény alapján hierarchikus klaszter analízist végeztünk (12. ábra). A téglalap alakú tömbön, színskála szerint jelennek meg az adatok, mátrixot alkotva, amelyet két dendrogram szegélyez. Az X-tengelyen lévő dendrogram a fajok között lévő kapcsolatokat, míg az Y-tengelyen lévő dendrogram a szakaszokat, illetve kiterjesztve a szakaszok ökológiai paramétereinek ismeretében a vegetáció és az élőhely között fennálló kapcsolatokat jeleníti meg.



12. ábra Az Apaji csatorna 1998-as adatainak hőterképen való megjelenítése

A hőtérképeken a grafikai megjelenítések során a két dimenzionális térből származó adatok színnel különülnek el. A magasabb értékű elemeket sötét (sokszor szürke vagy fekete) négyzetek (pixelek), valamint az alacsonyabb értékű elemeket világosabb színű négyzetekkel (pixelekkel) különítették el. A jelen vizsgálat során a vörös szín a nullát – nem volt jelen a faj az adott szakaszban –, a sötétzöld szín a legmagasabb becsült növénytömeget jelenti. A közbülső értékek árnyaltan illetve citromsárgával jelennek meg. A színek tehát az adott pozíció erősségét is mutatják (Ihaka és Gentleman (1996).

Az értékelést a 12. ábrán elvégezve látható, hogy a négy hidrofita faj (*Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*, *Lemna trisulca*, *Hydrocharis morsus-ranae*) az egész csatorna mentén magas, 4-5-ös becsült növénytömeeggel rendelkezik és elkülönül a többi növényfajtól.

A fajok elterjedése és becsült növénytömege alapján a csatorna 1-9. szakaszai és 10-18. szakaszai válnak külön. Ebben a főszerepet a *Lemna gibba* játssza, mellette az *Elodea nuttallii* is hasonló tendenciát mutat. Csökkenésükkel illetve eltűnésükkel párhuzamosan a 10-18. szakaszokban a korábban hiányzó *Trapa natans*, *Berula erecta* és a *Potamogeton nodosus* közepes értékei figyelhetők meg.

Ezen új kiértékelési módszerrel a fajok jelenléte és hiánya, valamint mennyiségük változása mögött álló okokat, illetve a szakaszok elkülönülésében főbb szerepet játszó növényeket is meg tudjuk majd határozni.





## 5 EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

### 5.1 Florisztikai eredmények

#### 5.1.1 A Friedberger Au vízfolyásainak florisztikai eredményei

A Friedberger Au vízfolyásain zajló szakasztérképezés során a 2001-ben és 2005-ben feljegyzett fajok számának összehasonlításában a Hörgelaugraben esetében tapasztalható erőteljes csökkenés a hidrofita fajok tekintetében 2005-re. Ezzel párhuzamosan a helofita fajok száma növekedett, ami már előre jelezheti a területen zajló kiszáradási folyamatot (5. táblázat).

5. táblázat A fajszámok alakulása a Friedberger Au síkságon térképezett vízfolyásokban (M=moha, C=csillárkamoszat)

Vízfolyás	Felmérés éve	Hidrofita	Amfifita	Helofita	Összesen
Friedberger Ach	2001	17+1M	13	25	56
	2005	16	15	29	60
Forellenbach	2001	6	10	20	36
	2005	6	13	15	34
Höhgraben	2001	6+1C+1M	10	6	25
	2005	5+1M	10	7	23
Hörgelaugraben	2001	5+1C	11	11	28
	2005	3	10	22	35

Florisztikai szempontból jelentős eredmény, hogy a Friedberger Au területén felmért vízfolyásokban – ahol a vizsgálat 1972-ig tekint vissza – a 2001-es térképezés során sikerült a területre nézve négy új fajt megtalálni, illetve tisztázni. A két felmérés fajlistáját a 6. táblázat tartalmazza.

A keresztes békalencse (*Lemna trisulca* L.) az elmúlt évtizedek felméréseiben egyáltalán nem szerepelt a Friedberger Au területén vizsgált vízfolyások fajlistáján. 2001-ben a Höhgraben vízfolyás négy szakaszában (7, 8, 10c, 13b sz.) fedeztük fel (27. melléklet). 2005-ben nem tudtuk jelenlétét igazolni a vízfolyásban.

Az iszaplakó veronika (*Veronica anagalloides* Guss.) állományát a Hörgelaugraben 13a szakaszában fedeztük fel 2001-ben (34. melléklet). A korábbi felmérések nem említették a fajt egyik vízfolyásból sem (Veit et al 1997). Termőhelye speciális, állománya úszó „tözeg-szigeten” található a vízfolyás kiszélesedő szakaszában. A fajt könnyen el lehet különíteni, mert a tokterméseken apró mirigyszőrök vannak (Rothmaler 1994, Adler et al. 1994, Simon 2000). 2005-ös felmérés során szomorúan tapasztaltam, hogy a termőhelye egy a vízfolyás mentén zajló építkezés földmunkái következtében megszűnt.

A helofita fajok közül 2001-ben az óriás tippán (*Agrostis gigantea* Roth) a Forellenbach partján (2, 3a-4 sz.) tömegesen fordult elő (20. melléklet), noha korábban nem jelezték. Feltehetően az *Agrostis alba* gyűjtőfajba tartozó adatok közül több az *Agrostis gigantea* taxonra vonatkozott (Penksza és Szerdahelyi 1996, Somlyai 2009).

A fodros harmatkását (*Glyceria notata* Chevall /*G. plicata*/) a Forellenbach 1-es szakaszában találtuk meg, a fajnak előzőleg nem volt adata. A *Glyceria* fajok közül csak a *Glyceria fluitans* és a *G. maxima* került a korábbi felvételek jegyzőkönyvébe (20. melléklet). Ezen a szakaszon valószínűleg a korábbi adatok egy része a *Glyceria notata* taxonra vonatkozhatott. A két fajt egyértelműen elkülöníti a nyelvecske alakja és a füzérke morfológia felépítése (Király és Penksza 2009).

A villás májmoha (*Riccia fluitans* L.) a Friedberger Ach 37-es szakaszában a 2005-ös felmérés során fordult elő (14. melléklet), korábban ebből a vízfolyásból nem jelezték (Veit et al. 1997).

A *Chara hispida* L. csillárkamoszatot Veit et al. (1997) felmérésenként változó megjelenéssel a Höhgraben vízfolyásból korábban már jelezték. A 2001-es felmérés során viszont a faj a Hörgelaugraben vízfolyásban is megjelent a 8a2 szakaszban (34. melléklet). A növény a 2005-ös felmérés során már nem került elő. A területen előforduló másik csillárkamoszat faj a *Chara vulgaris* L. a Höhgraben vízfolyásban, ahol az 1982 előtti időszakból volt csupán ismert. 2001-ben sikerült a 12-es szakaszban megtalálni (27. melléklet). Krause (1997) mindkét csillárkamoszat fajt növényi tápanyaggal nem terhelt vízfolyásokban előforduló fajként írja le.

A *Nitella opaca* [(C. Agardh ex Bruzelius) C. Agardh] taxon előfordulási adata hasonlít a *Chara vulgaris* fajhoz. A fajt szintén jelezték a korábbi kutatók a Höhgraben több szakaszából, de 1978 óta (Kohler 1978) újra csak a 2001-es térképezés során került elő egy néhány példányból álló állománya a 13a szakaszban (27. melléklet), amely szakasz a *Chara vulgaris* előfordulási szakaszát követi. 2005-ben egyik faj sem fordult elő a területen.

### 5.1.2 Inváziós fajok helyzete a Friedberger Au vízfolyásaiban

A területen hidrofita inváziós fajok közül átokhínár fajok (*Elodea* sp.) fordulnak elő. A **kanadai átokhínár** (*Elodea canadensis* (L.) C. Rich.) első németországi előfordulását 1859-ben fedezték fel (Bolle 1865), azóta Németország minden tartományában elterjedt fajként tartják számon. A Friedberger Achban már az első 1972-es felmérés óta jelen van. A 2001-es és 2005-ös felvételek összehasonlításában relatív elterjedési hossza (Lr) 12%-kal csökkent (10. melléklet). A vízfolyás mentén azonban eltérő tendenciák tapasztalhatók. A forrásvidéken 4%-kal növelte Lr értékét (1. melléklet) a középső szakaszokon 6%-ról nullára csökkent előfordulása (4. melléklet). Az alsó szakaszokon drasztikusan, 24%-kal esett vissza Lr értéke (8. melléklet). A Forellenbach esetében 48%-ról 50%-ra nőtt ezen inváziós faj relatív elterjedési hossza (17. melléklet), és a relatív növény mennyiség (RPM) tekintetében 2005-re a vízfolyás vegetációjának 6,2%-át adja (19. melléklet). A Höhgraben vízfolyásban sem korábbi felmérők (Veit et al. 1997) sem a mi vizsgálataink nem igazolták. A Hörgelaugraben vízfolyásban 17 és 16%-os elterjedési hosszal rendelkezett a két felmérés során (31. melléklet), de becsült növénytömege nem ért el 2005-ben 2-nél magasabb értéket.

Az **aprólevelű átokhínár** (*Elodea nuttallii* (Planchon) St. John) első 1953. évi németországi megjelenéséről Wattendorf (1964) tudósít. Ekkor a Münsteri Botanikus Kert tavaiban feltehetőleg emberi behurcolás következtében jelent meg. Németország minden tartományából vannak jellemzően pontszerű előfordulási adatai. Bajorországban az igen elterjedt *Elodea canadensis*-hez képest igen kevés vízfolyásban van jelen, komoly inváziós potenciállal rendelkező fajként tartják számon (http3). A vizsgálati területen 1992 óta kizárólag a Friedberger Ach alsó szakaszaiban (4-5, 8-11 sz.) (13. melléklet) van jelen, elterjedése 2005-ben a 8-11 szakaszokra korlátozódott (14. melléklet).

A helofita inváziós fajok közül a Nyugat-európában erőteljesen terjedő **bíbor nebánsvirág** (*Impatiens glandulifera* Royle) a négy vízfolyás közül csak a Friedberger Ach mentén jelenik meg és alkot kiterjedt állományokat. Amíg 2001-ben csak két szakaszban (25 és 17 sz.) találtuk meg (13. melléklet), addig 2005-ben már kilenc szakasz felvételében (14. melléklet) fordult elő.

### 5.1.3 Vörös könyves fajok helyzete a Friedberger Au vízfolyásaiban

A **színes békaszőlő** (*Potamogeton coloratus* Hornem.) (13. ábra) Európa szerte kipusztulóban lévő hínárfajunk. Areájára vonatkozóan az irodalom sem egységes (Preston 1995, Rothmaler 1994, Roweck et al 1986). A lecsapolások és a vízszennyvezetések miatt több országban vörös listán jegyzik így van ez Németországban is, ahol erősen veszélyeztetett (2. kat.) fajként tartják számon. Egyébként kizárólag a bajor tartományban kapja meg a 2. kategóriás besorolást, minden más területen kihalt vagy kihalással veszélyeztetett kategóriába tartozik (Ludwig és Schnittler 1996), ennek ellenére sem tartományi, sem országos, nemzeti törvényi védetség alatt nem áll.

A *Potamogeton coloratus* a Friedberger Au minden vízfolyásában előfordul a hosszú távú vizsgálat sorozat kezdete óta Jellemzően oligotróf, lassú folyású pontokon rendszerint tömeges állományai figyelhetők meg. A Friedberger Ach forrásvidékén korábbi egy előfordulási szakasz mellett (44. sz.) 2001-ben új előfordulási szakaszt új vizsgálati szakaszként (51 sz.) vontunk be a felmérésbe a szerteágazó forrásvidéken (14. melléklet). A Bajor tartományban egyik legnagyobb állománya a Forellenbachban található (Kohler 1976, Roweck et al. 1986). Előfordulási szakaszain (3b-7 sz.) (20-21. melléklet) 4-5-ös becsült növénytömeggel rendelkezik és 2001-ben a vízfolyás vegetációjának 22,1%-át 2005-ben a 34,2%-át adta (19. melléklet). A Höhgraben vízfolyásban relatív elterjedési hossza közel 10%-kal csökkent 2005-ös felmérésünk alapján (24. melléklet). A *Potamogeton coloratus* állomány legdrasztikusabb változása a Hörgelaugraben esetében volt megfigyelhető. A 2001-es 15a-17 szakaszokban 2-5 közötti becsült növénytömeggel jellemezhető (34. melléklet) korábbi felmérések alapján is stabil előfordulása után 2005-ben nem volt megtalálható. Ez részben a szakaszok mentén húzódo bokrok és fasor növekvő árnyékolásának köszönhető, amely a folyamatos nyírás miatt már-már áthatolhatatlan falat képez a vízfolyás mentén.



13. ábra Színes békaszőlő (*Potamogeton coloratus* Hornem.) (Fotó: Falusi Eszter)

A szubatlanti flórelemként számon tartott **kúszó zeller** (*Apium repens* (Jacq.) Lagasca) Németországban, mint kihalással veszélyeztetett faj (1. kat.) Bajorországban tartományi szinten a kedvezőbb, erősen veszélyeztetett (2. kat.) besorolás alatt áll (Ludwig és Schnittler 1996). Állományainak védelmében így a tartomány kiemelt szerepet tölt be. A mintaterületen a Hörgelaugraben 7-8 szakaszában volt jelen 2001-ben (34. melléklet). A színes békaszőlő esetében ismertett árnyékolás növekedése és a vízfolyás esetében zajló erőteljes vízszintcsökkenésnek és kiszáradási folyamatnak is köszönhetően 2005-ben állománya nem volt igazolható.

A sűrűlevelű békaszőlő (*Groenlandia densa* (L.) Fourr.) (14. ábra) a vízminőségre és a vízminőség változására érzékeny faj. Németországban az erősen veszélyeztetett (2. kategória) fajok között tartják számon, több tartományban kihalt (0. kat.) vagy kihalással veszélyeztetett (1. kat.). A bajor tartomány területén előforduló állományai tekinthetők a legstabilabbaknak, egyedül itt kapott csak veszélyeztetett (3. kat.) besorolást (Ludwig és Schnittler 1996). Sem tartományi sem országos, nemzeti törvényi védetség alatt nem áll. A korábbi felvételezések alapján a területen minden vizsgálati évben előfordult (Veit et al. 1997), de mindig a ritka fajok közé tartozott. A Hörgelau graben vízfolyás 9. szakaszában egyszer, 1992-ben már feljegyezték, újra 2001-ben találtuk meg ugyanabban a szakaszban (34. melléklet). Azonban 2005-ben ismét nem volt megtalálható. A Friedberger Achból többször is jelezték korábban, az utolsó feljegyzési időpont szintén az 1992. év volt. Hosszú idő után 2001-ben sikerült újra jelentős egyedszámú populációját igazolni a 20, 25, 26 szakaszokban (13. melléklet). 2005-ben a korábbi 2001-es előfordulásain nem, de a 22. szakaszban megjelent (14. melléklet).



14. ábra Sűrűlevelű békaszőlő (*Groenlandia densa* (L.) Fourr.) (Fotó: Falusi Eszter)

6. táblázat A Friedberger Au vízfolyásaiban előforduló fajok listája  
(pirossal a **vörös könyves**, feketével az **inváziós** fajok kerültek kiemelésre)  
(FA1 és FA5: Friedberger Ach 2001 és 2005; FB1 és FB5: Forellenbach 2001 és 2005;  
HÖ1 és HÖ5: Höhgraben 2001 és 2005; HG1 és HG5: Hörgelaugraben 2001 és 2005)

Név	Rövidítés	FA1	FA5	FB1	FB5	HÖ1	HÖ5	HG1	HG5
Agrostis gigantea Roth	Agr gig			x					
Agrostis stolonifera L.	Agr sto	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Apium repens (Jacq.) Lagasca</b>	<b>Api rep</b>							<b>x</b>	
Berula erecta (Huds.) Coville	Ber ere	x	x	x	x	x	x	x	x
Butomus umbellatus L.	But umb		x						
Calystegia sepium (L.) R. Br.	Cal sep	x	x	x	x			x	x
Callitriche obtusangula Le Gall	Cal obt	x	x	x	x				
Carex acutiformis Ehrh.	Car acu	x	x						
Carex elata All.	Car ela	x	x	x	x		x	x	x
Carex pseudocyperus L.	Car pse							x	
Carex riparia Curt.	Car rip	x	x						
Carex vesicaria L.	Car ves	x	x						
Deschampsia cespitosa (L.) P. B.	Des ces	x	x	x	x			x	
<b>Elodea canadensis (L.) C. Rich.</b>	<b>Elo can</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>			<b>x</b>	<b>x</b>
<b>Elodea nuttallii (Planchon) St. John</b>	<b>Elo nut</b>	<b>x</b>	<b>x</b>						
Epilobium hirsutum L.	Epi hir	x	x	x	x			x	x
Equisetum arvense L.	Equ arv	x	x	x	x	x	x	x	x
Equisetum palustre L.	Equ pal			x	x	x	x		
Eupatorium cannabinum L.	Eup can			x	x	x		x	x
Filipendula ulmaria (L.) Maxim.	Fil ulm		x						
Glyceria maxima (Hartm.) Holmberg	Gly max	x	x	x	x				
Glyceria fluitans (L.) R. Br.	Gly flu	x	x	x	x			x	x
Glyceria notata Chevall	Gly not			x					
<b>Groenlandia densa (L.) Fourr.</b>	<b>Gro den</b>	<b>x</b>	<b>x</b>					<b>x</b>	
Hypericum tetrapterum Fr.	Hyp tet	x	x	x					
<b>Impatiens glandulifera Royle</b>	<b>Imp gla</b>	<b>x</b>	<b>x</b>						
Iris pseudacorus L.	Iri pse	x	x	x	x	x	x	x	x
Juncus alpinus Vill.	Jun alp		x						
Juncus articulatus L.	Jun art	x	x	x	x	x	x		
Juncus inflexus L.	Jun inf		x		x		x	x	x
Juncus conglomeratus L.	Jun con	x							
Juncus effusus L.	Jun eff								x
Juncus subnodulosus Schrank	Jun sub	x		x	x	x	x	x	x
Lemna trisulca L.	Lem tri					x			
Lemna minor L.	Lem min	x	x				x		
Lycopus europaeus L.	Lyc eur	x	x						
Lythrum salicaria L.	Lyt sal	x	x	x	x	x	x	x	x
Mentha aquatica L.	Men aqu	x	x	x	x	x	x	x	x
Molinia coerulea Mönch	Mol coe			x	x				
Molinia arundinacea (Schrank) Domin	Mol aru		x	x	x				
Myosotis scorpioides L.	Myo sco	x	x	x	x	x		x	
Myriophyllum verticillatum L.	Myr ver	x	x						
Myriophyllum spicatum L.	Myr spi	x	x						
Nasturtium officinale R. Br.	Nas off	x	x	x	x	x	x	x	x
Phalaroides arundinacea (L.) Rauschert	Pha aru	x	x	x	x	x	x	x	x
Phragmites australis (Cav.) Trin.	Phr aus	x	x	x	x	x	x	x	x
Polygonum amphibium L.	Pol amp		x						

6. táblázat (folyt.) A Friedberger Au vízfolyásaiban előforduló fajok listája  
(pirossal a **védett**, feketével az **inváziós** fajok kerültek kiemelésre)  
(FA1 és FA5: Friedberger Ach 2001 és 2005; FB1 és FB5: Forellenbach 2001 és 2005;  
HÖ1 és HÖ5: Höhgraben 2001 és 2005; HG1 és HG5: Hörgelaugraben 2001 és 2005)

Név	Rövidítés	FA1	FA5	FB1	FB5	HÖ1	HÖ5	HG1	HG5
<b>Potamogeton coloratus Hornem</b>	<b>Pot col</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	
Potamogeton berchtoldii Fieber	Pot ber	x	x						x
Potamogeton crispus L.	Pot cri	x	x			x	x		
Potamogeton pectinatus L.	Pot pec	x	x					x	x
Potentilla reptans L.	Pot rep		x	x					
Ranunculus acris L.	Ran acr	x							
Ranunculus × glueckii* A. Félix	Ran glu	x	x	x	x	x			
Ranunculus trichophyllus Chaix	Ran tri	x	x	x	x	x	x	x	
Scrophularia nodosa L.	Scr nod	x	x						
Scrophularia umbrosa Dum.	Scr umb	x	x						
Solanum dulcamara L.	Sol dul	x	x						
Sparganium emersum Rehmman	Spa eme	x	x	x	x	x	x		x
Sparganium erectum L.	Spa ere	x	x	x	x	x	x		x
Spirodela polyrhiza (L.) Schleiden	Spi pol	x							
Symphytum officinale L.	Sym off	x	x	x	x		x		x
Typha angustifolia L.	Typ ang	x	x						
Typha latifolia L.	Typ lat	x	x		x				
Valeriana officinalis L. s.str.	Val off			x					
Veronica anagallis-aquatica L.	Ver ana	x	x	x	x	x	x	x	x
Veronica anagalloides Guss.	Ver ang							x	
Veronica beccabunga L.	Ver bec	x	x	x	x				
Zannichellia palustris L.	Zan pa	x	x	x		x			
Chara hispida L.	Cha his							x	x
Chara vulgaris L.	Cha vul					x			
Fontinalis antipyretica L.	Fon ant	x	x	x	x	x	x		
Nitella opaca (C.Agardh ex Bruzelius) C.Agardh	Nit opa							x	
Riccia fluitans L.	Ric flu		x						

\*=Ranunculus circinnatus × trichophyllus (Rothmaler 1994)

#### 5.1.4 A Duna-Tisza közti csatornák florisztikai eredményei

A Duna-Tisza közti csatornarendszer egységein zajló szakasztérképezés során a két felmérési év adatai alapján a legnagyobb eltérések a három, először 1998-ban felmért csatorna esetében láthatók (7. táblázat). Jellemzően a hidrofita fajok számának csökkenése figyelhető meg (kivéve Harmincas-cs.), mellettük a helofiták esetében vannak változások (kivéve: Apaji-cs.).

7. táblázat A fajszámok alakulása a Duna-Tisza közén térképezett csatornában

(A= alga, M=moha)

Vízfolyás	Felmérés éve	Hidrofita	Amfifita	Helofita	Összesen
Duna-Tisza csatorna	2002	12	7	18	37
	2008	16	6	21	41
DVCS Dabas	2002	15	9	19	43
	2008	15	11	13	39
DVCS Szabadszállás	1998	20	14	26	60
	2008	13	10	15	38
DVCS Akasztó	2002	19	10	14	43
	2008	19	11	16	46
DVCS Baja	2002	19	11	30	60
	2008	20	12	28	60
Sós-ér (V. csatorna)	2001	17	9	21	47
	2008	17	7	15	39
Harmincas-csatorna	1998	17+1A+1M	12	28	59
	2008	18	9	11	38
Apaji-csatorna	1998	21+1A	8	13	49
	2008	12	6	13	31

A csatornák összesített fajlistájában (8. táblázat) szereplő fajok a három idegenhonos hidrofita faj (*Cabomba caroliniana*, *Elodea nuttallii*, *Pistia stratiotes*) kivételével megtalálhatók a Kiskunsági Nemzeti Park területein és a Duna-Tisza közén folytatott korábbi flóra- és vegetáció-térképezési munkák eredményeit összefoglaló műben (Szujkó-Lacza és Kováts 1993), de legtöbb esetben természetes víztestekre vonatkozóan.

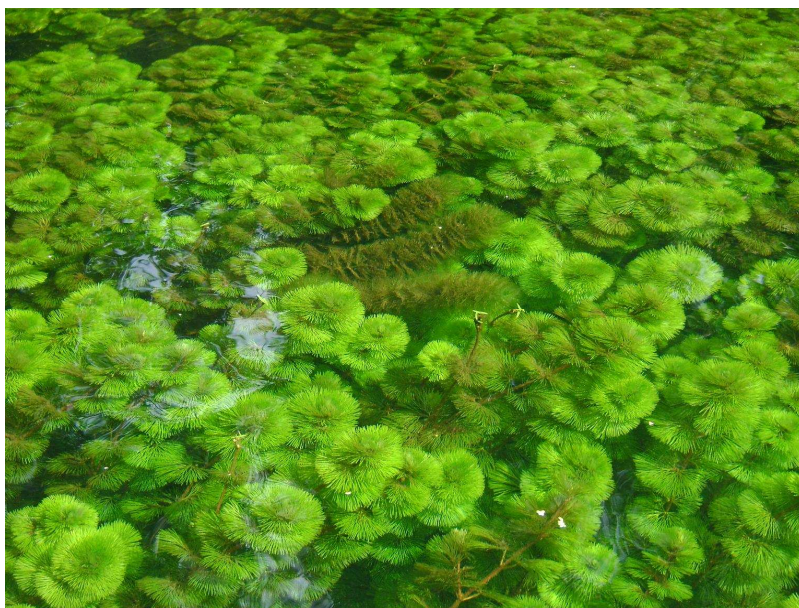
A *Ceratophyllum demersum* a vizsgált csatornák leggyakoribb hínárfaja, szinte minden vizsgált szakaszban előfordult. Az alámerült, rögzült hínárfajok közül a *Myriophyllum spicatum*, *M. verticillatum* és a *Potamogeton nodosus* mennyisége volt jelentős. A hidrofita fajokat tekintve 2008-ban két *Potamogeton* faj (*P. pusillus*, *P. trichophyllus*) és a *Najas minor* nem fordult elő. 2008-ban új fajok az idegenhonos *Pistia stratiotes* és a védett *Salvinia natans* voltak.

#### 5.1.5 Inváziós fajok helyzete a Duna-Tisza közti térképezett csatornában

A csatornarendszerben négy adventív faj fordult elő vizsgálataink során. 1998-ban a csatornák első szisztematikus szakasztérképezésekor a **karolinai tündérhínár** (*Cabomba caroliniana* A. Gray.) vonta magára a figyelmet (Köder et al. 1999, Sipos 2001). A Duna-völgyi-főcsatorna szabadszállási egységének felmérésekor az összes vizsgált szakaszban jelen volt és jellemzően 4-5-ös becsült növénytömeget ért el (58. melléklet). 2008-as vizsgálataim során magasabb becsült növénytömeget csak a Harmincas-csatorna becsatlakozása előtti 29-41. szakaszokban ért el (59. melléklet), ahol a csatorna igen lassú folyású volt, szinte visszatorlódottnak volt tekinthető. A Harmincas-csatornában 1998-ban szintén sok szakaszt (Lr 82%) (91. melléklet) népesített be magas becsült növénytömegeg (95. melléklet). Elterjedési területében a 2008-as felmérésem alapján tapasztalt csökkenése a Harmincas-csatorna elnádásodott szakaszaival (20-26 sz.) is összefüggésbe hozható (96. melléklet).

A Duna-Tisza csatornában 2002-ben két szakaszon (27, 24 sz.) volt kis becsült növénytömegű állománya (42. melléklet), 2008-ban máshol, a 34-37. szakaszig volt folyamatosan jelen (43. melléklet). A Duna-völgyi-főcsatorna Duna-Tisza csatornához csatlakozó dabasi egységét tekintve 2002-es 38%-os relatív elterjedési hossza (Lr) 2008-ra 16%-kal csökkent (46. melléklet) és becsült növénytömege sem haladta meg a 2-es értéket (51. melléklet). Délre tovább haladva az akasztói egység szakaszaiban 2002-ben a *Cabomba caroliniana* elterjedési súlypontjának vége – hasonlóan a 2008-as szabadszállási megfigyelésekhez – egy másik csatorna, a Kiskunsági-öntöző-csatorna (Kígyós-ér) becsatlakozó átvezetését (91 sz.) jelölte ki (66. melléklet). 2008-ra Lr értéke 91%-ról 14%-ra csökkent (62. melléklet) és becsült növénytömege is 1-2 között mozgott (67. melléklet). A Duna-völgyi-főcsatorna bajai vizsgálati egységében 2002-ben két szakaszban (129, 139 sz.) találtuk meg (74. melléklet) horgászhelyekhez kötődően. Relatív elterjedési hossza 2008-ra elérte a 47%-ot, relatív növénytömege azonban csak 1,7% volt (72. melléklet).

A Sipos (2001) által 1998-ban térképezett három csatorna közül az Apaji-csatorna esetében a *Cabomba caroliniana* kizárólag a Harminca-csatornához csatlakozó két torkolati szakaszban (16, 17 sz.) volt megfigyelhető (103. melléklet). 2008-ban a torkolati szakaszokba sem hatolt be (104. melléklet). A Sós-éren folyó 2001-es vizsgálat során is hasonló tapasztaltunk, de a Sós-ér esetében egyik felmérési évben sem találtuk meg a fajt még a DVCS akasztói egységéhez kapcsolódó torkolati szakaszban sem (87-88. melléklet). Ezen eredmények alapján feltételezhető, hogy a szikes területeken áthaladó közepes és kis méretű csatornák nem biztosítanak kedvező életteret ennek az agresszíven terjedő, lélegzetelállítóan impozáns állományokat alkotó (15. ábra) közép-amerikai fajnak, míg a Duna vizével közvetettebb kapcsolatban álló csatornák (Duna-Tisza-csatorna, Duna-völgyi-főcsatorna, Harminca-csatorna esetében feltehetően a nyáron igen magas víz hőmérséklet és a hínárnövényzet aratása segíti elő terjedését. Mivel jellemzően az üledékbe temetett levél nélküli szártagokkal telel át, és többnyire a vegetációs periódusban is letört szár, illetve rizómadarabokkal terjed (Steták 2004). A hajtásdarabok akár 6-8 hétig is túlélnek a vízben lebegve, ezért a rendszeres aratású területeken igen nagy terjesztési segítséget kap. A Duna-Tisza közti csatornarendszert emellett a számára kedvező iszapos aljzat jellemzi és mélysége a kedvező 3 m-t sem haladja meg. Szárazföldi alakja nincs, de a vízszint ingadozását jól tűri, ezért kitűnően adaptálódott a csatornák éves szinten is változó vízállási viszonyaihoz. Sipos (2001) és Steták (2007) vizsgálatai alapján Király (2009) a Duna menti síkság csatornáiban meghonosodottnak tekinti. 2008. évi elterjedését a vizsgált csatornában a 17. és 18. ábra mutatja.



15. ábra A karolinai tündérhínár (*Cabomba caroliniana* A. Gray) kiterjedt állománya 2008-ban a Duna-völgyi-főcsatorna bajai szakaszán (139 sz.)(Fotó: Falusi Eszter)



Már az 1998-as felmérés során is mindhárom csatornában gyakori volt az **aprólevelű átokhínár *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John**, özönfaj is. Tömegesen a horgászok által sokat bolygatott területeken jelenik meg, a sekélyebb vizet kedveli. A Duna-Tisza csatorna kedvelt horgászvíz, amit a faj 70 és 60%-os relatív elterjedési hossza is mutat (38. melléklet). Lr értékének 51%-os csökkenését a Duna-völgyi-főcsatorna (DVCS) szabadszállási egységén tapasztaltuk (54. melléklet), ahol igen nagy növénytömegben voltak jelen a lebegőhínár tagjai. A DVCS akasztó egységén 2002-ben jellemzően az Akasztó település melletti és alatti szakaszokban volt jelen (66. melléklet), 2008-ban az Akasztótól északra fekvő legeltetett területekhez kapcsolódó, az állatok által folyamatosan taposott itató szakaszokban (73-83 sz.) találtam meg (67. melléklet). A DVCS bajai egysége esetében települések sora mellett elhaladva jutunk el a torkolathoz (73. térkép). Ezek a szakaszokon az *Elodea nuttallii* 20%-ról 40%-ra növelte relatív elterjedési hosszát. A Magyarországon először 1992-ben jelzett faj a vizsgált csatornák mindegyikében mindkét vizsgálati évben megtalálható volt.

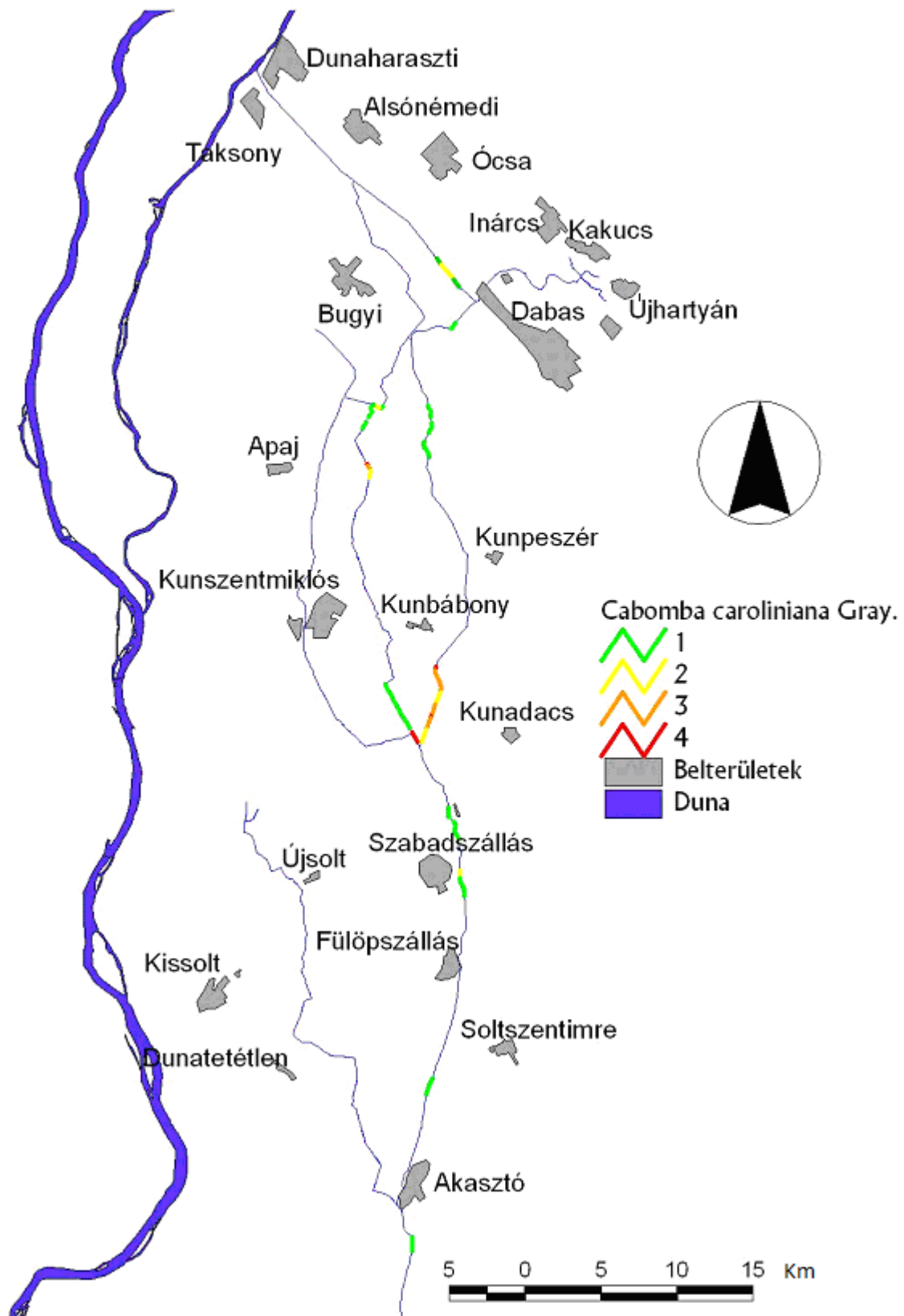
A 2008. évi felmérés során új adventív fajként a **kagylótutaj (*Pistia stratiotes* L.)** (16. ábra) jelent meg a Duna-Tisza csatornában (2-3, 7 sz.) (43. melléklet) a Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág felől. Szóbeli közlések alapján a 2007-es évben komoly borítással nem kevés nehézségeket okozott (Horgászegyesület ex verb.). Ezen faj magyarországi vizekben való jelenlétét már Szabó (1997) is hasonló tendenciával említi melegvízi növényfajok hévízi előfordulásait összefoglaló művében, és virágzó példányokról is beszámol. Felszaporodása esetén a vízfelszín gyakorlatilag hermetikusan lezárja úszó rozettáival és dús járulékos gyökérzetével, hipo- vagy anoxiás körülményeket létrehozva. Visszaszorítása nagy gondot okozott Hévízen is éppúgy, mint a Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág esetében. Király (2009) is alkalmi kivadulású és időszakosan tömeges előfordulású fajként írja le. A csatornarendszerben további terjedése várható!



16. ábra A kagylótutaj (*Pistia stratiotes* L.) a Duna-Tisza csatornából (Fotó: Falusi Eszter)

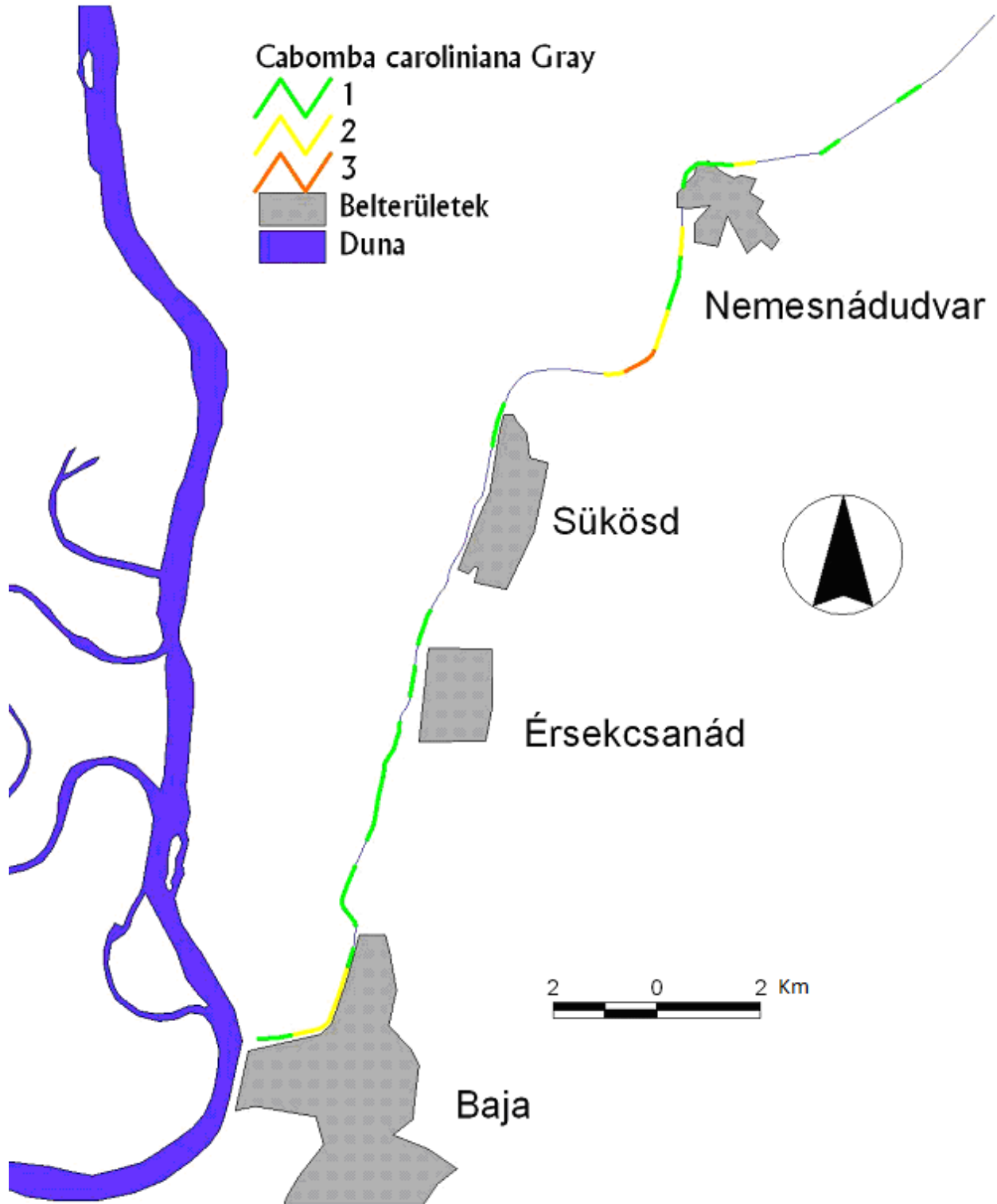
A Sós-ér (87-88. melléklet) és az Apaji-csatorna (103-104. melléklet) mentén nagyobb állományokban fordul elő a **rizsgyékény (*Typha laxmannii* Lepech.)**. A Harmincas-csatorna 1 szakaszából 1998-ból Sipos (2001) közli. A rizsgyékény a rizstermesztés során került a Tiszántúlra, ahol a rizsföldeken és a kapcsolódó csatornák mentén alkotott nagyobb állományokat (Boros 1960, Ubrizsy 1948). Terjedésére vonatkozóan Magyarországon Priszter (1962) hívta fel a figyelmet. Kish és Oleksyk (2000) a faj Délkelet-Európa felőli terjedési útvonalaának a Duna mentét határozták meg. A növény az 1990-es években már a Bükk és Mátra között húzódo területekre is bekerült (Penksza ex verb.). Simon (2000) már a Mezőföldről is említi, Toldi (1999) Gyékényesről jelzi. Király et al. (2009) szerint spontán terjedését kertészeti alkalmazása segíthette, és új előfordulásait közlik az Ikva- és a Mosoni-síkról.

# A *Cabomba caroliniana* Gray 2008. évi adatainak térképi megjelenítése I.



17. ábra A karolinai tündérhínár (*Cabomba caroliniana* Gray) elterjedési térképe (észak)

## A *Cabomba caroliniana* Gray 2008. évi adatainak térképi megjelenítése II.



18. ábra A karolinai tündérhínár (*Cabomba caroliniana* Gray) elterjedési térképe (dél)

### 5.1.6 Védett és ritka fajok helyzete a Duna-Tisza közti térképezett csatornában

Jelentős eredménynek számít, hogy négy védett faj (13/2001. (V. 9.) Korm. Rendelet) is megfelelő életteret talált a csatornarendszerben. A területen előforduló egyik növényfaj sem tartozik a NATURA 2000-es jelölőfajok közé (275/2004. (X.8) Korm. rendelet), valamint a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer korlátozott monitorozási programjában sem szerepelnek (Török 1997).

A **fehér tündérrózsa** (*Nymphaea alba* L.) szórványosan az ország egész területén megtalálható (Farkas 1999). Simon (2000) az Alföldön gyakorinak tekinti. Továbbá nemcsak védett, de állapota veszélyeztetettség közeli és ugyanakkor potenciálisan veszélyeztetett is (Király 2007). Duna-Tisza csatorna 26. szakaszában (42-43. melléklet), a Duna-völgyi-főcsatorna akasztói egységének 83. szakaszában (66-67. melléklet) és bajai egységének 132-133, 137, 141 szakaszaiban (74-75. melléklet) mindkét felmérés során azonos becsült növénytömeggel rendelkezett. 1998-ban sem az Apaji- sem a Harmincas-csatornából nem jelezte Sipos (2001). 2008-ban a Harmincas-csatorna 44. (96. melléklet) és az Apaji-csatorna 13. szakaszában találtam meg (104 melléklet).

A **sulyom** (*Trapa natans* L.) a vizsgált területünkön nem jellemző, országunk keleti és délnyugati részén található meg (Farkas 1999). Magyarországon védett, de nem veszélyeztetett növényfajként van számontartva (Király 2007). A DVCS szabadszállási egységének 1998-as felmérésekor Sipos (2001) négy szakaszból (53, 59, 61, 63 sz.) jelezte, 2008-ban előfordulását egyik szakaszban sem tudtam igazolni. Ezzel szemben a Duna-völgyi-főcsatorna akasztói egységében relatív elterjedési hossza a két felmérés eredményeinek tekintetében 30%-kal nőtt, de relatív növéymennyisége csak 1,3%-ot ér el (64. melléklet). A 139-140 szakaszok kiöblösödő bal partja mentén 2002-ben becsült növénytömege 3-4-es értékű volt (74 melléklet). 2008-ban három új előfordulási szakaszában (138, 147, 164 sz.) és korábbi szakaszaiban is 1-2-es értéket kapott. A Harmincas-csatornában 1998-ban még 13%-os Lr értékkel (91. melléklet) rendelkezett a *Trapa natans*, azonban 2008-ban csak a 2-3, 9. szakaszokban volt jelen (96. melléklet). Az Apaji-csatorna vizsgált egységében a már 1998-ban magas relatív elterjedési hosszát tovább növelve 2008-ban a vizsgált szakaszok viszonyában 75%-ban volt jelen. A csatornarendszerben jellemzőn a kiszélesedő szakaszokban megfelelő életteret talál, a Sós-ér vizsgált szakaszaiban nincs jelen.

A **rucaöröm** (*Salvinia natans* (L.) All.) az irodalmak alapján az általunk vizsgált területen nem jellemző és főleg a Dráván, valamint a Tiszán fordul elő (Farkas 1999). Simon (2000) az Alföld és Dél-Dunántúl ártereiről írja. Király (2007) szerint hazánkban védett, de nem veszélyeztetett állapotú. A területen folyt korábbi 1998-as, 2001-es és 2002-es felmérésekhez (Sipos et al. 2003a, 2003b) képest 2008-ban újonnan jelent meg a Sós-éren a Nagy-érrel való összeköttetéstől (41-52 sz.) (88. melléklet) rögtön 28% relatív elterjedési hosszal (83. melléklet) és a Duna-völgyi-főcsatorna bajai szakaszán (144 sz.) (75. melléklet).

A **kálmosnak** (*Acorus calamus* L.) a Dráva mentén jelentős állományai találhatók, ugyanakkor az Alföldön ritkának tekinthető (Farkas 1999, Simon 2000). Noha neofita növény, valószínűleg a 19. század előtt meghonosodott az országban és határozottan visszaszoruló tendenciát mutat (Király 2007). Simon (2000) szerint is a Duna-Tisza közéről ritkán jelzett fajnak tekinthető. 2002-ben megtalált előfordulási helyét 2008-ban is igazoltuk a Duna-Tisza csatorna 16. szakaszában (42-43. melléklet) és 2008-ban megtaláltuk Duna-völgyi-főcsatorna bajai egységének 111. szakaszán (75. melléklet).

A területet átszelő csatornarendszerben a védett növényfajok mellett a hazai viszonyok között ritka faj, a **hosszú palka** (*Cyperus longus* L.) is megfelelő életkörülményekre talált, ami ezen a területen kívül Simon (2000) szerint Tatán fordul elő. Király (2009) emellett a Balaton partjáról és a Baranyai-dombságról is írja, és eltűnőben lévő fajnak értékeli. Stabil állománya a Duna-völgyi-főcsatorna bajai egységének 168-as szakaszában van (75. melléklet).

## 8. táblázat A Duna-Tisza közti csatornarendszer vizsgált csatornáiban előforduló fajok listája

(pirossal a **védett**, feketével az **inváziós** fajok kerültek kiemelésre)

(DT2 és DT8: Duna-Tisza csatorna 2002 és 2008; DV98/2 és DV8: Duna-völgyi-főcsatorna 1998/2002 és 2008; S1 és S8: Sós-ér 2001 és 2008; A98 és A8: Apaji-csatorna 1998 és 2008; H98 és H8: Harmincas-csatorna 1998 és 2008)

Név	Rövidítés	DT2	DT8	DV 98/2	DV8	S1	S8	A 98	A8	H 98	H 8
<b>Acorus calamus L.</b>	<b>Aco cal</b>	<b>x</b>	<b>x</b>		<b>x</b>						
Agrostis stolonifera L.	Agr sto			x	x	x		x		x	
Alisma lanceolatum With.	Ali lan			x	x						
Alisma plantago-aquatica L.	Ali pla	x	x	x	x	x	x	x		x	
Berula erecta (Huds.) Coville	Ber ere	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bidens tripartita L.	Bid tri		x	x	x			x		x	
Bolboschoenus maritimus (L.) Palla	Bol mar			x	x	x	x	x	x	x	x
Butomus umbellatus L.	But umb	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Cabomba caroliniana A. Gray</b>	<b>Cab car</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>			<b>x</b>		<b>x</b>	<b>x</b>
Calystegia sepium (L.) R. Br.	Cal sep	x	x	x	x	x		x	x	x	
Carex spp.	Car cf/sp			x	x		x				
Carex elata All.	Car ela		x							x	
Carex pseudocyperus L.	Car pse		x							x	
Carex riparia Curt.	Car rip							x		x	
Carex vesicaria L.	Car ves							x		x	
Carex vulpina L.	Car vul					x	x			x	
Ceratophyllum demersum L.	Cer dem	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ceratophyllum submersum L.	Cer sub			x						x	
Cyperus longus L.	Cyp lon			x	x						
Elaeagnus angustifolia L.	Ele ang					x					
Eleocharis palustris (L.) R. et Sch.	Ele pal			x	x	x		x	x		
<b>Elodea nuttallii (Planchon) St. John</b>	<b>Elo nut</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>
Epilobium hirsutum L.	Epi hir	x	x	x	x					x	
Equisetum palustre L.	Equ pal			x						x	
Eupatorium cannabinum L.	Eup can	x		x	x						
Galium palustre L.	Gal pal	x	x	x	x			x		x	
Glyceria maxima (Hartm.) Holmberg	Gly max	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Hydrocharis morsus-ranae L.	Hyd mor	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Iris pseudacorus L.	Iri pse	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Juncus articulatus L.	Jun art			x	x	x		x			
Juncus conglomeratus L.	Jun con					x					
Lemna gibba L.	Lem gib		x		x			x	x		
Lemna minor L.	Lem min	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Lemna trisulca L.	Lem tri			x	x	x	x	x	x	x	x
Lycopus europaeus L.	Lyc eur	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Lysimachia nummularia L.	Lys num			x						x	
Lysimachia vulgaris L.	Lys vul	x	x	x	x					x	
Lythrum salicaria L.	Lyt sal	x	x	x	x	x	x			x	x
Mentha aquatica L.	Men aqu			x	x	x	x	x	x	x	x
Myosotis scorpioides L.	Myo sco	x	x	x	x	x	x	x		x	x
Myriophyllum spicatum L.	Myr spi	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Myriophyllum verticillatum L.	Myr ver		x	x	x	x	x	x		x	x
Najas marina L.	Naj mar	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Najas minor All.	Naj min			x							
Nuphar lutea (L.) Sm.	Nup lut			x	x						
<b>Nymphaea alba L.</b>	<b>Nym alb</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>				<b>x</b>		<b>x</b>

8. táblázat (folyt.) A Duna-Tisza közti csatornarendszer vizsgált csatornáiban előforduló fajok listája  
(pirossal a **védett**, feketével az **inváziós** fajok kerültek kiemelésre)

(DT2 és DT8: Duna-Tisza csatorna 2002 és 2008; DV98/2 és DV8: Duna-völgyi-főcsatorna 1998/2002 és 2008; S1 és S8: Sós-ér 2001 és 2008; A98 és A8: Apaji-csatorna 1998 és 2008; H98 és H8: Harmincas-csatorna 1998 és 2008)

Név	Rövidítés	DT2	DT8	DV 98/2	DV8	S1	S8	A 98	A8	H 98	H8
Phalaroides arundinacea (L.) Rauschert	Pha aru			x	x						
Phragmites australis (Cav.) Trin.	Phr aus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Poa palustris L.	Poa pal			x	x						
<b>Pistia stratiotes L.</b>	<b>Pis str</b>		<b>x</b>								
Polygonum amphibium L.	Pol amp			x	x			x		x	x
Polygonum hydropiper L.	Pol hyd	x	x	x	x		x		x		x
Polygonum lapathifolium L.	Pol lap			x							
Potamogeton berchtoldii Fieber	Pot ber							x			
Potamogeton crispus L.	Pot cri	x	x	x	x	x	x	x		x	x
Potamogeton nodosus Poir.	Pot nod		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Potamogeton pectinatus L.	Pot pec	x	x	x	x	x	x	x		x	x
Potamogeton perfoliatus L.	Pot per	x		x	x	x	x	x		x	x
Potamogeton trichoides Cham. et Schlechtd.	Pot tri			x							
Ranunculus circinnatus Sibth.	Ran cir			x	x	x	x	x		x	x
Ranunculus repens L.	Ran rep			x							
Rorippa amphibia (L.) Bess.	Ror amp			x							
Rumex conglomeratus Murr.	Rum con			x	x	x					
Rumex crispus L.	Rum cri					x	x				
Rumex hydrolapathum Huds.	Rum hyd	x	x	x	x			x	x	x	x
Rumex palustris Sm.	Rum pal			x	x	x		x		x	
Sagittaria sagittifolia L.	Sag sag	x		x	x					x	x
<b>Salvinia natans (L.) All.</b>	<b>Sal nat</b>				<b>x</b>		<b>x</b>				
Schoenoplectus lacustris ssp. lacustris (L.) Palla	Sch lac	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Schoenoplectus lacustris ssp. tabernaemontani (C. C. Gmel.) Palla	Sch tab					x		x	x	x	
Scrophularia umbrosa Dum.	Scr umb			x	x						
Scutellaria galericulata L.	Scu gal	x	x	x	x					x	
Sium latifolium L.	Siu lat	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Solanum dulcamara L.	Sol dul	x	x	x	x	x	x			x	x
Sparganium emersum Rehmann	Spa eme			x	x	x	x			x	
Sparganium erectum L.	Spa ere	x	x	x	x	x	x		x	x	x
Spirodela polyrhiza (L.) Schleiden	Spi pol	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Stachys palustris L.	Sta pal	x	x	x	x					x	
<b>Trapa natans L.</b>	<b>Tra nat</b>			<b>x</b>	<b>x</b>			<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>
Typha angustifolia L.	Typ ang	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Typha latifolia L.	Typ lat		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<b>Typha laxmannii Lepechin</b>	<b>Typ lax</b>					<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	<b>x</b>	
Utricularia vulgaris L.	Utr vul			x	x	x	x			x	
Veronica anagallis-aquatica L.	Ver ana			x		x				x	
Zannichellia palustris L.	Zan pal		x	x	x						x
Chara vulgaris L.	Cha vul							x			
Riccia fluitans L.	Ric flu					x	x			x	

## 5.2 A Friedberger Au vízfolyásainak vegetációja

### 5.2.1 Friedberger Ach

A Friedberger Ach jellege a folyása során erősen változik, ezért a következő három nagy egységre tagolva kerül tárgyalásra: forrásvidék (35-49, 51 szakasz), középső egység (20-34a szakasz) és alsó egység (1-19 szakasz /sz./).

#### Friedberger Ach forrásvidéke (51, 49-35 sz.) (1-3., 13-14. melléklet)

Az elterjedési diagram és a relatív elterjedési hossz alapján a forrásvidéken a 44. szakaszban a *Potamogeton coloratus* elterjedése a korábbi adatokhoz (Veit et al. 1997) hasonlóan stabil volt. 2001-ben a faj újabb előfordulását is megtaláltuk és külön, új szakaszként (51 sz.) bevontuk a vizsgálatba. Ebben a szakaszban a faj 2005-ben is előfordult, ráadásul nagyobb becsült növénytömeggel. A *Juncus articulatus* 2001-ben, mint új faj került elő, ezzel váltva az oligotróf vizet jelző, korábbi évtizedekben a forrásvidéken tömeges állományú *Juncus subnodulosus*-t, ami a felmérési évek adatai alapján 2005-re fokozatosan el is tűnt a területről. A *Potamogeton berchtoldii* a korábbi állományait megtartva újabb szakaszokat (35a, 46 sz.) is meghódított. Növekvő relatív elterjedési hosszal rendelkezett a hidrofiták másik két képviselője is, a *Lemna minor* (+3%) és az *Elodea canadensis* (+4%). Ezzel ellentétesen az amfifiták (*Agrostis stolonifera*, *Berula erecta*, *Myosotis scorpioides*, *Nasturtium* spp., *Veronica anagallis-aquatica*) vesztettek elterjedési területükből. A 2001-ben, hosszabb idő után újra megjelenő *Ranunculus trichophyllus* igen stabil elterjedést mutatott. A 2005-ös felvételben a *Potamogeton crispus* korábbi (1996-os), pontszerű előfordulási helyein jelent meg újra.

A *Callitriche obtusangula* 2001-ben már csak pontszerűen található meg és 2005-ben már nem is fordult elő. Az eutrofizálódás mellett alapvetően a bolygatást is jelezte az *Elodea canadensis*. A faj RPM értéke 2005-ben már meghaladja az 1 %-ot (2,3%), valamint új szakaszon is megjelent (35a sz.). A 44. szakaszban a *Potamogeton coloratus*val együtt fordult elő (19. ábra).



19. ábra Színes békaszölvő (*Potamogeton coloratus*) és kanadai átokhínár (*Elodea canadensis*) együttes megjelenése (Fotó: Falusi Eszter)

A relatív növény mennyiség (RPM) alapján az amfifiták jelentősége a térségben nagy volt, 1978-tól egyre magasabb értékekkel rendelkeztek (Veit et al. 1997). 2001-ben becsült növény mennyiségük is magas volt. A relatív növény mennyiségből a *Berula erecta* (16,8%) és a *Phalaris arundinacea* (19,2%) adta az értékek döntő hányadát. Az átlagos mennyiségi indexek (MMT és MMO) alakulásából látható, hogy ezen két faj esetében az értékek közel állnak egymáshoz, tehát a vízfolyást végigkövették és folyamatosan viszonylag nagy mennyiségben voltak jelen. A többi amfifita, mint a *Myosotis scorpioides*, a *Nasturtium officinale* et *microphyllum* és a *Veronica anagallis-aquatica* – noha a Friedberger Ach felső szakaszain nagyobb az állományuk – nem mutattak szabályos mintázatot, előfordulásuk változó volt.

Az amfifita fajok közül kiemelendő a *Mentha aquatica*, ami erősen visszaszorult 1996 óta a Friedberger Achban, kizárólag a forrásvidéken őrizte meg állományait. A helofiták nagy változatossággal jelentek meg, de a nád (*Phragmites australis*) az egész forrásvidéken összefüggő állományokat alkotott.

### Friedberger Ach középső egység szakaszai (34a-20 sz.) (4-6., 13-14. melléklet)

A középső egység szakaszain érte a folyót a legnagyobb terhelés. Friedberg város szennyvizének bevezetése következtében 4-5 km-nyi területen hiányzott a makrofita növényzet. A szennyvíz bevezetését 1974-ben szüntették meg, amit a növények visszatelepülése követett (Kohler és Schiele 1985, Veit et al. 1997).

A régi szennyvíz-bevezetés (34a sz.) közvetlen környezetében a 2001-es *Ranunculus trichophyllus* előfordulásáig nem volt hidrofita faj a vízfolyásban. A faj 2005-ben már nem fordult elő a szakaszban. A szennyvíz-bevezetéstől távolabbi szakaszokat (28-18 sz.) 1996-ra a növényzet visszatelepülése jellemzi. Az 1970-es években még nagy mennyiségben előforduló *Elodea canadensis* a 2001-es vizsgálatra kevés szakaszban maradt meg. A 2005-ös térképezés során egyetlen kis állományát találtuk a területen (18 sz.). A megelőző vizsgálati években részben a *Myriophyllum spicatum* majd a *Myriophyllum verticillatum* foglalta el a helyét az évek során (Kohler és Schiele 1985, Veit et al. 1997). A két süllőhínár faj 2005-re elterjedési szakaszait és növény mennyiségét is növelte. A vizsgálat utóbbi 10 évében a süllőhínár fajok mellé felzárkózva a *Potamogeton berchtoldii*, a *Potamogeton pectinatus* és a *Potamogeton crispus* több szakaszon jelent meg újra. A vízminőség javuló tendenciáját mutatja az is, hogy a *Groenlandia densa* 2001-ben megjelent a területen (20, 25, 26 szakaszban), majd 2005-ben a korábbi 2001-es előfordulásain nem, de a 22. szakaszban előfordult.

Az amfifiták hamar betelepültek a szakaszokba. 1978-ra a *Phalaris arundinacea*, a *Myosotis scorpioides*, a *Veronica anagallis-aquatica* egyformán elterjedt volt (Veit et al. 1997). Állományukat a 2001-es felméréskor is stabilan megőrizték. A *Nasturtium officinale* et *mycrophyllum* gyakorisága a korábbi felvételekben nagyon változó. Pontszerű elterjedésű fennmaradása bizonytalan. A területen a felső egység szakaszaival ellentétben a *Berula erecta* állománya alig jelentős, és 2005-re elterjedési területéből is sokat veszített. A *Glyceria maxima* 72%-ra növelte relatív elterjedési hosszát.

Az egyes fajok relatív növény mennyiségét (RPM) figyelemmel kísérve megállapítható, hogy a domináns amfifita fajok (*Phalaris arundinacea*, *Agrostis stolonifera*) mellett 2005-ben a *Myriophyllum* fajok és a *Potamogeton berchtoldii* is hasonló megjelenési típust képviseltek.

Az RPM értékelésnél már említett amfifita fajok rendelkeztek folyamatos elterjedési mintázattal a középső egység szakaszainak esetében. A magasabb RPM értékkel rendelkező hidrofita fajokra (*Myriophyllum* spp., és *Potamogeton* spp.) pontszerű előfordulás volt jellemző, de ott nagy növény tömeggel.



### Friedberger Ach alsó egységének szakaszai (19-0 sz.) (7-9., 13-14. melléklet)

A Friedberger Ach alsó egységének a szakaszaiban a hosszútávú vizsgálatok adatait (Veit et al. 1997) tekintve viszonylagos állandóság tapasztalható. A helofita fajok listája és előfordulása 1972 óta szinte változatlan. Az *Epilobium hirsutum*, a *Glyceria maxima*, az *Iris pseudacorus* számos szakaszon át népesítik be a vízfolyás partjait. Hasonló stabilitás tapasztalható az alsó szakaszokon előforduló fajok 2001-es és 2005-ös relatív elterjedési hosszainak vizsgálatakor. Erőteljes csökkenés csak az *Elodea canadensis* és a *Spirodela polyrhiza* fajoknál tapasztalható. Eutrofizálódott vizet jeleznek és közel állandó elterjedésűek voltak a vízfolyásban a *Myriophyllum spicatum*, a *M. verticillatum* és a *Callitriche obtusangula*. Az *Elodea canadensis* mellett az 1992-es felvételezéstől kezdve egy kisebb foltban, a szintén adventív *Elodea nuttallii* is megjelent a vizsgált területen (8-11 sz.). Állománya azóta is stabilnak mondható.

A dominancia viszonyokat is jelző RPM diagramon mindkét évben a *Potamogeton pectinatus* állt az első helyen, és 2005-ben már a teljes növénytömeg egyharmadát tette ki. A *Zannichellia palustris* több szakaszban összefüggő sávokat alkotott. A *Ranunculus glueckii* és a *Berula erecta* veszített részesedéséből a legtöbbet a területen előforduló fajok közül a két vizsgálati év összehasonlításában. A torkolat felé haladva a nagyobb vízmélység következtében egyre inkább a hidrofíták növekvő mennyisége jellemző. A vízfolyás alsó egységeiben az amfifita fajok nem játszanak jelentős szerepet, de állandó kísérői a vízfolyásnak (*Myosotis scorpioides*, *Agrostis stolonifera*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Phalaris arundinacea*). 2001-ben az MMT/MMO szempontjából a második típusba soroltuk a *Potamogeton pectinatus*, a *Ranunculus*×*glueckii*, a *Berula erecta* és a *Zannichellia palustris* fajokat. Ezek a növények magas MMO és alacsony MMT értékkel rendelkeznek, ami azt jelenti, hogy előfordulásuk foltszerű, kevés vizsgálati szakaszban vannak jelen, de ott tömegesen. Ezen mintázat 2005-re a *Ranunculus*×*glueckii* és a *Berula erecta* esetében megváltozott, ahogy az RPM diagram is mutatja mennyiségük erőteljesen csökkent.

### Friedberger Ach összes térképezett szakasza (10-14. melléklet)

A Friedberger Achban előforduló hidro- és amfifita fajok elterjedési hosszának változását összefoglalva erőteljes csökkenés mutatható ki az *Elodea canadensis*, *Ranunculus*×*glueckii*, *groenlandia densa* és a *Spirodela polyrhiza* esetében. Növekedés tapasztalható a *Potamogeton berchtoldii* és a *Glyceria maxima* fajoknál.

A Friedberger Ach szakaszainak együttes RPM diagramját tekintve a hidro- és amfifita fajok egyenletes részesedéssel jelentkeznek. A 2005-ös felvételekben a semleges kísérő fajok (*Ranunculus* spp. *Berula erecta*) egységes és erőteljes visszaszorulása határozottan megfigyelhető. Az eutróf vizekre jellemző *Zannichellia palustris* százalékos értékében nem változott, de 2005-ben a második legnagyobb tömegben előforduló hidrofita faj volt. Mindkét tendencia hasonló a Friedberger Ach alsó szakaszainak változásaihoz. Ennek oka, hogy az alsó szakaszokon nagyobb becsült növénytömeggel rendelkező fajok az egész vízfolyás növénytömegéből jelentősebb részesedést adtak. Ez eredményezi, hogy az értékeléskor változásuk nagyobb súllyal szerepel a diagramon. A középső szakaszokon a terhelés alóli felszabadulás következtében felmérési évenként növekvő becsült növénytömegű süllőhínár fajok (*Myriophyllum spicatum* és *M. verticillatum*) együttes magasabb értéke is az eutróf fajok előretörésének tendenciáját támasztaná alá, noha külön vizsgálva a vízfolyás három egységét, éppen ellenkezőleg a középső szakaszokon a javulás jeleként értékelhetők.

A *Potamogeton coloratus* és *P. berchtoldii* mennyiségének növekedése jellemző, de az elterjedési diagramot és az MMT/MMO diagramot is értékelve csak a korábbi előfordulási szakaszain nőtt a becsült értékük, új szakaszokban nem jelentek meg, így a vízfolyás egészét vizsgálva nem jelzik a vízminőség változását. Az elterjedési mintázatokat vizsgálva (MMT/MMO diagram) egyedül az amfifita *Phalaris arundinacea*-ról mondható el, hogy az egész vízfolyás mentén viszonylag állandó növénytömeggel kíséri a partokat.

### 5.2.2 Forellenbach (17-21. melléklet)

A Forellenbach vegetációját döntően a *Potamogeton coloratus* és a *Mentha aquatica* határozta meg korábban (Veit et al. 1997), valamint a 2001-es és 2005-ös felmérések alapján egyaránt. A *Potamogeton coloratus* a forrásvidék és Dickelsmoor között (4-7 sz.) már a vizsgálatok kezdete óta uralta a területet, relatív növény mennyisége 22-34% között mozgott. Szintén stabil elterjedési képet mutatott a *Juncus subnodulosus* és a *Mentha aquatica* is a vízfolyásban. Az RPM tekintetében következő hidrofita faj mindkét utolsó vizsgálati évben az *Elodea canadensis* (4 és 6 %). Noha a relatív elterjedési hosszokat elemezve az *Elodea canadensis* a vízfolyás szakaszainak felében jelen van, és nem alkot igazán nagy növény tömeget, az elterjedési súlypontja a *Potamogeton coloratus* állományával esik egybe. A *Callitriche obtusangula* a torkolati szakaszokban (1-2. sz.) jelenik meg kizárólag.

A 2001-ig állandó elterjedéssel és becslési értékkel rendelkező *Nasturtium officinale* et *microphyllum* és *Veronica anagallis-aquatica* (Veit et al. 1997) RPM értéke a 2005-ös évre közel 10%-kal lecsökkent, ezáltal a 2001-ben még egyenletes elosztású, 10-15% között mozgó jelentősen fajgazdag amfifita szekció két részre vált és 2005-re a *Mentha aquatica* erőteljes dominanciája (22,8%) vált jellemzővé. A *Mentha aquatica* arányának növekedése a *Potamogeton coloratus* mennyiségének párhuzamos növekedésével a Forellenbach vízminőségének javulását jelezte. A *Juncus articulatus* hosszú idő után 2001-ben újból megjelent a területen és 2005-ben is előfordult, viszont a *Groenlandia densa*-t 2001-ben és 2005-ben is hiányzott a területen előforduló fajok közül.

A forrásvidék (11-8. sz.) szakaszaiban hidrofita faj nem fordult elő. A forrásvidék és a későbbi egység (7-3b. sz.) szakaszaiban az amfifiták elterjedésében nagy volt a hasonlóság. A helofiták nem mutattak szabályos elterjedési mintázatot. A felmérési időszakokban különböző helyeken, különböző mennyiségben fordultak elő.

### 5.2.3 Höhgraben (24-28. melléklet)

A Höhgraben hidrofita vegetációjában a *Potamogeton coloratus*, a *Ranunculus trichophyllus* és a *R. ×glueckii* domináltak. A *Potamogeton coloratus* a 13a és a 12. szakaszban 2001-ben újra jelen volt, de RPM részesedési értékei folyamatosan csökkentek. Relatív növény mennyisége 1996-hoz képest a felére csökkent, az 1972-es térképezés 20,4%-os értékéhez viszonyítva pedig a tizedére (Veit et al. 1997). Ez a tendencia 2001 és 2005 között is tapasztalható volt (2,4%-ról 1,1%-ra). 2005-re azonban nem csak a *Potamogeton coloratus*, hanem a *Juncus subnodulosus* előfordulási szakaszainak száma is csökkent. A *Ranunculus ×glueckii* faj 2005-ben hiányzott a területről. A *Ranunculus trichophyllus* 2001-ben még számottevő állományt alkotott az 5-8. szakaszokon, viszont 2005-re állománya csökkent. Az MMT/MMO értékek körvonalazzák, hogy a hidrofíták csupán egy kis területre (9-4a sz.) koncentrálnak, itt a két *Ranunculus* spp. igen magas MMO értéket ért el. A vízfolyás vegetációjában a *Berula erecta*, a *Mentha aquatica* és a *Phalaris arundinacea* uralkodott a mindkét felmérés idején. A hidrofíták előfordulása még 2001-ben néhány szakaszon jelentős volt, de főleg a felsőbb szakaszokon az 1996 óta zajló kiszáradási folyamat (20. ábra) miatt állományuk csökkent. 2005-ben már az alsóbb szakaszok is kiszáradtak (4a-1a sz.).

2001-es felmérésünk eredményei alapján a patak flórájában jelentős változások történtek. A *Lemna trisulca* új fajként jelent meg 2001-ben, négy szakaszban fordult elő. Azonban 2005-ben már nem volt jelen a vízfolyásban. A patakból 2001-ig a *Fontinalis antipyretica* (12, 13a sz.), a *Veronica anagallis-aquatica* (ami 2001-ben szinte az egész vízfolyásban elterjedt lett) és a *Myosotis scorpioides* (2 sz.) is hiányzott. Szintén a 13a szakaszban volt a *Nitella opaca* új termőhelye 2001-ben. A 2005-ös felmérés során az új fajok közül mindössze a *Fontinalis antipyretica* őrizte meg jelenlétét a vízfolyásban. Az utoljára 1982-ben megtalálható *Chara vulgaris* faj 2001-ben újra megjelent a területen, 2005-ben pedig újra eltűnt.

#### 5.2.4 Hörgelaugraben (31-35. melléklet)

A mühlhauseni repülőtér alatt eredő Hörgelaugraben vízfolyásban 2001-ben a hidrofíták nagyobb fajszámban a forrásvidéken (17-15 sz.) és a középső folyószakaszokon (11-7 sz.) voltak jellemzőek. A *Potamogeton coloratus* a forrásvidék szakaszaiban fordult elő nagyobb mennyiségben. 2005-re azonban a *Groenlandia densa*-val, az *Apium repens*szel és a *Juncus articulatus*szal együtt eltűnt a vízfolyásból. A *Potamogeton berchtoldii* noha 2001-ig folyamatosan jelen volt a vízfolyásban, 2001-ben nem volt előfordulása a területen, de 2005-ben 1996-os élőhelyeinek egy részén újra megjelent. 2005-re három hidrofita faj volt jelen mindössze a vízfolyásban (*Elodea canadensis*, *Potamogeton berchtoldii*, *P. pectinatus*). Elterjedési területük a 11-7. szakaszra korlátozódott.

A Höhgrabenhez hasonlóan a Hörgelaugrabenben is az amfifiták az uralkodók. 2001-ben a *Berula erecta*, a *Mentha aquatica* és a *Veronica anagallis-aquatica* MMT értékei 3 körül mozogtak, egyaránt magas MMO értékkel. Ezen három faj relatív növény mennyisége egyenletesen 22-25% között volt, együttesen a növényzet 74,4%-át adták. 2005-ben a *Berula erecta* kivált a csoportból (34,4%), ezzel együtt a *Veronica anagallis-aquatica* részesezése lecsökkent (25,4%-ról 2,2%-ra), a *Nasturtium officinale* et *microphyllum*-é pedig növekedett (4%-ról 14,5%-ra). A tiszta vizet jelző amfifiták közül a *Juncus subnodulosus* tudott több felvételi időszakon keresztül stabil állományt létrehozni, de 2005-re elterjedési területe és mennyisége is erőteljesen lecsökkent. 2001-ben a területről új fajként jegyeztük le a *Veronica anagalloidest*, de 2005-re élőhelye megsemmisült. A helofiták közül az *Eupatorium cannabinum* a középső és az alsó szakaszok mentén állandó kísérő, valamint a *Phragmites australis* alkot a patakba benyúló és a patakot szegélyező állományokat.

Az elterjedési diagram becsült növénytömeg értékeit figyelembe véve összefoglalóan elmondható, hogy a vízfolyásban tapasztalható vízszintsüllyedésnek (20. ábra) köszönhetően az előforduló fajok száma és mennyisége is drasztikusan csökkent.



20. ábra A Höhgraben kiszáradt szakasza és a Hörgelaugraben lecsökkent vízszintje  
(Fotó: Falusi Eszter)

## 5.3 A Duna-Tisza közti csatornarendszer vegetációja

### 5.3.1 Duna-Tisza-csatorna (38-43. melléklet)

A Ráckevei (Soroksári)-Duna-ágból kiváló Duna-Tisza csatorna makrofita vegetációját döntően hidrofita fajok alkotják. A relatív elterjedési hosszokat vizsgálva a hidrofítákon belül a *Ceratophyllum demersum*, az *Elodea nuttalli*, a *Hydrocharis morsus-ranae*, a *Lemna minor* és a *Spirodela polyrhiza* egyaránt eléri a 70 %-ot. Az *Elodea nuttalli* kivételével mindegyik említett növényfaj a 2008-as felmérés során nagyobb elterjedési területen volt jelen. Az amfifita *Butomus umbellatus*, *Glyceria maxima* és *Myosotis scorpioides* fajok tömegmennyiségi értékei erőteljes csökkenést mutatnak. Ezt az ellentétes tendenciát az RPM és MMT/MMO diagramok adatai is megerősítik, ahol a 2008-as RPM diagramon egyetlen amfifita faj részesedése sem éri el a csatorna összes növényzetének 1%-át. A *Ceratophyllum demersum* és a *Hydrocharis morsus-ranae* dominanciája figyelhető meg a 2002. évi RPM diagramon. Az értékek eloszlása 2002-ben viszonylag egyenletes volt, azonban 2008-ban a *Ceratophyllum demersum* eléri a 60%-ot és átmenet nélkül, 5-8% között mozogva követik a 2002-ben is szereplő hidrofita fajok. Egy faj ekkora mértékű dominanciája természetes körülmények között ritkán tapasztalható (Kohler ex verb.). A vegetáció szinte átmenet nélküli tagolódása, semmiképpen sem kívánatos jelenség.

2008-ban a csatorna 47%-ában jelent meg a *Lemna gibba* és 2,1%-os RPM részesedésével meghatározó tagja a vegetációnak. A *Zannichellia palustris* a 2002. évi felvételen szintén nem szerepelt, de a Duna-Tisza csatorna és a Duna-völgyi-főcsatorna találkozása előtti szakaszokban (130, 131 sz.) megjelent.

A már említett *Elodea nuttalli* mellett további inváziós fajok is jelen vannak a csatorna fajai között. Annak ellenére, hogy relatív növény mennyiségük egyik felmérési évben sem éri el az 1 %-ot, mégis potenciális veszélyt jelenthetnek. A *Cabomba caroliniana* például növelte elterjedési területét (125-128 sz.) és az MMT/MMO diagramot tekintve elterjedési területén becsült növénytömege is növekedett. A Ráckevei (Soroksári)-Duna-ág felől érkezve a 2002-es felméréshez képest új fajként jelent meg a *Pistia stratiotes* (148-149, 153. sz.). Emellett a területet ért és érő emberi behatások ellenére, mindenképpen örvendetes a csatorna két védett fajának, az *Acorus calamus*-nak (162 sz.) és a *Nymphaea alba*-nak (117 sz.) a stabil jelenléte.

### 5.3.2 Duna-völgyi-főcsatorna

A Duna-völgyi-főcsatorna, mint a csatornahálózat gerincét alkotó fő víztest négy területi egységen került felmérésre: Dabas, Szabadszállás, Akasztó és Baja környékén. A részegységek tárgyalására külön-külön kerül sor.

#### Duna-völgyi-főcsatorna, Dabas (46-51. melléklet)

A Duna-Tisza-csatorna víztömegének szinte teljes mennyiségét tovább vezető és dél felé tovább haladó Duna-völgyi-főcsatorna vegetációját 2002-ben döntően a *Ceratophyllum demersum*, a *Sparganium erectum* és a *Myriophyllum spicatum* határozta meg relatív növény mennyiségben és relatív elterjedési hosszban egyaránt. Mellettük szintén az egész egységben elterjedt fajok a *Lemna minor*, a *Spirodela polyrhiza* és a *Hydrocharis morsus-ranae*.

A 2008-as felmérés alapján hasonló változások mutathatók ki a vegetációban, mint a Duna-Tisza csatorna esetében. A *Ceratophyllum demersum* erőteljesebb dominanciája figyelhető meg az egész egységben és itt is tapasztalható a *Lemna gibba* megjelenése, valamint erőteljes térhódítása (Lr 100%! ). Ezzel párhuzamosan csökkenés állt be a *Potamogeton perfoliatus* állományokban és növekedés a *P. pectinatus* esetében. A *Cabomba caroliniana* és az *Elodea nuttalli* elterjedési területe csökkent.

Az egység amfifitáinak relatív elterjedési hosszát elemezve a *Sagittaria sagittifolia* erőteljes térhódítása (3%-ról 53%-ra) tapasztalható, szintén növekedés látható a *Berula erecta* esetében is. A 2002-es felméréskor még nem jegyzett *Mentha aquatica* 2008-ra az egység 31%-án előfordult, noha becsült növénytömege nem ért el magas értéket.

A 2008-as elterjedési diagramon megjelenő mintázat is igen jól szemlélteti, hogy a 142. szakasz végén jelentős változás tapasztalható. Ezen a szakaszon egy átkötés található a Harmincas-csatornával, ahol újabb vízutánpótlást kap a DVCS. Ezt a szakaszt követően a *Lemna* fajok aránya csökkent és csak a parti nádas mentén kísérték a csatornát.

### **Duna-völgyi-főcsatorna, Szabadszállás (54-59. melléklet)**

A szabadszállási egység 2002-es és 2008-as elterjedési diagramjait összehasonlítva igen feltűnő a fajszám alakulása, az elterjedési terület és a becsült mennyiségek igen határozott csökkenése. A 2008-as felmérés során 13 korábban lejegyzett faj nem volt jelen, köztük a védett *Trapa natans* sem, ami mind a négy korábbi előfordulási szakaszból hiányzott. Új fajként pedig kizárólag a *Lemna gibba* jelent meg a területen állandó kísérőként, de alacsony értékekkel. Amíg 2002-ben 11 faj relatív elterjedési hossza volt 90% felett (hidrofita és amfifita vegyesen), addig 2008-ban csak a *Ceratophyllum demersum*, a *Lemna minor* és a *Spirodela polyrhiza* fajok esetében állta meg a helyét ez a megállapítás. Új területeket a *Lemna gibba*, a *Sagittaria sagittifolia* és a *Mentha aquatica* szerzett, hasonlóan a dabasi egységekben tapasztalható változásokhoz.

A 2002-es MMT/MMO diagramon 5 faj különült el (*Cabomba caroliniana*, *Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Sparganium erectum*). Százalékos részesedésük alapján az RPM diagramon is az első négy helyet foglalták el. Az RPM diagram további lefutását tekintve jellemzően kísérő hidro- és amfifita fajok jelentek meg, folyamatosan csökkenő arányban. A 2008-as RPM diagramon a *Ceratophyllum demersum* kiugró értékét nagy értékcsökkenéssel, egy lépcsővel követte a következő három faj: *Lemna minor*, *Potamogeton nodosus*, *Sagittaria sagittifolia*. A korábbi felvételen domináló *Cabomba caroliniana* már csak a 131-139. szakaszok közötti előfordulásának köszönhetően 7,5%-os RPM értékét, elterjedési területéből 47%-ot veszített. Szintén igen jelentős (51%) csökkenés volt tapasztalható az *Elodea nuttallii* esetében is.

A 2008-as felmérés során a 113-as és 114-es szakaszok felmérésére nem volt lehetőségünk az áthatolhatatlanul felgyülemlett növényzettől és uszadékoktól. Az áthatolhatatlan szakaszok előtt a *Ceratophyllum demersum*, a *Potamogeton nodosus*, a *Lemna minor* és a *Spirodela polyrhiza* mennyisége nőtt meg kiugróan.

### **Duna-völgyi-főcsatorna, Akasztó (62-67. melléklet)**

Az akasztói szakaszok vegetációjában mindkét év felmérésében a *Ceratophyllum demersum* abszolút dominanciája volt megfigyelhető (RPM 34,7 és 25,6%), annak ellenére, hogy a 2008-as felmérés során a becsült növénytömegben nagy visszaesése volt tapasztalható. A 2002-ben még 14,8%-kal szereplő *Cabomba caroliniana* a 2008-as évben már az egy százalékot sem érte el, elterjedési területe a korábbi 91%-hoz képest öt szakaszra korlátozódott. Pontszerű, főleg horgászhelyekhez kötődő elterjedési területét ezzel szemben az *Elodea nuttallii* teljesen megtartotta. A *Zannichellia palustris* Akasztó kertjei alatt 2008-ban 21. szakaszban megjelent.

A vizsgált szakaszokon már a 2002-es felvételek alapján is az amfifita fajok – a Duna-völgyi-főcsatorna többi térképezett területeihez képest – nagy százalékos RPM részesedéssel jelentkeztek, ami 2008-ban tovább növekedett (*Sparganium erectum*, *Berula erecta*). A *Lemna gibba* megjelenése és az első 18 szakaszban való egyöntetű előfordulási képe, valamint az *Elodea nuttallii* szintén ezeken a szakaszokon való növekvő előfordulása is a területet érő, a parton legelő állatok itatásából származó néhol egyik, néhol mindkét partfalat érintő zavaró hatásnak volt köszönhető.

A területen a védett fajok is előfordultak: a *Nymphaea alba* stabilan a 11. szakaszban és a *Trapa natans* növekvő elterjedéssel (+30% Lr). Az akasztói egységben volt a DVCS vizsgált területei közül a legtöbb védett növény, mivel a sekély ellaposodó partoldalak számának növekedésével a *Trapa natans* egyre több szakaszban talált 2008-ra megfelelő életkörülményeket.

#### **Duna-völgyi-főcsatorna, Baja (70-75. melléklet)**

A Duna-völgyi-főcsatorna legdélebbi vizsgálati egységében a hidrofíták irányába eltolódó dominancia helyett a magas becslési és összességében magas RPM értékekkel rendelkező *Ceratophyllum demersum* (19,5 és 20,6%) és *Potamogeton nodosus* (24, 8 és 19,2%) mellett a *Sparganium erectum* (12,5 és 14,4%) és a *Sagittaria sagittifolia* (18 és 12%) által uralt vegetáció volt jellemző. Ez a négy faj mindkét felmérés adataiban jól elkülönülő egységet alkotott. Az amfifita *Sparganium erectum* (12,5%) és *Sagittaria sagittifolia* (18%) a relatív növénytömegből való jelentős mértékű részesedésének értékelésekor mindenképpen szükséges megjegyezni, hogy nem a part morfológiájának változása okozta azt, mivel jelen esetben 90%-ban szubmerz állapotban lebegnek a csatornában szinte az egész mederfeneket beszalagozva. Ennek érzékeltetése érdekében a növény mennyiség becslése 2008-ban külön történt az emerz és szubmerz alakokra, ábrázolásuk szintén külön történt a diagramokon (a Spa ers rövidítés a szubmerz alakot jelenti.)

A *Cabomba caroliniana* 43%-kal növelte korábbi 4%-os (63 és 102 sz.) relatív elterjedési hosszát és az *Eloдея nuttallii* esetében is hasonló magas növekedés tapasztalható. 2008-ra hét faj növelte elterjedési szakaszait (*Ceratophyllum demersum*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Lemna minor*, *Potamogeton nodosus*, *Spirodela polyrhiza*, *Myosotis scorpioides*, *Sparganium erectum*), és Lr értékük elérte a 99-100%-ot.

A 2001-es felméréshez képest a 2008-as felvétel során a *Zannichellia palustris*, a *Potamogeton perfoliatus*, az *Utricularia vulgaris* és a védett *Salvinia natans* jelent meg új fajként. A vizsgálati egységben a védett *Nymphaea alba* megtartotta elterjedési szakaszait (57, 58, 61, 65 sz.) és becsült növénytömegét. A szintén védett *Trapa natans* 2002-es elterjedési szakaszait (63, 64, 44 sz.) további szakasszal növelte (62 sz.), de becsült növénytömegéből veszített. A két év MMT/MMO diagramjainak összehasonlításában ez a legfeltűnőbb változás. A *Nuphar lutea* MMO értéke is csökkenést mutatott, így 2002-es előfordulási helyein 2008-ban már nem volt 4-es a becsült növénytömege, de relatív elterjedési hosszát 12%-ról 28%-ra növelte.

#### **Duna-völgyi-főcsatorna összes vizsgált egysége (78-80. melléklet)**

A DVCS összes térképezett egységét együttesen vizsgálva a relatív elterjedési hosszok tekintetében alig akadt eltérés. Elterjedési szakaszaiból a *Lemna trisulca*, a *Ranunculus circinnatus* és a *Butomus umbellatus* veszített nagymértékben (kb. 20%), valamint a *Cabomba caroliniana* (10%). Ellentétes jelleget képvisel a *Nuphar lutea*, a *Trapa natans*, a *Mentha aquatica* és a *Sagittaria sagittifolia* Lr értéke és a terjedő dinamikát mutató csoportból kitűnik a *Lemna gibba* 2008-as megjelenésével, mivel betelepülését követően rögtön a vizsgálati terület 42%-án volt jelen. Szintén új fajként szerepelt a *Zannichellia palustris* is.

Az RPM értékek alapján elmondható, hogy a DVCS vegetációjának meghatározó tagjai a *Ceratophyllum demersum*, a *Sparganium erectum*, a *Potamogeton nodosus*, a *Lemna minor* és a *Myriophyllum spicatum*. A 2002-es és 2008-as vizsgálati évek összehasonlításában a *Cabomba caroliniana* és a *Hydrocharis morsus-ranae* szorult ki az első öt helyen szereplő fajból.

Az MMT/MMO diagramok látványosabb változásokat mutatnak. A korábban széles elterjedési területén magas növénytömeggel rendelkező öt fajból (*Ceratophyllum demersum*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Lemna minor*, *Potamogeton nodosus* és *Sparganium erectum*) három (*C. demersum*, *P. nodosus* és *S. erectum*) őrizte meg meghatározó szerepét.

### 5.3.3 Sós-ér (83-88. melléklet)

A Sós-ér makrovegetációjában is jellemzően a hidrofita fajok domináltak, illetve ezen túlmenően a *Ceratophyllum demersum* relatív növény mennyisége emelkedett ki ugrásszerűen. Relatív növény mennyisége 2001-ben 30 %-ot tett ki, vagyis a teljes vegetáció mintegy 1/3-át ez az egyetlen faj alkotta, sőt ez az érték a 2008-as felmérés alapján már 43 % volt. Egy faj ekkora tömegben való előfordulása az eddig vizsgált csatornák közül a Sós-ér mellett csak a Duna-Tisza csatornában volt tapasztalható. A második legnagyobb mennyiségben előforduló taxon a *Myriophyllum spicatum* (15,4%, 16,7%) volt. Ezt követte a *Potamogeton nodosus* és a *Hydrocharis morsus-ranae*. Mindkét vizsgálati évben ez a négy faj szerepelt az első helyeken. A 2008-as felvétel RPM diagramján egyetlen amfifita faj sem érte el a teljes növénytömeg 1%-át.

Az MMT/MMO diagram esetében is az RPM diagramnál említett négy faj mutatott hasonló elterjedési mintázatot és elterjedési területük is viszonylag állandó maradt. A *Potamogeton perfoliatus* 2002-ben rövid szakaszon kiterjedt állományokat alkotott, azonban 2008-ban nem került elő a csatornából. Szintén sokat veszített elterjedési hosszából a *Myriophyllum verticillatum*. A kevés becsült növénytömeggel feljegyzett, kevés szakaszban megtalálható fajok közé főleg amfifita fajok tartoznak, ilyen például a *Berula erecta* és a *Myosotis scorpioides*, amelyek elterjedése jellemzően a torkolati szakaszokra (11-26 sz.) koncentrálódik. 2008-ra a *Lemna trisulca*, az *Utricularia vulgaris*, a *Berula erecta*, a *Butomus umbellatus* és a *Mentha aquatica* növelte több mint 10%-kal relatív elterjedési hosszát. A 2008-as vizsgálat során a területen megjelent, védett *Salvinia natans* a 11. szakasztól (ahol egy zsilippel össze van kapcsolva a Kiskunsági-főcsatornával) folyamatosan jelen volt. Szintén ezután (13. sz-től) jelent meg újra a csatornában a *Myriophyllum verticillatum* és a torkolatig mindvégig elő is fordult. A helofiták közül kiemelendő a Sós-ér partszegélyét végigkísérő *Typha laxmannii*.

### 5.3.4 Harmincas-csatorna (91-96. melléklet)

A Harmincas-csatorna 1998-as Sipos (2001) által végzett felvételeiben a hidrofita fajok magas becslési értékkel rendelkeztek, és szinte a teljes térképezett csatornárészen elterjedtek, amit az MMT/MMO diagramon a *Ceratophyllum demersum*, a *Hydrocharis morsus-ranae*, a *Cabomba caroliniana*, a *Myriophyllum spicatum* és a *Spirodela polyrhiza* egyaránt magas MMO és MMT értékei is jól mutatnak.

Az 1998-as és a 2008-as vizsgálati évben is a *Ceratophyllum demersum* áll az első helyen az RPM értékek tekintetében, sőt 2008-ban erőteljesebb dominanciája (46,7%) volt megfigyelhető. Az 1998-as, korábbi felméréshez képest négy hidrofita (*Ceratophyllum submersum*, *Potamogeton nodosus*, *P. perfoliatus*, *Utricularia vulgaris*) és négy amfifita növényfaj (*Alisma plantago-aquatica*, *Glyceria maxima*, *Sparganium emersum*, *Veronica anagallis-aquatica*) előfordulását a 2008-as vizsgálat nem igazolta. A 2008-as felmérésben a fajlistán a *Zannichellia palustris* és a *Sagittaria sagittifolia* mellett a védett *Nymphaea alba* is új fajként szerepelt. Pontszerű előfordulása a 98. szakaszhoz kötődött. A *Trapa natans* a felső szakaszokon fordult elő, 2008-ra elterjedése lecsökkent, csak az 50., 51., 57. szakaszokra korlátozódott.

Az inváziós fajok tekintetében 1998-ban a *Cabomba caroliniana* 4-es és 5-ös becslési értékkel rendelkező, összefüggő állományai jellemezték a 61-es szakasztól a csatornát (Sipos 2001). 2008-ban magas növénytömeggel rendelkező állományai a 65-től a 67. szakaszig és a Duna-völgyi-főcsatornához közeli, torkolati 21, 74a és b szakaszokban voltak. Emellett új előfordulási helyein (50-52, 54, 56 sz.) alkotott kisebb foltokat. A torkolati szakaszon a 15b szakasztól való folyamatos elterjedése ellenére az Apaji-csatorna betorkollása utáni szakaszban nem fordul elő (20 sz.). Az *Elodea nuttallii* relatív elterjedési hossza 9%-kal csökkent a két felmérés évi összehasonlításában. 2008-ban már csak három szakaszban (65, 66 és 23 sz.) fordult elő. A 2008-as felmérés során a 64, 68-71, 8-15a szakaszok vizsgálatára nem volt lehetőség. Az alacsony vízállás miatt a terület helofitákkal, jellemzően náddal teljesen fedett képet mutatott.

### 5.3.5 Apaji csatorna (99-104. melléklet)

A 2008-as felmérés során az Apaji-csatorna Alsószenttamásitól térképezett szakaszán az első három szakasz (103-105 sz.) vegetációját a *Ceratophyllum demersum* magas értékei mellett a lebegő hínár fajok (*Hydrocharis morsus-ranae*, *Lemna minor*, *L. gibba*, *Spirodela polyrhiza*) szintén magas értékei jellemzőek (21. ábra). Ezt a szakaszt követően kapcsolódik a Kígyós-ér az Apaji-csatornával. Az elágazást követő szakaszokon már csak a *Ceratophyllum demersum* ér el magas értéket, 31,6%-os részesedést a teljes növénytömegeből. A következő alámerült, rögzült hínár a *Myriophyllum spicatum* 10,5%-kal jelent meg. Sipos (2001) adatai alapján 1998-ban a vegetáció összetétele és mennyiségi viszonyai nem változtak meg számottevően az összefolyást követő szakaszokban, és továbbra is magas növény mennyiséggel fordultak elő a már ismertetett fajok az egész csatorna mentén. A csatlakozás helyét mindkét felvételi évben a *Potamogeton nodosus* kísérte.

A *Cabomba caroliniana* 1998-ban csak a Harmincas-csatornához közeli két torkolati szakaszban található meg a csatornában, 2008-ban itt sem fordult elő. A terület másik inváziós faja az *Elodea nuttallii* 1998-ban 84%-os relatív elterjedési hosszal és 10,1%-os relatív növénytömeeggel rendelkezett. 2008-ban elterjedési területe már csak két szakaszra korlátozódott (106, 107 sz.). A vizsgált csatornákat tekintve a *Typha laxmannii* part menti állományai a Sós-ér mellett a csak itt fordultak elő. A 2008-as felmérés során a Kiskunsági Nemzeti Park nyíró-foki területén legelő szürkemarha gulya hatása a 75. szakaszon érezhető a legjobban, ahol a part erőteljes eróziója tapasztalható (21. ábra). A 77-78-as szakaszoktól csökken a partmenti taposás, itt már csak ritkábban jelennek meg az állatok. A taposás mellett a talaj csatornába való bemosódása is hatással van a vegetációra. Mivel növekszik a víz zavarossága a hidrofíták növénytömege határozottan lecsökkent.

A csatornában a védett növények közül 1998-ban a *Trapa natans* alkotott kiterjedt állományokat és a csatorna 62%-án fordult elő. 2008-ra növelte relatív elterjedési hosszát, de becsült növénytömege nem haladta meg a 2-es értéket. 2008-ban a *Nymphaea alba* (78 sz.) előfordulását is igazoltam.



21. ábra Az Apaji-csatorna lassan folyó 104-es (bal) és 75-ös (jobb) erősen zavart szakasza (Fotó: Falusi Eszter)



## 5.4 A Friedberger Au vízfolyásainak hőtérkép elemzése

### 5.4.1 Friedberger Ach (15-16. melléklet)

A Friedberger Ach 2001-es adatainak klaszter hőtérképét elemezve több csoport elkülönülése egyértelmű. A csoportok szakaszoknak, illetve szakaszcsoporthoz felelnek meg. A klaszter hőtérkép a 2001-es adatok alapján 4 területre osztotta fel a vízfolyást, ami nagyrészt megegyezik az 1972-ben meghatározott és az eredmények értékelése során is alkalmazott beosztással. Elsőként a 9-17 szakaszok különültek el. A háttérben hidrofita fajok uralkodó elterjedési hűzódniak meg, a *Ranunculus×glueckii*, a *Zannichellia palustris* magas értékeinek, valamint a *Fontinalis antipyretica* és a *Callitriche obtusangula* fő elterjedési területének adatai álltak. Ez a terület a folyó alsó szakaszához tartozik. A második klaszter, az alsó szakasz további részét öleli fel (8-1a szakasz), ahol az uralkodó faj a *Potamogeton pectinatus*. A forrásvidék (37-51. szakasz) és a középső vegetációmentes egység (49-20 sz.) különválasztása is kirajzolódik.

A 2005-ös hőtérképen a *Phalaris arundinacea* egyenletes elterjedési jellemzési képével különül el a többi fajtól. A *Potamogeton pectinatus* és a *Zannichellia palustris* hasonló tömeges előfordulása az alsó folyás 6-2b1 szakaszainak különválását eredményezi. A 2001-es hőtérképen ezen szakaszok elkülönülését főleg a *Potamogeton pectinatus* előfordulási típusa határozta meg. Az egész Friedberger Achban elterjedt amfifita fajok csoportja (*Berula erecta*, *Nasturtium officinale*, *N. microphyllum*, *Myosotis scorpioides*, *Veronica anagallis-aquatica*) a forrásvidék (46, 35a 37-38 sz.) szakaszain jelenik meg nagy növénytömeeggel.

A 2005-ös adatok alapján készített klaszter hőtérkép a további korábban meghatározott egységeket nem különítette el élesen, a vegetációban megjelenő eltéréseket a módszer nem tekintette jelentősen elkülöníthetőnek.

### 5.4.2 Forellenbach (22-23. melléklet)

A 2001-es adatok hőtérképének elemzésekor a torkolati 1, 2 szakaszok és a forrásvidék amfifiták által dominált szakaszai (9-11) együtt különültek el a jellemzően a *Potamogeton coloratus*, a *Mentha aquatica* a *Berula erecta*, az *Elodea canadensis* és a *Veronica anagallis-aquatica* által meghatározott 3-7 szakaszoktól. A torkolat és a forrásvidék szakaszait a következő szinten a *Nasturtium officinale* et *N. microphyllum* forrásvidéken tömeges előfordulása adja.

A 2005-ös adatok alapján a Forellenbach vegetációban megjelenő csoportosulások jelentősen eltérnek. A vízfolyás növényzete 3 részre tagolódik: a *Potamogeton coloratus* és *Mentha aquatica* által képviselt 4-7 szakaszra, a *Veronica anagallis-aquatica* és *Berula erecta* által meghatározott torkolati részre (1-3sz.) egységére és a 8-as szakasszal bővült forrásvidékre (8-11. sz.). A két felmérés összehasonlításában elmondható, hogy a *Potamogeton coloratus* és a *Mentha aquatica* változásában hasonló tendencia érvényesül, elterjedésük súlypontja mindkét vizsgálati évben azonos területen volt.

### 5.4.3 Hühgraben (29-30. melléklet)

A *Ranunculus trichophyllus* tömeges előfordulása a 5., 8., 10c szakaszok különválását adja a 2001-es adatok ábrázolásos elemzésekor. A *Nasturtium officinale* et *microphyllum* és a *Potamogeton coloratus* elterjedési súlypontja, valamint a *Veronica anagallis-aquatica*, *Mentha aquatica*, *Phalaris arundinacea* és a *Berula erecta* hasonló alacsony értékei különítik el az 1a, 3., 12-15. szakaszokat. A harmadik nagy egységet a fentebb említett négy amfifita faj magas értékei jellemzik.

A 2005-ös klaszter hőtérképen a *Mentha aquatica* és a *Berula erecta* becsült növénytömege és elterjedése mutat szoros hasonlóságot, ezzel meghatározva a 5-13b szakaszok összetartozását, alacsony értékük pedig a 3, 4a, 10a, 13c-15 szakaszok elkülönülését.

#### 5.4.4 Hörgelaugraben (36-37. melléklet)

A Hörgelaugraben esetében 2001-ben a Höhgrabenhez hasonlóan meghatározó szerepet tölt be a szakaszok elkülönítésében a *Veronica anagallis-aquatica*, a *Mentha aquatica*, a *Phalaris arundinacea* és a *Berula erecta*. Magas értékekkel az 5c-10, 13a, 13b szakaszokban jelennek meg, amely szakaszok közül az *Elodea canadensis* előfordulása tovább bontva emeli ki a 8a1-10 szakaszokat. Különálló egységet alkot a *Potamogeton coloratus* és a *Chara hispida* által uralt 5a2. és 17-es szakasz.

A 2005-ös adatok ábrázolásakor a *Veronica anagallis-aquatica* helyét az amfifita csoportban a *Nasturtium officinal* et *microphyllum* veszi át. A szakaszok a 2001-es felmérés adataiban is meghatározó amfifita fajok magas, illetve alacsony értékeinek függvényében két nagyobb csoportra oszthatók. Az amfifiták alacsony értékkel szerepelnek, vagy hiányoznak a 15-17. szakaszokban, ezzel kirajzolva a vízfolyás forrásvidékét.

## 5.5 A Duna-Tisza közti csatornarendszer hőtérkép elemzése

### 5.5.1 Duna-Tisza-csatorna (44-45. melléklet)

A Duna-Tisza-csatorna 2002-es adataiból generált heatmap (44. melléklet) alapján a *Ceratophyllum demersum* és a *Hydrocharis morsus-ranae* elterjedési mintázata és mennyisége különül el legjobban az összes felmért faj közül. Magas becsült növénytömeg értékük a 25-40. szakaszok különválását is adja. A *Lemna minor*, a *Myriophyllum spicatum*, a *Najas marina*, a *Potamogeton pectinatus* és a *Sparganium erectum* magasabb értékei szintén a csatorna alsó szakaszaihoz kötődnek, és hozzájárulnak ezen szakaszok határozott elkülönüléséhez. Jól látható még a Ráckevei (Soroksári)-Duna-ágból való kilépés utáni terület (szakaszok: 1-6) elkülönülése is. Ennek háttérében fajszegénységük is áll.

A 2008-as felmérésben már csak az első három szakasz válik el ugyanezen okok miatt. A 2008-as hőtérképen a 25. szakasz szintén választóvonalként jelenik meg, bár a növényzet tagolódása nem olyan egyértelműen osztja részekre a csatornát, mint a 2002-es felvételek alapján. A fajok közül 2008-ban csak a *Ceratophyllum demersum* válik ki határozottan magas értékeivel.

### 5.5.2 Duna-völgyi-főcsatorna

#### Duna-völgyi-főcsatorna, Dabas (52-53. melléklet)

A dabasi szakaszok 2002-es adatainak klaszter analízise alapján két nagy fajcsoport különült el. A vizsgált szakaszok egészének vegetációját meghatározó jellemzően hidrofita fajokat tartalmazó kisebb csoportra (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus* stb.) és az alacsony értékekkel rendelkező fajok nagyobb csoportjára vált szét.

A 2008-as adatok csoportosításánál a 2002-ben még egységesen elkülönülő magas értékekkel rendelkező növények csoportjából (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*) a *Sparganium erectum* kiválik, és a *Lemna gibba* csatlakozik hozzájuk. A *Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor*, *Hydrocharis morsus-ranae* és *Glyceria maxima* alkotta csoport mindkét vizsgálati évben együtt jelenik meg. A mennyiségükben bekövetkező változások is egyformák. A szakaszok közül mindkét vizsgálati év elemzésekor a Duna-Tisza csatornával való kereszteződését követő szakaszok különülnek el először. Az elterjedési diagramon látható, 11. szakaszig hasonlónak tekintett vegetációt a klaszter analízis nem értékelte elkülöníthetőnek.

#### Duna-völgyi-főcsatorna, Szabadszállás (60-61. melléklet)

A 2002-es adatok alapján a terület vegetációja az 50. szakasznál válik külön. Már 2002-ben is tapasztalható, igaz csak a második szintű elágazásnál, a 29-42. szakaszok elkülönülése, de a 2008-as adatok kiértékelésekor ezek a területek határozottabban eltávolodnak. Ez összefügghet a 43. szakaszt záró zsilip és a közvetlen zsilip előtt a Harmincas-csatornával való összefolyás hatására kialakult növényzettel is.

A 2008-as év felvételeiben a Duna-völgyi-főcsatornában a víz szinte álló volt, ami kedvezett a hidrofita fajok felszaporodásának. A *Cabomba caroliniana* tömeges elterjedése is mindkét vizsgálati évben ezekre a szakaszokra tehető.

### **Duna-völgyi-főcsatorna, Akasztó (68-69. melléklet)**

A csatorna vegetációja alapján végzett klaszter analízis igen határozottan mindkét évben a 89-90. szakaszra jelöli ki a vegetáció változás határát. Itt nem csak Akasztó városának hatása kezdődik el, hanem itt található egy kis átkötő csatorna a Kiskunsági-főcsatornával.

Bár a becsült növénytömegekben igen nagy csökkenés volt a 2008-as évre a vegetáció mégis pontosan ugyanazt a szakaszosztást rajzolta ki. A befolyást megelőző szakaszokon jól megfigyelhető a *Ceratophyllum demersum* magas értékeit mutat vegetáció, valamint az a törvényszerűség, hogy a befolyást követően a becsült növénytömegek szinte minden fajnál csökkennek.

### **Duna-völgyi-főcsatorna, Baja (76-77. melléklet)**

A Duna-völgyi-főcsatorna hőtérképein mindkét évben egy csoportot alkot a *Sagittaria sagittifolia*, a *Ceratophyllum demersum* és a *Potamogeton nodosus*. Elterjedési mintázatuk meghatározó a szakaszok csoportjainak elkülönítésében.

2008-ban egyöntetűen elterjedtek az egész bajai vizsgálati egységben. Értékeikben kisebb változások tapasztalhatók, így mutatnak kiemelkedő eltérést a különböző szakaszok között. 2002-ben viszont a 136. szakaszhoz kötődő vízmű bevezetést rajzolják ki mintázatukkal, és a bevezetés után erőteljesen lecsökkent becsült növénytömegük. A *Myosotis scorpioides*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*, *Hydrocharis morsus-ranae* összetételű csoport mindkét vizsgálat során szintén azonos elterjedést mutat, de mennyiségük csökkenése 2002-ben szintén tapasztalható a 136. szakasztól.

### **Duna-völgyi-főcsatorna, együttesen (81-82. melléklet)**

A Duna-völgyi-főcsatorna 2002-es adatait együttesen tekintve a csatornarendszert a *Ceratophyllum demersum* általános elterjedése és magas becsült növénytömege jellemzi. Mellette a nagy területet átszelő csatorna egészén alacsonyabb értékekkel rendelkező *Lemna minor*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Spirodela polyrhiza* jellemző. Az amfifita fajok közül a *Sparganium erectum* jellemzően szubmerz előfordulása esetén ér el magasabb értékeket, ezzel a diagramon elkülöníti a bajai szakaszokat.

A 2008-as felmérés hőtérképén a 2002-es felmérésben is domináló fajok egyöntetű mintázatában a *Potamogeton nodosus* és a *Sagittaria sagittifolia* magasabb értékei játszanak nagyobb szerepet bajai és az akasztói a szakaszcsoportok elkülönítésében. A fajok közül a *Ceratophyllum demersum* válik ki egyértelműen az összes vizsgált szakaszban elért magasabb becsült növénytömeggel. Kisebb értékeket a DVCS akasztói szakaszaiban mutat (90-108. szakaszok). Összességében elmondható, hogy a DVCS különböző egységei az összevont elemzésben is elkülönülnek.

### 5.5.3 Sós-ér (89-90. melléklet)

A Sós-ér vegetációjában a *Ceratophyllum demersum*, a *Myriophyllum spicatum*, a *Potamogeton nodosus* és a *Hydrocharis morsus-ranae* uralkodik. 2002-ben a 11-26. szakaszok eltérését a *Ranunculus circinnatus* és a *Myriophyllum verticillatum* magas becsült értékei jelölik, viszont 2008-ban a *Myriophyllum verticillatum* állományának súlypontja a torkolati szakaszokra tehető.

A *Potamogeton nodosus* 2008-as alacsonyabb becsült növénytömege révén elkülönül, és a *Salvinia natans*-hoz hasonló elterjedési képpel meghatározza a Kiskunsági-főcsatorna befolyását követő 46-51. szakasz elkülönülését.

### 5.5.4 A Harmincas-csatorna (97-98. melléklet)

A *Cabomba caroliniana* a Harmincas-csatorna Dömsödi-árapasztóval közös, és a kiágazás utáni szakaszaiban nem fordul elő (1-12. szakasz). Magas értékkel rendelkező megjelenési súlypontja a *Spirodela polyrhiza*-val együtt a 21-36. szakaszokra tehető. 2002-ben a *Ceratophyllum demersum* mellett a *Hydrocharis morsus-ranae* fordult elő 5-ös becsült növénytömeggel az egész vizsgált csatornarészen.

A *Ceratophyllum demersum* 2008-ban magas értéket a két náddal benőtt szakasz után következő szakaszokon (24-30. és 60-69. sz.) ért el. A közepes értékekkel az egész csatornában előforduló csoportba 2008-ban a *Spirodela polyrhiza*, a *Hydrocharis morsus-ranae*, a *Najas marina*, a *Lemna minor* és a *Myriophyllum spicatum* tartozott.

### 5.5.5 Apaji-csatorna (105-106. melléklet)

A hidrofíták (*Ceratophyllum demersum*, *Lemna minor*, *Lemna trisulca*, *Hydrocharis morsus-ranae*) 4-5-ös becsült növénytömegű csoportja által uralt vegetációban a fajok elterjedési mintázata a 9. szakaszon jelez változást 1998-ban. Az 1-9. szakaszokban az említett hidrofíták mellett az *Elodea nuttallii* is magas értékekkel rendelkezett, valamint a *Lemna gibba* elterjedési súlypontja is ezekre a szakaszokra tehető. A 10-18. szakaszokban a korábban hiányzó *Trapa natans*, *Berula erecta* és a *Potamogeton nodosus* közepes értékei figyelhetők meg.

A 2008-as adatok alapján a szinte állóvízű 1-3. szakasz válik el határozottan a többtől. A 4-9. szakaszok ismét egy egységet alkotnak a *Najas marina* és a *Potamogeton nodosus* ezekre a részekre korlátozó elterjedése miatt.

## 5.6 A Friedberger Ach vízfolyásainak vegetációjában bekövetkező változások értékelése

### 5.6.1 Friedberger Ach

A Friedberger Ach forrásvidékén (35-49, 51 sz.) a *Potamogeton coloratus* (I. csoport) és a *Mentha aquatica* (II. csoport) stabil állományai ellenére az eutrofizáció jeleit mutatta a *Juncus subnodulosus* (I. csoport) állományának drasztikus csökkenése és *Potamogeton berchtoldii* (II. csoport) elterjedési területének, valamint mennyiségének növekedése.

Az eutrofizálódás mellett alapvetően a bolygatást jelezte az *Elodea canadensis* növekvő dominanciája, emellett a 44. szakaszban a *Potamogeton coloratus*szal együtt is stabil állományt tartott fenn. Ez a tendencia a Forellenbach egyes szakaszaiban is megfigyelhető volt.

A középső szakaszokon a makrofita vegetáció regenerálódásának következő lépcsőfoka volt megfigyelhető. A *Myriophyllum spicatum* (IV. csoport) jelentős állományai mellett a *Myriophyllum verticillatum* (IV. csoport, de érzékenyebb) és a *Potamogeton berchtoldii* (II. csoport) relatív növény mennyisége mutatott növekvő tendenciát. A *Groenlandia densa* (III. csoport) 2001-es megjelenése további javuló állapotot jelzett. Megállapítható, hogy ez a korábban erős trofikus terhelés alatt álló terület ma már igen változatos növényállománnyal rendelkezik. A fajok száma ugyan növekedett, azonban a mennyiségük alacsony maradt, amely jelenség összefüggésben állhat a szakaszra jellemző nagyobb mértékű beárnyékoltsággal. Tehát két befolyásoló tényező határozhatta meg a területen a vegetációt, a csökkenő tápanyag terheltség és a növekvő beárnyékoltság.

A Friedberger Ach alsó szakaszain már 1996-ban (Veit et al. 1997) sem fordultak elő az I-III. csoport képviselői, amely állapotban 2001-re, illetve 2005-re sem állt be változás. Jellemzően a IV. (*Myriophyllum spicatum*, *M. verticillatum*, *Elodea canadensis*) és V. csoportból a *Zannichellia palustris* mennyisége volt jelentős. A vízfolyás ökológiai állapotára nézve negatív hatású volt az adventív, *Elodea nuttallii* megtelepedése. A torkolat felé haladva a növényzet összetételét alapvetően a vízmélység határozta meg. A növekvő vízmélység következtében egyre inkább háttérbe szorultak az amfifita fajok és a hidrofíták váltak jellemzővé.

A Friedberger Ach összesített diagramjain mindhárom részegység vegetációjában bekövetkező változások jelentek meg. Az egyes vizsgálati évek közötti eltérések értékeléséhez és az eltérések okainak pontos feltárásához szükséges az adatok egységenkénti elemzése. Az összesített diagram arra alkalmas, hogy felhívja a figyelmet a változásokra, de azok pozitív vagy negatív értelmezését és a kiváltó okokat a részletes vizsgálatok nélkül helyesen értékelni nem lehet.

### 5.6.2 Forellenbach

Az I. csoport képviselői a *Potamogeton coloratus* és a *Juncus subnodulosus* stabil elterjedést mutattak. A II. csoport képviselője, a *Mentha aquatica* a patak teljes hosszán jelen volt és 2005-ben növekvő dominancia jellemezte a vegetációban. A III-V. csoport növényfajai alárendelt szerepet játszottak a Forellenbach vegetációjában, noha az *Elodea canadensis* elterjedt volt, de nem alkotott igazán nagy tömeget. A *Callitriche obtusangula* nem hatolt a torkolati szakaszoknál feljebb, viszont itt a Friedberger Ach hatásának köszönhetően megfelelő életkörülményekre talált. A 2001-es felmérés idején a forrásvidéken kiszáradást tapasztaltunk (11-9. sz.). A szakaszok 2005-ben ismét vízborítás alá kerültek, de ez a hidrofita fajok újbóli megjelenéséhez még nem volt elegendő.

A Forellenbach esetében összefoglalóan elmondható, hogy vize eredetileg oligotróf, amit az előforduló fajok alapján a vizsgálati évek folyamán megőrzött. Ugyanakkor az *Elodea canadensis* elterjedése és mennyiségének növekvő tendenciája mindenképpen a területen folyó zavarás fokozódásával hozható összefüggésbe, amit a területen áthaladó gyorsforgalmi út építkezésével járó bolygatás okozott.

### 5.6.3 Höhgraben

A szennyvízmentes források fajainak csoportjából (I. csoport) a *Potamogeton coloratus*, *Juncus subnodulosus* állománya és elterjedési területe csökkent. A *Chara vulgaris* faj csak a 2001-felvételben jelent meg újra. A jellemzően nem terhelt vizet jelző fajok (II. csoport) közül csupán a *Mentha aquatica* és *Juncus articulatus* fajok voltak jelen. A III–IV. csoport fajai 1996-os felvételkor hiányoztak, de a *Zannichellia palustris* 2001-ben újra megjelent. A területen vizsgált négy vízfolyást tekintve a Höhgraben az egyetlen, amelyben az *Elodea canadensis* még nem hódított teret. A vízfolyás vegetációjában jellemzően az amfifita fajok domináltak (*Berula erecta*, *Mentha aquatica*, *Phalaris arundinacea*).

A vizsgált vízfolyásról elmondható, hogy az előfordult hidrofita fajok listája 2001-ben gyarapodott (*Lemna trisulca*, *Nitella opaca*, *Fontinalis antipyretica*). Az amfifiták új képviselője 2001-ben a Höhgrabenben a *Myosotis scorpioides* és a *Veronica anagallis-aquatica* volt, ami a területen zajló kiszáradási és feltöltődési folyamat eredményeként jelent meg. 2005-ben már nem csak a felsőbb szakaszokon (16c-15a sz.) nem lehetett a felmérést elvégezni, hanem a teljesen kiszáradt és már növényzettel dúsan benőtt meder az alsó szakaszokon (4a-1a sz.) is lehetetlenné tette a felmérést. A hidrofíták előfordulása még a vízfolyás középső szakaszain volt jelentős (15-4b sz.). Itt a *Ranunculus trichophyllus* nagy növénytömeeggel jelent meg. Az új előfordulások ellenére 2005-ös felvétel során erőteljes fajszám csökkenés volt tapasztalható a vízfolyásban.

### 5.6.4 Hörgelaugraben

Hörgelaugraben esetében csak a forrásvidéken előforduló *Potamogeton coloratus* képviselte az I. csoportot a 2001-es felvételekben. A tiszta vizet jelző amfifita, a *Juncus subnodulosus* faj több felvételi időszakon keresztül stabil állománnyal rendelkezett, de 2005-re elterjedési területe és mennyisége is erőteljesen lecsökkent. A *Potamogeton berchtoldii*-t (II. csoport) csak a 2001-es felvételekből hiányzott, de 2005-ben kisebb területen újra megjelent. Mivel a *Juncus articulatus* is teljesen eltűnt a patakából, így csupán a *Mentha aquatica* képviselte az amfifiták közül a II. csoportot. A III. csoportba tartozó *Groenlandia densa* 2005-re szintén eltűnt a vízfolyásból. A tápanyaggal erőteljesen szennyezett vizet jelző növények képviselői (V. csoport) nem voltak jelen a patakban. A IV. csoport képviselőjeként a fő szerepet az *Elodea canadensis* játszotta a hidrofita fajok között.

Az eredményeket tekintve azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a Hörgelaugraben esetében az utóbbi néhány évben komoly változások következtek be. Ez 1996-ban kezdődött a patak alsó részeinek kiszáradásával (3a-0a sz.), ami kb. 3 km hosszúságú szakaszt érintett (Veit et al., 1997). Ez az állapot fogadott minket 2001-ben, ami 2005-re tovább bővült a 3b-6 szakaszokkal, így 5 km-es szakaszon száradt ki teljesen a vízfolyás. Ezt a változást híven tükrözi az amfifiták és a hidrofíták arányának eltolódása az amfifiták irányába. A talajvízszint ilyen nagy mértékű lecsökkenésének oka a környező fejlődő területek építkezéseiben keresendő. Szintén egy építkezésnek köszönhetően semmisült meg a *Veronica anagalloides* élőhelyét is jelentő kis úszó sziget. A 2005-ös évben a feljegyzett fajok száma drasztikusan visszaesett és a becsült növénytömeg is alacsonyabb volt, mint a korábbi térképezéskor. A vízszintcsökkenés mellett a vízfolyást övező bokor és erdősáv fokozatosan növekvő árnyékolása is fokozta, hogy a Hörgelaugrabenben a makrofita vegetáció elszegényedése volt tapasztalható.

## 5.7 A Duna-Tisza közti csatornarendszer vegetációjában bekövetkező változások értékelése

### 5.7.1 Duna-Tisza csatorna

A Duna-Tisza-csatorna esetében a hidrofita fajok domináltak, de ezen belül is kiemelkedett az eutróf vizekben (Felföldy 1990) előforduló *Ceratophyllum demersum*. Az amfifita fajok becslési értékeinek nagymértékű csökkenése (*Sparganium erectum*, *Glyceria maxima*), valamint egyes helofita fajok elterjedésének (*Rumex hydrolapatum*, *Typha angustifolia*) csökkenése háttérben elsősorban a 2004-ben történt kotrási munkálatok húzódnak meg. Elmondható, hogy a *Sparganium erectum* vesztett a legtöbbet elterjedési hosszából és a *Phragmites australis* regenerálódott szinte teljes mértékben a munkálatok után 4 évvel. A víz tápanyag-terhelésében bekövetkező negatív változást jelzi a 2002-es felvételekben még meg sem jelenő *Lemna gibba* nagyarányú térhódítása (Farkas et al. 2007) és a *Zannichellia palustris* megjelenése. A csatornában előforduló inváziós növényfajok közül az *Elodea nuttallii* és a *Cabomba caroliniana* jellemzően a folyamatosan tisztított horgászhelyekhez kötődően jelent meg. Steták (2007) vizsgálatai során hasonló megállapításra jutott. Emellett a *Pistia stratiotes* megjelenése is mindenképpen emberi behurcolás következményeként értékelhető (Szabó 1994). A csatornában előforduló védett növények (*Acorus calamus*, *Nymphaea alba*) megőrizték állományukat.

### 5.7.2 Duna-völgyi-főcsatorna

A DVCS dabasi vizsgálati egységében a Duna-Tisza csatornához hasonlóan a *Ceratophyllum demersum* dominanciája volt megfigyelhető. 2002-ben a vegetáció egyenletes képet mutatott. 2008-ban azonban a Harmincas-csatornával való összeköttetéséig a csatorna lassan folyó szakaszain igen nagymértékű *Lemna gibba* szőnyeg volt jelen, amely nagyban megnehezítette a térképezési munkát. Az amfifita fajok (*Sagittaria sagittifolia*, *Berula erecta*, *Mentha aquatica*) térhódítását is a lassú folyás és a vastag lebegő hínárszőnyegen való megtámaszkodás lehetősége (Felföldy 1981) segítette. A vegetáció képe sokat változott, amikor vízutánpótlást kapott. Ezekhez a nyíltabb területekhez kötődik a *Cabomba caroliniana*, míg az *Elodea nuttallii* a Duna-Tisza csatornához közelebbi szakaszokon tartott fenn stabil állományt.

A szabadszállási területen a 2002-es igen gazdag makrofita vegetációval szemben erőteljes csökkenés mutatkozott minden, a vizsgálat alá eső mutató tekintetében. A fajszám és a fajok elterjedési területe jelentős mértékben lecsökkent, valamint a becsült növénytömeg is erőteljesen visszaesett. A területen korábban igen nagy növénytömeggel és 100%-os elterjedési hosszal rendelkező *Cabomba caroliniana* mennyisége határozottan csökkent, nagy virágzó és úszólevelet fejlesztő állományai a felsőbb szakaszok lassan folyó, de lebegő hínárral kevésbé fedett területein jelentek meg 2008-ban. A vizsgálati egység vegetációjának képét döntően a Harmincas-csatornával való összefolyás és a 113-114-es szakaszokon kialakult uszadékbugó miatt megváltozott folyási dinamika határozta meg.

A Duna-völgyi-főcsatorna akasztói egységének felső szakaszain (1-17. sz.) a vegetáció arculatát a csatorna mentén nagy területeken elnyúló legelőkről lejáró szarvasmarhák is alakították. A 2002-ben megfigyelt hidrofíták (*Ceratophyllum demersum*, *Cabomba caroliniana*, *Lemna minor*) által uralt növényzetet az állatok folyamatos taposásával kialakult lankásabb partoldalnak köszönhetően az amfifita fajok gazdagították (*Berula erecta*, *Sparganium erectum*). A kialakult nyugodt vízű öblökben a *Trapa natans* is megfelelő élőhelyekre talált, elterjedési területe 2002 óta növekedett. Ezeknek a helyeknek egyben az állatok tevékenysége miatt is kialakult tápanyagban való nagyobb gazdagságát (Farkas et al. 2007) a nagyobb tömegben előforduló *Lemna gibba* is jelezte (Felföldy 1990). Az akasztói kertek alatt elhaladva és a város közelségéből adódóan sok horgász hely található a csatorna mentén, ami az *Elodea nuttallii* terjedésének kedvezett.



A *Zannichellia palustris* is a városhoz közeli kertvégi szakaszokban jelenik meg, feltehetően a növekvő tápanyagterhelésnek köszönhetően, ami teljesen egybeesik Kohler (1982) megállapításával, aki az erősen szennyezett területeket jelző V. csoportba helyezte a taxont. A Duna-völgyi-főcsatorna bajai szakaszainak vegetációjában a *Ceratophyllum demersum* és a *Potamogeton nodosus* mellett az amfifita *Sparganium erectum* és *Sagittaria sagittifolia* szubmerz alakjai domináltak. A déli egység ellaposodó kiöblösödéseiben a *Nuphar lutea* mellett a védett és jellemzően álló- vagy lassú folyású vizet kedvelő *Trapa natans* és *Nymphaea alba* is megfelelő életkörülményekre talált. Új, védett fajként jelent meg a 68. szakaszban a *Salvinia natans*, további terjedése várható.

Összefoglalóan elmondható, hogy noha az egyes felmérési egységek esetében erőteljes változások voltak tapasztalhatóak az elterjedésben és dominanciaviszonyokban, az egész Duna-völgyi-főcsatornát együttesen vizsgálva egy stabil rendszer képe tárul elénk. A viszonylagos stabilitásból a *Lemna gibba* 2008-as 47%-os relatív elterjedési hossza, valamint a *Cabomba caroliniana* és a *Hydrocharis morsus-ranae* alacsony növénytömege miatt bekövetkezett változások tűntek ki. A két vizsgálati év közötti különbségekre legérzékenyebben az MMT/MMO diagram mutat rá, érzékeltetve a területen alacsonyabb becsült növénytömeeggel jelenlévő vegetációt.

### 5.7.3 Sós-ér

A meredek mederfal és a Sós-ér esetében sokszor 2 méter széles, mindkét parton végigfutó, vízbe is számottevően benyúló nádsáv nem kedvez az amfifiták elterjedésének (Falusi et al. 2004). A néhol áthatolhatatlan nád csak a horgászok által kitisztított csapásokon keresztül járható. A kutatási területen felmért eredmények alapján megállapítható, hogy a Sós-éren mindkét felvételi évben négy faj tartozott az RPM és az MMT/MMO értékeket is tekintve, a domináns fajok közé: *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton nodosus* és a *Hydrocharis morsus-ranae*. A védett *Salvinia natans* megjelenése és elterjedése a 11. szakasztól pontosan meghatározta a Kiskunsági-főcsatorna és a Sós-ér közötti átvezetés helyét.

Mindenképpen fontos megjegyezni, hogy a Duna vizével közvetlenül vagy közvetetten összeköttetésben álló nagyobb csatornáknál a *Cabomba caroliniana* nagy tömegben volt jelen. A Sós-ér esetében még a torkolati szakaszban sem talákoztunk ezzel az inváziós fajjal!, ami Sanders (1979) megállapítását igazolja, miszerint az alkalikus vizeket a karolinai tündérhínár nem kedveli. Viszont az adventív *Typha laxmannii* pont ezen élőhelyi tényezőnek köszönhetően a Sós-ér partmenti vegetációjának egyik meghatározó faja volt.

### 5.7.4 Harmincas-csatorna

A Harmincas-csatorna 1998-as felvételeiben a lebegő hínár (*Hydrocharis morsus-ranae*, *Spirodela polyrhiza*), a *Ceratophyllum demersum*, a *Myriophyllum spicatum* és a *Cabomba caroliniana* 4-es és 5-ös becsült növénytömegű állományai jellemzőek. 2008-ban a fajszámában, a fajok relatív elterjedési hosszában és a becsült növénytömeg tekintetében is erőteljes visszaesés tapasztalható. A 2008-as felmérés során a csatornán több szakaszon nem tudtam a térképezést elvégezni a nád 100%-os borítása miatt. A domináns faj 2008-ban is a *Ceratophyllum demersum* kimagasló 46,7%-os RPM értékkel. A csatorna alacsony vízállása miatt kialakult náddal benőtt szakaszok után a becsült növénytömegek növekednek, amely változás Sipos (2001) munkájával is jó egyezést mutat.

A korábbi felmérés során a csatorna 82%-án előforduló *Cabomba caroliniana* közel 60%-ot veszített Lr értékéből. A csatornában előforduló védett fajok a többi csatornához hasonlóan a *Trapa natans* és a *Nymphaea alba*.

### 5.7.5 Apaji- csatorna

Az Apaji-csatorna szinte álló vizű igen nagy növénytömeggel rendelkező lebegő hínárral fedett alsószenttamási szakasza után a Kígyós-ér elágazásánál a vízállástól függően nagyobb vízmennyiséget nyerve halad tovább. Itt, ha kevéssel is, de erőteljesebb sodrás következtében csak a *Ceratophyllum demersum* ér el továbbra is magas értékeket, és ennek is köszönhetően a 2008-as felvétel RPM értékei alapján a teljes növénytömeg 31, 6%-át adja.

A csatorna vegetációjában bekövetkező másik változást, a víz szürkésfehér zavarosságát is okozó, szürkemarha-ítató szakaszokon tapasztaltam. Itt több száz méteren keresztül hiányzik a bal parti vegetáció. A *Cabomba caroliniana* korábbi 1998-as, a Harmincas-csatornához közeli, torkolati előfordulását nem tudta fenntartani, hasonlóan a Sós-érhez, nem fordul elő benne ez az inváziós növényfaj. A védett növényeket tekintve a *Trapa natans* veszített korábbi magas növénytömegéből, de 13%-kal növelte előfordulási hosszát. 2008-ban a *Nymphaea alba* is felkerült a vízfolyás fajlistájára.

## 5.8 A hőtérkép elemzés eredményeinek értékelése

### 5.8.1 Friedberger Au vízfolyásai

A Friedberger Ach összes térképezett szakaszára vonatkozó hőtérképen a vegetáció 2001-es adatai a szakaszok ugyanazon felosztását rajzolta ki, amit Kohler (1978) az ökológiai paraméterek és antropogén hatások alapján elkülönített (forrásvidék, középső és alsó szakaszok). Ez a mintázat a 2005-ös adatok alapján már sokkal árnyaltabban jelent meg, az egységek elkülönülése nem volt olyan határozott.

A Forellenbach esetében a hidrofita fajok abszolút hiánya különítette el az amfifita *Nasturtium officinale* et *microphyllum* által uralt forrásvidéket a *Potamogeton coloratus* és *Mentha aquatica* által jellemezhető középső szakaszoktól.

A Höhgraben és a Hörgelaugraben esetében a csoportok kialakításában, a szakaszok elkülönülésében egyaránt a *Veronica anagallis-aquatica*, a *Mentha aquatica*, a *Phalaris arundinacea* és a *Berula erecta* amfifita növényfajok voltak meghatározóak.

A Kohler (1982) által használt indikátor csoportok fajainak változását és rokonságát együttesen elemezve a 2001-es adatok alapján szoros kapcsolatot tapasztaltunk a Hörgelaugrabbennél a *Potamogeton coloratus* és a *Chara hispida* esetében. A Forellenbachban a *Mentha aquatica* (II. cs.) és a *Potamogeton coloratus* (I. cs.) taxon mindkét felvételi évben szoros rokonságot mutattak az elterjedésük súlypontjai alapján. A két vizsgálati év közötti változásuk párhuzamos volt. Ezt a párhuzamosságot azonban csak a Forellenbachban tapasztaltuk. A Friedberger Ach 2001-es hőtérképén még együtt szerepel a két faj, de a 2005-ös hőtérképen már külön jelennek meg. A Friedberger Ach esetében fordult elő egy vízfolyáson belül a semleges csoportba sorolt *Potamogeton pectinatus* és az V. csoportba sorolt *Zannichellia palustris*. Elterjedési mintázatuk közeli rokonságot mutat mindkét felvétel adatai alapján, ami Felföldy (1990) megállapítását támasztja alá, hogy a *Potamogeton pectinatus* politróf víztestekben is előfordul, tehát a trofitással szemben nem érzékeny faj.

### 5.8.2 Duna-Tisza közti csatornarendszer

A Duna-Tisza csatornarendszer vizsgálati egységeiben a hőtérképek elemzése során a *Ceratophyllum demersum*, a *Hydrocharis morsus-ranae*, a *Lemna minor* és a *Spirodela polyrhiza* becsült növénytömege és elterjedése határozza meg alapvetően a szakaszok különválását. Az amfifita fajok közül a *Sparganium erectum* és a *Sagittaria sagittifolia* jellemzően szubmerz alakban történő előfordulása esetén ér el magasabb értékeket.

Több esetben igen határozottan elkülönítette a szakaszokat egy-egy becsatlakozó csatorna (Apaji-csatorna 2008, DVCS Akasztó 2002/2008, DVCS Szabadszállás 2008, Sós-ér 2008). Ilyenkor jellemzően a megváltozott folyási sebességnek köszönhetően változott a vegetáció, de a Sós-ér esetében új faj (*Salvinia natans*) megjelenése is okozta az eltérést.

A csatornáknak a torkolati szakaszok növényzetük alapján még akkor is elkülönülnek, ha a meder és a szakasz ökológiai paramétereiben nem történik változás. A Duna-völgyi-főcsatorna dabasi szakaszának esetében a hőtérkép alapján olyan szakaszcsoporthoz különültek el statisztikailag, amelyek az elterjedési diagramok pusztán szemmel történő értékelésénél nem mutattak nagy eltérést. Az egyöntetű vegetációval rendelkező csatornák vegetációmintázatában bekövetkező változások számszerűsíthető nyomon követésére a hőtérkép elemzés megfelelő érzékenységet mutat.



## 6 ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

### 1. Új florisztikai eredmények a Friedberger Au területén felmért vízfolyásokhoz:

- a. A 2001-es térképezés során a vizsgált területre nézve négy új fajt fedeztünk fel, illetve tisztáztunk. A Höhgraben vízfolyásban a keresztes békalencse (*Lemna trisulca* L.), Hörgelaugraben esetében az iszaplakó veronika (*Veronica anagalloides* Guss.) állománya az 1972 óta folyó monitorozás során még nem került feljegyzésre.
- b. A helofita fajok közül az óriás tippan (*Agrostis gigantea* Roth) a Forellenbach partján néhol tömegesen fordult elő, noha korábban nem jelezték. Feltehetően az *Agrostis alba* gyűjtőfajba tartozó adatok közül több az *Agrostis gigantea* taxonra vonatkozott. Hasonlóan a *Glyceria fluitans*ra vonatkozó adatok egyes esetekben a fodros harmatkását (*Glyceria notata* Chevall /*G. plicata*/) takarták, amely fajnak előzőleg nem volt adata a területről.
- c. Az Európa szerte fogyatkozó állományú színes békaszőlő (*Potamogeton coloratus* Hornem.) hínárfaj újabb előfordulását fedeztük fel, amit 2001-ben új elterjedési szakaszként vontunk be a vizsgálat sorozatba a Friedberger Ach forrásvidékének szerteágazó rendszerében. A sűrűlevelű békaszőlő (*Groenlandia densa* (L.) Fourr.) 1992. évi felmérések óta eltűnt állományait hosszú idő után 2001-ben ismét sikerült jelentős egyedszámmal igazolni. Kiterjed állományait nem, de jelenlétét a 2005. évi felmérés során is tapasztaltuk.

### 2. A Friedberger Au területén felmért vízfolyások vegetációjának összehasonlító, elterjedési mutatók szerinti elemzése során kapott új eredmények

- a. A 2001-es felmérés során a vizsgált folyóvizek vegetációjának korábbi (legutolsó 1996. évi) felvételezéshez hasonló állapotát igazoltuk. A korábbi felvételekhez képest a fajok elterjedési szakaszait és becsült növénytömegét tekintve számottevő változásokat csak az 1. pontban ismertetett esetekben tapasztaltunk.
- b. A 2005-ben végzett térképezés elemzése során a 2001-es felméréskor tapasztalt enyhe változások felerősödtek, az amfifita fajok növekvő dominanciája és a becsült növénytömegek általános csökkenése a vízfolyások drasztikus vízszintcsökkenését igazolták. Több ponton a trofikus szennyezésre és zavarásra érzékeny fajok csökkenő, az inváziós fajok növekvő tendenciáját rögzítettük, amelyek jellemzően a településekhez és az új infrastrukturális fejlesztésekhez kötődtek.

### 3. A Friedberger Au területén felmért vízfolyások vegetációjában bekövetkező változások hőtérkép elemzése során kapott új eredmények:

- a. A Friedberger Au vízfolyásainak térképezett szakaszaira vonatkozó, a vegetáció 2001-es adatai alapján készített – az elemzésbe újonnan bevezetett – hőtérkép elemzés a szakaszok ugyanazon csoportosítását rajzolta ki, amely ökológiai zónákat Veit et al. (1997) az ökológiai paraméterek és antropogén hatások alapján elkülönítettek. Eltérések a kisebb alcsoportok elkülönítésében adódtak, így a hőtérkép elemzés érzékenyebbnek bizonyult a zónák vegetáció-változás alapján történő kijelölésére.
- b. A Friedberger Au térképezett szakaszaira vonatkozóan a vegetáció 2001-es és 2005-ös adatainak összehasonlításával a korábbi terepi és laboratóriumi vizsgálatok során kialakított, a trofitási szintekhez kötött fajcsoportok tagjainak állományváltozásait elemezve, a két felvétel alapján csak egyes víztestekre vonatkozóan tudtunk szoros kapcsolatot kimutatni. A valódi összefüggések feltárásához a hőtérkép elemzést az eddigi összes felmérésre elvégezve, statisztikailag bizonyítható indikációs csoportbeosztás kialakítása válik lehetővé.

#### 4. A Duna-Tisza közti csatornarendszer vizsgált tagjainak új florisztikai eredményei:

- a. Négy védett fajt találtam, és elterjedési területüket is megrajzoltam. Ezek a következők voltak: a fehér tündérrózsa (*Nymphaea alba*), a sulyom (*Trapa natans*), a rucaöröm (*Salvinia natans*) és az Alföldön ritkának tekinthető kálmos (*Acorus calamus*). A hazai viszonyok között ritka hosszú palka (*Cyperus longus* L.) stabil állományát is igazoltuk.
- b. A Duna-Tisza közti csatornarendszer adventív fajainak feltárásakor a Duna vizével közvetlen kapcsolatban álló csatornák (Duna-Tisza-csatorna, Duna-völgyi-főcsatorna, Harmincas-csatorna) esetében az egyben inváziós karolinai tündérhínár (*Cabomba caroliniana* (A. Gray.) jelentős állományait igazoltuk. Megállapítottam, hogy az aprólevelű átokhínár *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John inváziós faj tömeges előfordulása a horgászok által folyamatosan tisztított területekhez kötődik. A 2008. évben új inváziós fajt, a kagylótutajt (*Pistia stratiotes* L.) találtam meg a Duna-Tisza-csatornában, amit új, a területet veszélyeztető inváziós fajként értékeltem. A Sós-ér és az Apaji-csatorna mentén az adventív rizsgyékény (*Typha laxmannii* Lepech.) elterjedési területét is meghatároztuk.

#### 5. A Duna-Tisza közti mintaterületen felmért csatornák vegetációjának összehasonlító, elterjedési mutatók szerinti elemzése során kapott új eredmények:

- a. Első hazai szakasztérképezési alapokon nyugvó vegetáció-változás, összehasonlító elemzését végeztem el mesterséges víztestben. Számszerűsített elterjedési mutatókkal igazoltam, hogy a vegetáció mennyiségi paramétereinek változásában a csatornák esetében jellemzően a meder morfológiája és a vízgazdálkodási igények szerint évente módosuló paraméterek (főként a folyamatosan változó áramlási viszonyok) hatása a legerősebb.

#### 6. A Duna-Tisza közti mintaterületen felmért csatornák vegetációjában bekövetkező változások hőtérkép elemzése során kapott új eredmények:

- a. A Duna-Tisza közti csatornarendszer vizsgálati egységeiben a hőtérképek elemzése során meghatározásra került, hogy a szakaszcsoportok elkülönítésében a csatornarendszerben dominánsan megjelenő *Ceratophyllum demersum*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Lemna minor* és *Spirodela polyrhiza* fajok becsült növénytömege és elterjedési mintázata játssza az egyik döntő szerepet. Mellettük a csatornarendszerben a part meredekségének van meghatározó szerepe, amely paraméterhez kapcsolódóan az amfifita fajok jelenléte és növekvő becsült növénytömege jelez a vegetáció alapján statisztikailag is eltérő életteret.
- b. A Duna-Tisza közti csatornarendszer jellemzően homogén vegetációval rendelkező szakaszainak klasszikus, elterjedési mutatók szerinti, és az elterjedési diagramok alapján szabad szemmel történő értékelése komoly kihívást jelentett. A hőtérkép elemzés bevezetésével olyan szakaszcsoportok különültek el statisztikailag, amelyek az elterjedési diagramok korábbi értékelésénél nem mutattak eltérést. Megállapítható, hogy az egyöntetűnek tűnő vegetációval rendelkező csatornák mintázatában bekövetkező változások számszerűsíthető nyomon követésére is megfelelő érzékenységet mutat a hőtérkép elemzés módszere.

#### 7. A Duna-Tisza közti mintaterületen felmért csatornák flórájának és vegetációjának létrehozott adatbázisa:

- a. Digitalizált térképi adatbázist és attribútum állományt hoztam létre Arc View 3.1 programmal, amely adatok alapján a Duna-Tisza közti csatornarendszer vizsgált szakaszain előforduló bármely növény elterjedési térképe a becsült növénytömeg megjelenítésével elkészíthető. Az adatbázis későbbi monitorozási és tervezési feladatok során felhasználható.

## 7 KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A Friedberger Au mintaterületen folyó hosszú távú vizsgálsorozatba bekapcsolódva a 2001. és 2005. évi makrofiton felméréseket elvégezve kiszélesítettük a módszer későbbi, más területeken történő alkalmazásának lehetőségét.

A szakasztérképezési módszernek az 1998-as felmérések során Sipos (2001) által a Duna-Tisza közti mesterséges csatornák esetében igazolt használhatóságára vonatkozó felméréseit bővítettük ki és ismételtük meg. Mindezzel a jelen adatok is hozzájárulhatnak ahhoz, hogy a környezeti változások élőlények által történő jelzéséről, a vegetációban lezajló változások és a környezeti tényezők közötti összefüggésről egyre többet tudjunk, mind a németországi, mind a magyarországi területeken.

A terepi tapasztalatok alapján a felvételezési módszerben két kiegészítést látunk fontosnak. Az első, hogy a szakaszok kijelölésénél javasoljuk a kitettséget is figyelembe venni, és a kanyarulatok szakaszhatár-képzésével visszamenőleges szakaszosztással végezni a további térképezést. Ezzel a nap járását is figyelembe vesszük, hiszen a beárnyékoltság mértéke a nap folyamán változó lesz. A visszamenőleges szakaszosztás után a kiegészítés a négy fő és négy mellék égtáj szerint a térképről is megadható és elemzési szempontként bevezethető. A felméréseink során továbbá igazolódott Schneider et al. (2000) azon felvetése, hogy az amfifita fajok esetében az emerz és szubmerz alakok külön becslésére van szükség a pontos megítéléséhez. Példa erre, hogy a Duna-völgyi-főcsatorna bajai egysége esetében döntően szubmerz alakban előforduló amfifiták a medermorfológiában nem jeleznek változást! Így a terepi tapasztalat és jelenlét nélkül, pusztán az adatokat vizsgálva félrevezető következtetéseket eredményezhetnek. A Friedberger Au vízfolyásai közül a Höggraben és a Hörgelaugraben vegetációjában bekövetkezett változások – az amfifita fajok emerz alakjának növekvő mennyisége – egyértelműen utalnak a terület vízellátásban való hiányára, a területen zajló szárazodási folyamatokra. Tehát a klimatikus viszonyok miatt kialakult helyi hatás értelmezésére, a jövőbeli változások előre jelzésére is bizonyítékot ad a vegetáció változása, visszajelzése, különösen a természetes vízfolyásoknál.

Továbbá mind a németországi, mind a magyarországi területeken egyértelműen kimutatható volt a vízi vegetáció által, hogy hol érte antropogén zavarás a vízfolyást. A Forellenbach esetében az autópálya kiépítésével zajló földmunkák miatt növekvő *Elodea canadensis* állományok, vagy a Duna-Tisza közti csatornák esetében a horgászok folyamatos meder-tisztogatásának köszönhető *Elodea nuttallii* előfordulások. Tehát a jellemzően antropogén segítséggel terjedő inváziós fajok elleni védekezésben is segítséget jelentenek jelen szakasztérképezéssel hosszú egységeken és teljes vízfolyásokon végzett felméréseink, mivel a nem mintavételi pontokon végzett szakasztérképezés rávilágít, hogy mely pontokból kiindulva várható az özönfajok terjedése, így az ellenük való küzdelem hatékonyabbá és tervezhetőbbé tehető. Költséghatékonyasági szempontból a Kohler-féle szakasztérképezési módszer és kiértékelési lehetőségei az egyes vízfolyások alapállapot felmérésére és ez alapján az egyes vízfolyások jellemző, speciális és veszélyeztetett szakaszainak és élőhelyeinek kijelölésére, valamint a széles 5 éves időintervallumokban történő monitorozására alkalmazható.

A vizsgálati időszakok különbségeinek értékelésére a klasszikus mutatók elemzése is megfelelő kiértékelési alapot nyújt, de a hatalmas adatmennyiség átlátásához és rendezéséhez mindenképpen statisztikai kiegészítést igényelt. A vizsgálatba új kiértékelési módszerként bevont hőtérkép-elemzés a szakasztérképezés során nyert adatok statisztikai elemzésre megfelelő kiértékelési módnak bizonyult, és megfelelő érzékenységet mutatott az első ránézésre homogén ökológiai paraméterekkel és vegetációval rendelkező csatornák eltérő élettereinek elkülönítéséhez is. A hőtérkép-elemzés a fajok elterjedésében bekövetkező változások és a vízfolyás ökológiai paraméterei közötti összefüggések igazolására és kimutatására a korábbi felmérések adataira is elvégezve további segítséget ad az egyes fajok jelzőértékének pontosításához.





## 8 ÖSSZEFOGLALÁS

A vízi növényzet jelenléte vagy hiánya, mennyisége és állapota tükrözi az élőhelyen végbemenő változásokat. Állományaik felmérése, változásuk elemzése és monitorozása az Európai Unió Víz Keretirányelvének (VKI) (2000/60/EC Direktíva) hatálya lépésével különösen időszerűvé vált, mivel a VKI a korábbi vízhasználat-központú szemlélettel szemben minden tekintetben az ökológiai szempontokat helyezi előtérbe a természetes és mesterséges vizes élőhelyek jó állapotának, illetve potenciáljának megállapításában és megőrzésében. A felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének szabályairól Magyarországon a 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet intézkedik, amelyet a 34/2008 (XII. 31.) KvVM rendelet módosít. A makrofiton (szabad szemmel jól látható vízínövény) folyóvízi terepi felméréséhez a MSZ EN 14184:2004 szabvány jelent meg.

A szabványban megfogalmazott ajánlások alapját az európai folyóvízi vegetáció-térképezés egyik legrégebben, 1972 óta tartó hosszútávú (4-5 évente megismételt) monitorozási területén, a németországi Friedberger Au síkságon található vízfolyásokon Kohler (1978) által kifejlesztett szakasztérképezési módszer adja. Munkám során 2001-ben volt alkalmam a Friedberger Au vízfolyásain (Friedberger Ach, Forellenbach, Höhgraben, Hörgelaugraben) hetedik alkalommal végzett makrofiton térképezésbe témavezetőmmel együtt bekapcsolódni, és elsajátítani a módszer helyes alkalmazását a mintaterületen (44 km). Majd a 2005. évi felmérést már önállóan végeztük el. A módszer hazai alkalmazására 1990-ben az IAD (Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung) makrofiton térképezési programja keretében került sor a Duna különböző szakaszainak felmérésekor (Pall et al. 1996, Ráth 1994). Mesterséges víztestekben először 1998-ban Sipos (2001) hazánkban tesztelte a szakasztérképezési módszert a Duna-Tisza közti csatornarendszer három tagján, a Harmincas- és az Apaji-csatornán, valamint a Duna-völgyi-főcsatorna szabadszállási egységén. Munkája során kiemeli a korábban botanikailag kevésbé kutatott csatornáknak a terület ökológiai hálózatában betöltött kulcsszerepét. Továbbá az erőteljes antropogén hatás alatt álló csatornarendszer özönnövények terjedésének is nagyobb lehetőséget biztosít, és mivel a felmérés során az inváziós karolinai tündérhínár (*Cabomba caroliniana* Gray) kiterjedt állományait fedezte fel, további területek térképezése mellett a csatornák növényzetének folyamatos monitorozását javasolta. A vizsgálatokba bekapcsolódva a térképezett területeket további négy eltérő szerepű és méretű csatornával és csatornaegységgel növeltük, így 2001-ben a Sós-érrel, 2002-ben a Duna-Tisza csatornával és a Duna-völgyi-főcsatorna dabasi, akasztói és bajai egységével bővítettük ki. A makrovegetáció felmérését az összes korábbi vizsgálati szakaszon (152 km) 2008-ban ismételt meg, amivel a Duna-Tisza köze csatornáinak szisztematikus monitorozása indult el. Jelen értekezés célja az egyaránt a Duna vízgyűjtő területéhez tartozó víztestek, a Friedberger Au vízfolyásain, valamint a Duna-Tisza közti csatornarendszer tagjain szakasztérképezési módszerrel végzett makrofiton felmérések eredményeinek kiértékelése, illetve a két vizsgálati év eredményeinek vízfolyásonkénti összehasonlító elemzése.

A Kohler-féle szakasztérképezés során a vízfolyás teljes hosszát szakaszokra osztva végezzük el a tényleges felmérést. A szakaszok határait a makrofiton elterjedése szempontjából meghatározó azonos ökológiai viszonyok változása adta meg, így az egyes kijelölt szakaszok homogén élettérnek tekinthetők. A feljegyzett fajok mennyiségét az egyes szakaszok átvizsgálása után egy 1-5-ig terjedő skálán megbecsültük. A terepi becslések alapján a Kohler (1978) által meghatározott és Kohler és Janauer (1995) által pontosított különféle elterjedési mutatók kerültek meghatározásra. Az elterjedési mintázat értékelésére a relatív elterjedési hosszot (Relative Arealänge, Lr) és az átlagos mennyiségi indexeket (Mittleren Mengenindices, MMT, MMO) alkalmaztuk. A vízfolyások vegetációjának dominancia viszonyairól a relatív növény mennyiség (Relative Pflanzenmenge, RPM) nyújt értékelhető adatokat. Az elterjedési diagram együttesen és grafikusán ábrázolja a fajlistát és a felmért szakaszokat a szakaszonkénti becsült növénytömegekkel együtt, tehát a vízfolyás vegetációtérképének tekinthető.

Ezen túl az elterjedési adatok megjelenítésére a vízi vegetáció kutatásában új elemzési módszerként az ún. hőtérkép-elemzést is bevezettük. Ekkor a klaszter analízis segítségével képi ábrázolásban is megjelenítettük az elterjedési értékeket. A fajok előfordulását és a mennyiségi adatait együtt alkalmazva az eredményeket a sorok és oszlopok elforgatásával jelenítettük meg, annak érdekében, hogy a hasonló értékek közelebbi clusterekbe kerüljenek (Sneath 1957).

A Friedberger Au vízfolyásaiban végzett 2001-es térképezés során a vizsgált területre nézve a hosszú távú vizsgálat sorozat ellenére négy új faj találtunk, illetve tisztáztunk (*Lemna trisulca*, *Veronica anagalloides*, *Agrostis gigantea*, *Glyceria notata* Chevall /*G. plicata*/). Az Európa szerte fogyatkozó állományú *Potamogeton coloratus* újabb előfordulását fedeztük fel, amit 2001-ben új elterjedési szakaszként vontunk be a vizsgálat sorozatba, emellett a *Groenlandia densa* 1992. évi felmérések óta eltűnt állományait hosszú idő után 2001-ben ismét sikerült igazolni. A 2001. és 2005. évi felmérések eredményeinek elemzése alapján összefoglalóan elmondható, hogy a terület eredetileg oligotróf vízfolyásai az előforduló fajok alapján döntő részben megőrizték vízminőségi állapotukat. Ugyanakkor az *Elodea canadensis* elterjedése és mennyiségének növekvő tendenciája a területen folyó antropogén bolygatás fokozódásával hozható összefüggésbe. A 2005-évi vizsgálatok során az amfifita fajok növekvő dominanciája a vízfolyások drasztikus vízszintcsökkenését igazolta.

A Duna-Tisza közti csatornák vizsgálata során a csatornában előforduló leggyakoribb hínárfaj a *Ceratophyllum demersum*. Továbbá a *Myriophyllum spicatum*, *M. verticillatum* és a *Potamogeton nodosus* mennyisége volt még jelentős. A csatornák meredek partfalának hatására a csatornarendszerben az amfifita fajok háttérbe szorulnak. A vizsgálati területen négy védett fajt találtunk, és elterjedési területüket is meghatároztuk (*Nymphaea alba*, *Trapa natans*, *Salvinia natans*, *Acorus calamus*). A hazai viszonyok között ritka hosszú palka (*Cyperus longus* L.) stabil állományát is igazoltuk. Az adventív és inváziós fajok feltárásakor a Duna vízzel közvetlen kapcsolatban álló csatornák (Duna-Tisza-csatorna, Duna-völgyi-főcsatorna, Harmincas-csatorna) esetében a *Cabomba caroliniana* jelentős állományait igazoltuk. A horgászok által folyamatosan tisztított területekhez kötődően az *Elodea nuttallii* jelent meg az összes csatorna esetében. A 2008. évben új inváziós faj, a *Pistia stratiotes* került fel a Duna-Tisza-csatorna fajlistájára, amit új, a területet veszélyeztető inváziós fajként értékeltem. A Sós-ér és az Apaji-csatorna mentén a *Typha laxmannii* elterjedési területét is meghatároztuk. Az adatokból a későbbi monitorozási és tervezési folyamatok során felhasználható digitalizált térképi adatbázist és attribútum állományt hoztam létre, ami alapján a Duna-Tisza közti csatornarendszer vizsgált szakaszain előforduló bármely növény elterjedési térképe a becsült növénytömeg megjelenítésével elkészíthető.

A szakasztérképezési módszerrel végzett korábbi felméréseket bővítve és megismételve a jelen adatok is hozzájárulhatnak ahhoz, hogy a környezeti változások élőlények által történő jelzéséről, a vegetációban lezajló változások és a környezeti tényezők közötti összefüggésről egyre többet tudjunk, mind a németországi, mind a magyarországi területeken. Emellett a jellemzően antropogén segítséggel terjedő inváziós fajok elleni védekezésben is segítséget jelentenek jelen felméréseink, mivel a nem mintavételi pontokon végzett szakasztérképezés rávilágít, hogy mely pontokon várható az özőnfajok megjelenése és terjedése, így az ellenük való küzdelem hatékonyabbá tehető. Költséghatékonysági szempontból a Kohler-féle szakasztérképezési módszer és kiértékelési lehetőségei az egyes vízfolyások alapállapot felmérésére és ez alapján az egyes vízfolyások jellemző és veszélyeztetett szakaszainak kijelölésére, valamint a széles 5 éves időintervallumokban történő monitorozására alkalmas.

A Friedberger Au vízfolyásainak térképezett szakaszaira vonatkozó – az elemzésbe újonnan bevezetett – hőtérkép és a vegetáció elemzésére alkalmazott korábbi módszerek alapján elkülönített szakaszcsoportok teljesen átfedték egymást. Eltérések a kisebb alcsoportok elkülönítésében adódtak, így a hőtérkép elemzés érzékenyebbnek bizonyult a zónák vegetáció-változás alapján történő kijelölésére. A Duna-Tisza közti vizsgálatok igazolták, hogy a sokszor egyöntetűnek tűnő vegetációval rendelkező csatornák vegetációmintázatában bekövetkező apró változások számszerűsíthető nyomon követésére a hőtérkép megfelelő érzékenységet mutat.

## 9 SUMMARY

The presence or absence of hydrophytic vegetation, their quantity and condition reflects the changes taking place in the habitat. The survey of their population, monitoring and evaluating the changes has become particularly timely with the introduction of the EC Water Framework Directive (WFD) (2000/60/EC Directive), because the WFD (contrary to the former water usage centered view) always considers ecological viewpoints first in order to determine and to preserve the good state and potential of natural and man-made water habitats. In Hungary the rules for observation and status evaluation of surface waters are governed by regulation 31/2004. (XII. 30.) KvVM, with modifying regulation 34/2008 (XII. 31.) KvVM. The standard MSZ EN 14184:2004 is applicable for the surveying of macrophytes (hydrophyte vegetation visible to the naked eye) in flowing waters.

The basis for the recommendations put forward in the standard is given by one of the longest used vegetation surveying methods, the section mapping method developed by Kohler (1987) for the watercourses of the Friedberger Au plains in Germany. The project has been running since 1972, with surveys repeated every 4-5 years. In 2001 I have had the opportunity to take part in the 7th macrophyte surveying of the waters of the Friedberger Au (Friedberger Ach, Forellenbach, Höhgraben, Hörgelaugraben), and to learn the proper usage of the method over the sampling length of 44km. Following this we have conducted the survey independently in 2005. The first application of the method in Hungary took place in 1990 during the macrophyte mapping program of the IAD (Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung), where different sections of the Danube had been surveyed (Pall et al. 1996, Ráth 1994). The section mapping method has been first tested on artificial water bodies in Hungary in 1998 by Sipos (2001), on three members of the Danube-Tisza interfluvial canal system: the Harmincas- and Apaji-Canals and on a section of the Duna-völgyi-Maincanal near Szabadszállás. In her work she emphasizes the key role these formerly botanically less researched canals play in the ecological system of the area. Additionally these canals (being under strong anthropogenic effect) are better supporting the spreading of invasive plants and because an extensive population of the invasive *Cabomba caroliniana* (Gray) had been discovered, she has suggested that in addition to surveying additional areas, the vegetation of canals should be continuously monitored. After entering the research, we have advised the mapped areas to be extended with additional four canals and canal sections having different roles and sizes. In 2001 the Sós-ér was added, followed by the Duna-Tisza Canal, and the Dabas, Akasztó, and Baja sections of the Duna-völgyi-Maincanal in 2002. I have repeated the surveying of the macrovegetation on all previously mapped areas (152 km) in 2008, with it starting the systematic monitoring of the canals of the Danube-Tisza interfluvial canal system. The goal of this dissertation is to evaluate the results of the macrophyte surveys conducted using the section mapping method on water bodies belonging to the catchment area of the Danube, on the watercourses of the Friedberger Au, and on the members of the Danube-Tisza interfluvial canal system, and to compare the results of the two survey years per each watercourse.

In Kohler's section mapping method the actual survey is done by splitting the length of the watercourse into sections. The borders of sections are defined by the changes in the ecological attributes determining the spreading of the macrophytes, so each section can be considered a homogenous habitat. After the survey, we have estimated the amount of each species in the sections on a 1 to 5 scale. We have determined different spread indicators, which had been defined by Kohler (1978) and were later refined by Kohler and Janauer (1995). To evaluate the spread pattern, we have used the relative spread length (Relative Arealänge, Lr), and the average quantity index (Mittleren Mengenindices, MMT, MMO). The relative plant amount (Relative Pflanzenmenge, RPM) gives useable information about the dominance relations of the plants in the watercourses. The spread diagram combines the species list and the sections together with the estimated plant mass per section, thus it can be considered a vegetation map of the watercourse.

Additionally to visualize the data on the spread, we have introduced a so called heatmap analysis as a new method in hydrophyte research. In this we have displayed the spread data in graphical form with the help of cluster analysis. The presence and quantitative data of species was represented together by the rotation of clusters so in the rows and columns the similar values get into closer clusters (Sneath 1957).

In despite of the long-term series of exploration four new species for the researched area (*Lemna trisulca*, *Veronica anagalloides*, *Agrostis gigantea*, *Glyceria notata* Chevall /*G. plicata*/) were found or rather precisely stated during the survey in 2001 carried out on the watercourses of the Friedberger Au. New-founded stands of the all over Europe decreasing *Potamogeton coloratus* were discovered, this new unit had been involved into the survey in 2001 as a new presence section. Therewith the since 1992 not detectable stands of *Groenlandia densa* could be proved as well after a long while in 2001. After the evaluation of the results date from the surveys in 2001 and 2005 we could general declare that the originally oligothropic water flows based on the presented species mainly kept their water quality conditions. Contemporaneously the spread and increasing tendency of *Elodea canadensis* relate to the intensifying of anthropogenic influence going on in the area. During the survey in 2005 the increasing dominance of amphiphytes verifies the drastic sinkage in the water level of the watercourses.

During the survey of the Danube-Tisza interfluvial canals the most frequented macrophyte was the *Ceratophyllum demersum*. Additionally the amount of *Myriophyllum spicatum*, *M. verticillatum* and *Potamogeton nodosus* was also significant. Through the influence of the steep slope of the canals the amphiphytes are pushed into the background in the canal system. We found four protected plant species (*Nymphaea alba*, *Trapa natans*, *Salvinia natans*, *Acorus calamus*) in the examined area, their spreading area was determined as well. Stable stand of the regarding to Hungarian circumstances rare held *Cyperus longus* L. was even proved. The exploration of adventive and invasive species significant stands of *Cabomba caroliniana* were detected in case of with Danube water directly connected canals (Duna-Tisza Canal, Duna-völgyi-Maincanal, Harmincas-Canal). The *Elodea nuttallii* appeared connecting to continuously cleared areas by anglers in the case of all canals. In 2008 new invasive species, the *Pistia stratiotes* came to the species list of the Duna-Tisza Canal, the position of it was considered as the area endangering new invasive species. Along the Sós-ér and the Apaji-Canal the spreading area of *Typha laxmannii* was determined. From the data for further monitoring and planning processes useful digitized map and attribute store were established, based on this dispersion map of any plant species presented in the Danube-Tisza interfluvial canal system is preparable together with the estimated plantmass.

Present data resulted from widening and repetition of previous unit mapping surveys contribute as well to better knowledge about indication relations between living beings and changes in their environment and emphasized about connections between vegetation changes and environmental parameter in the German and the Hungarian areas as well. Additionally our surveys provide help in the protection against invasive species that are typically spreading with the help of anthropogenic influence, because the section mapping conducted not at sampling points shows where the appearance and spreading of invasive species can be anticipated, making the fight against them more efficient. From cost effectiveness point of view the section mapping method by Kohler and its possibilities for evaluation are suitable for determining the basic state of watercourses and for marking the characteristic and endangered sections, and also for status monitoring in longer 5 year intervals.

The newly introduced heatmap of the watercourses of the Friedberger Au and the section groups determined by other methods previously employed in vegetation surveys are completely overlapping. Deviations could be seen in the separation of smaller subgroups, hence the heatmap proved to be a more sensitive tool for designating the sections based on the changes in the vegetation. The surveys conducted in the Danube-Tisza interfluvial have proven that the heatmap method has sufficient sensitivity to track the small changes occurring in the vegetational pattern of canals (that often appear to have homogeneous vegetation) in a quantifiable way.

## 10 KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Mindenekelőtt köszönettel tartozom témavezetőimnek, Dr. Penksza Károlynak és Dr. Sipos Virág Katalinnak kutatásaim támogatásáért, valamint a disszertáció elkészítéséhez adott segítségért.

Köszönöm a szakmai köröknek, hogy támogatták munkámat, különösen köszönöm Dr. Alexander Kohlernek és Uwe Veitnek szakmai segítségét és iránymutatásait.

Köszönettel tartozom Wichmann Barnabásnak, az adatok statisztikai feldolgozásában nyújtott nélkülözhetetlen segítségéért.

Köszönöm a Ráckevei Duna-ági Horgász Szövetség munkatársainak önzetlen támogatását és a horgászoknak, akik jó munkát kívántak és információkkal láttak el, és azoknak is, akik nemtetszésének köszönhetően egy-egy szakasszal hamarabb végeztünk.

Nem utolsó sorban köszönöm családtagjaimnak és barátaimnak, akik hihetetlen változatos formákban segítettek elő és viselték el tudományos munkámat.

## 11 MELLÉKLETEK

### M 1. Irodalomjegyzék

### M 2. Friedberger Au vízfolyásainak diagramjai

(*Lr, RPM, MMT/MMO, elterjedési diagram, hőterkép*)

- Friedberger Ach (FA)
  - FA forrásvidék (1-3., 13-16. melléklet)
  - FA középső szakasz (4-6., 13-16. melléklet)
  - FA alsó szakasz (7-9., 13-16. melléklet)
  - FA összes (10-16. melléklet)
- Forellenbach (17-23. melléklet)
- Höggraben (24-30. melléklet)
- Hörgelaugraben (31-37. melléklet)

### M3. Duna-Tisza közti csatornák diagramjai

(*Lr, RPM, MMT/MMO, szakaszosztás, elterjedési diagram, hőterkép*)

- Duna-Tisza csatorna (38-45. melléklet)
- Duna-völgyi-főcsatorna
  - DVCS Dabas (46-53. melléklet)
  - DVCS Szabadszállás (54-61. melléklet)
  - DVCS Akasztó (62-69. melléklet)
  - DVCS Baja (70-77. melléklet)
  - DVCS összes (78-82. melléklet)
- Sós-ér (83-90. melléklet)
- Harmincas-csatorna (91-98. melléklet)
- Apaji-csatorna (99-106. melléklet)

## M1. Irodalomjegyzék

- ADLER W., OSWALD K., FISCHER R. (1994): Exkursionflora von Österreich. Stuttgart, Wien: Ulmer 1014 p.
- AGAMI M., LITAV M., WAISEL Y. (1976): The effects of various components of water pollution on the behaviour of some aquatic macrophytes of the coastal rivers of Israel. *Aquat.bot.* 2, 203-213. p.
- AMOROS C., BORNETTE G., HENRY C. P. (2000): A vegetation-based method for ecological diagnosis of riverine wetlands. *Environmental Management* 25 (2), 211-227. p.
- BAGI I. (1985): Studies on the vegetation dynamic of Nanocyperion communities I. Characteristic indicator values and classification and ordination of stands. Szeged: *Tiscia* 20, 29-43. p.
- BARTHA D. (1995): Ökológiai és természetvédelmi mutatószámok alkalmazása a vegetáció értékelésében. *Tilia* 1, 170-184. p.
- BAUER N. (2006): A *Potamogeton coloratus* Hornem. Magyarországon. *Flora Pannonica* 4, 111-120. p.
- BELÉNYESI M., CENTERI CS., GRÓNÁS V. (2002): A térinformatika alkalmazásának lehetőségei a fenntartható földhasználat tervezésében. *Acta Agraria Kaposvariensis* 6, 185-194. p.
- BIRÓ M. (2006): A történeti térképekre alapuló vegetációrekonstrukció és alkalmazásai a Duna-Tisza közén. Doktori értekezés, Pécs, 139 p.
- BODROGKÖZY GY. (1965): Ecology of the halophytic vegetation of the Pannonicum II. Correlation between alkali „szik” plant communities and genetic soil classification in the Northern Hortobágy. *Acta Botanica Hungarica* 11, 1-51. p.
- BODROGKÖZY GY. (1982): Ten years changes in community structure soil and hydroecological conditions of the vegetation in the Protection Area at Mártély (S. Hungary). Szeged: *Tiscia* 17, 89-130. p.
- BOLLE C. (1865): Eine Wasserpflanze mehr in der Mark. *Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg* 7, 1-15. p.
- BORBÁS V. (1900): A Balaton tavának és partmellékének növényföldrajza és edényes növényzete. A Balaton tudományos tanulmányozásának eredményei II (2), Budapest 1-413. p.
- BORHIDI A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámjai. Pécs: Janus Pannonius Tudományegyetem Kiadványai 95 p.
- BORHIDI A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Bot. Sci. Hung.* 39 (1-2), 97-181. p.
- BORHIDI A. (2003): Magyarország növénytársulásai. Budapest: Akadémiai Kiadó, 610 p.
- BORHIDI A., SÁNTA A. (Szerk.) (1999): Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól I, II. Budapest: Természet Búvár Alapítvány Kiadó, 795 p.
- BOROS Á. (1934): Néhány ritkább *Potamogeton*-faj hazai elterjedéséhez. *Bot. Közl.* 31, 157-159. p.
- BOROS Á. (1936): A Duna-Tisza köze kőrisedői és zombékosai. *Bot. Közl.* 33 (1-6), 84-97. p.
- BOROS Á. (1937): A magyarországi hévizek felsőbbrendű növényzete. *Bot. Közl.* 34, 85-118. p.
- BOROS Á. (1960): Rizs-gyom tanulmányok. *Agrobotanika* 2, 141-163. p.

- BOYD C. E. (1976): Accumulation of dry matter, nitrogen and phosphorus by cultivated water hyacinths. *Econ. Bot.* 30, 51-56. p.
- BRAUN-BLANQUET J. (1951): Pflanzensociologie. Grundlage der Vegetationskunde. 2. Aml. Wien: Springer 631 p.
- BUGBEE G. J., WHITE J. C. (2005): Control of cabomba, eurasian milfoil and water lily in Lake Quonnapaug with herbicides and hydroraking 2002. *Connecticut Agricultural Experiment station Bulletin* 1002, New Haven 14 p.
- CASPER S. J., KRAUSCH H-D. (1980): Pteridophyta und Antophyta I. [Stuttgart, New York: VEB Gustav Fischer Verlag] (Süßwasserflora von Mitteleuropa 23) 403 p.
- CASPER S. J., KRAUSCH H-D. (1981): Pteridophyta und Antophyta II. [Stuttgart, New York: VEB Gustav Fischer Verlag] (Süßwasserflora von Mitteleuropa 24) 942 p.
- COOK C.D.K., URMI-KÖNIG K. (1985): A revision of the genus *Elodea* (*Hydrocharitaceae*) *Aquatic Botany* 21, 111-156. p.
- CSAPODY I., HORÁNSZKY A., PÓCS T., SIMON T., SZODFRIDT I., TALLÓS P. (1963): Die ökologischen Artgruppen der Wälder Ungarns. *Acta Agronomica* 12, 209-232. p.
- CSÁNYI B. (1996): Vízfolyások hidrobiológiai vizsgálatának módszertani lehetőségei. *Vízügyi Közlemények* 78 (3-4), 370-385. p.
- CSEMEZ A., BALOGH Á., MADARASSY L., TÓKEI L. (1996): A Duna-Tisza közti Hátság vízhiányos helyzetéhez igazodó beavatkozások környezeti hatáselemzése és hatástanulmánya. Zárójelentés. Budapest: KÉE Tájtervezési és Területfejlesztési Tanszék, 252 p.+mellékletek
- DANDY J. E. (1980): *Potamogeton* L. In: TUTIN, T. G. (Szerk.): *Flora Europea* V. Cambridge: Cambridge University Press, 7-11. p.
- DANYIK T., VIDÉKI R., NAGY A. (2008): A piroslevelű tóalma (*Ludwigia repens* Swartz) és a *Ludwigia peploides* (Kunth) P. H. Raven Magyarországon. *Kitaibelia* 13 (1), 157. p.
- DAWSON F.H., KERN-HANSEN U. (1979): The effect of natural and artificial shade on the macrophytes on lowland streams and the use of shade as a management technique. *Int. Rev. Hydrobiol.* 64 (4), 437-455. p.
- DAWSON F. H., NEWMAN J. R., GRAVELLE M. J., ROUEN K. J., HENVILLE P. (1999): Assesment of the trophic status of rivers using macrophytes: Evaluation of the Mean Trophic Rank. R&D Technical Report E39. Bristol, Environmental Agency of England and Wales, Bristol 108 p.
- DÉVAI GY., DÉVAI I., FELFÖLDY L., WITTNER I. (1992): A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. In: DÉVAI GY. (Szerk.): *Vízminőség és ökológiai vízminősítés.* *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 4, 1-240. p.
- DÉVAI GY., ARADI CS., CSABAI Z., NAGY S. (2000): Javaslat a természeti rendszerek fő vízforgalmi típusainak elkülönítésére és ökológiai vízigényük meghatározására. - In: GYULAI F. (Szerk.): *Az agrobiodiverzitás megőrzése és hasznosítása. Szimpózium Jánossy Andor emlékére.* Budapest & Tápiószele, 2000. május 4-6. Tápiószele: Agrobotanikai Intézet, 59-64. p.
- DÖVÉNYI Z. (Szerk.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere. Budapest: MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, 876 p.
- ELAKOVICH S. D., WOOTEN J. W. (1989): Allelopathic potential of sixteen aquatic and wetland plants. *Journal of Aquatic management* 27, 78-84. p.



- ELLENBERG H. (1950): Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie I. Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden. Stuttgart: Ulmer, 1-141. p.
- ELLENBERG H. (1952): Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie II. Wiesen und Weiden und ihre standortliche Bewertung. Stuttgart: Ulmer. 143 p.
- ELLENBERG H. (1974): Zeiger der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica* 9, 1-97. p.
- ELLENBERG H., WEBER H.E., DÜLL R., WIRTH W., WERNER W., PAULISSEN D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Goltze Vrt. Göttingen: *Scripta Geobotanica* 18, 9-166. p.
- EURÓPAI BIZOTTSÁG (2002): Víz Keretirányelv: Fogjunk hozzá! Luxemburg: Az Európai Közösségek Hivatalos Kiadványainak Irodája, 12 p.
- FALUSI E., PENKSZA K. (2006): Folyóvízi vegetációtérképezési módszer az EU Víz Keretirányelvének tükrében. *Tájökológiai Lapok* 4 (2): 233-240. p.
- FALUSI E., SIPOS V. K., PENKSZA K., KOHLER A. (2004): A Friedberger Au vízrendszerének és a Sós-ér vegetációjának kvantitatív felmérése. *Tájökológiai Lapok* 2 (1), 159-172. p.
- FALUSI E., PENKSZA K., VEIT U., KOHLER A. (2006): A Friedberger Ach hosszú távú vegetációváltozásának vizsgálata és értékelése. A Magyar Biológiai Társaság XXVI. Vándorgyűlése, Budapest, 2006. 11. 9-10. p.
- FARKAS O., SZABÓ S., BORICS G. (2007): Új módszer a békalencsék intraspecifikus kompetíciójának vizsgálatához. *Hidrológiai Közlöny* 87 (6), 34-36 p.
- FARKAS S. (Szerk.) (1999): Magyarország védett növényei. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 416 p.
- FASSET N. C. (1953): A monography of *Cabomba. Castanea* 13, 116-128. p.
- FELFÖLDY L. (1974): A biológiai vízminősítés. [Budapest: Országos Vízügyi Hivatal] (Vízügyi hidrobiológia 16.) 258 p.
- FELFÖLDY L. (1981): A vizek környezettana. Általános hidrobiológia. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó, 73-127. p.
- FELFÖLDY L. (1990): Hínárhatározó. [Budapest: Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium] (Vízügyi hidrobiológia 18.) 145 p.
- FINTHA I. (1979): Revision of the home distribution of *Wolffia arrhiza* L. Szeged: *Tiscia* 14, 71-79. p.
- FORSCHHAMMER N. C. (1999): Production potential of aquatic plants in systems mixing floating and submerged macrophytes. *Freshwater Biology* 41, 183-191. p.
- FÜLÖP S., POMOGYI P., DÖMÖTÖRFY ZS., SZEGLET P. (2004):\_A vízi- és lágyszárú mocsári növényzet szerepe a Kis-Balaton Védőrendszer tápanyagforgalmában. *Hidrológiai Közlöny* 84 (5-6), 43-45. p.
- FÜLÖP S., DÖMÖTÖRFY ZS., POMOGYI P. (2006): A mocsári növényzet állapotának GIS alapú térképezése a Kis-Balaton Védőrendszer Ingói-berkében. *Földrajzi értesítő* 55 (1-2), 37-51. p.
- GENOVESI P., SHINE C. (2007): Európai stratégia az özönfajok ellen. Budapest: Fertő-Hanság és Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természet- és Környezetmegőrzési Szakállamtitkársága, 58 p.
- GLÄNZER U., HABER W., KOHLER A. (1977): Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Makrophyten. *Arch. Hydrobiol.* 79, 193-232. p.

- GRIME J. P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. Chichester - New York - Brisbane - Toronto: John Wiley and Sons, 222 p.
- GRIME J. P. (Szerk.) (1988): Comparative Plant Ecology. London - Boston - Sydney - Wellington: Unwin Hyman, 742 p.
- GRÓNÁS V. (2001): Szántóföldi növénytermesztés által kiváltott talajerózió becslése az EPIC-EROTÓP módszerrel egy védett természeti területen. *Növénytermelés* 49, 14-35. p.
- GRÓNÁS V., BARCZI A. (2000): A Tihanyi-félsziget gazdálkodási struktúrájának változása és jelenlegi felépítése. *Agrártörténeti Szemle* 42, 123-139. p.
- GRÓNÁS V., LŐRINCZI R. (2001): Die Modellierung der landwirtschaftlichen Flächennutzung auf der Halbinsel Tihany (Nationalpark Plattensee - Oberland) in Ungarn mit geografischen Informationssystemen (GIS). *Natur und Landschaft* 76,
- GRÓNÁS V., CENTERI CS., MAGYARI J., BELÉNYESI M. (2006): Agrár-környezetgazdálkodási programok bevezetésének hatása a kijelölt mintaterületek földhasználatára és természeti értékeinek védelmére. *Tájökológiai Lapok* 4 (2), 277-289. p.
- G.-TÓTH L., POIKANE S., FREE G., PENNING E., MÄEMETS H., KOLADA A., HANGANU J. (2007): Makrofiton alapú vízminősítő módszerek összehasonlítása a Közép/Balti interkalibrációs gyakorlat keretében. *Hidrológiai Közöny* 87 (6), 51-54. p.
- GRUVAEUS G., WAINER H. (1972): "Two additions to hierarchical cluster analysis". *British Journal of Mathematical and Statistical Psychology* 25, 200-206. p.
- GUILIZZONI P. (1975): Manganese, copper and chromium content in macrophytes of Lake Endine (Nothren Italy). *Mem. Ist. Ital. Hidrobiol.* 32, 313-332. p.
- GULYÁS P. (1994): A vízepítési tevékenység vízi ökoszisztémákra gyakorolt hatása. *Vízügyi Közlemények* 76, 126-146. p.
- GULYÁS P. (1998): Szaprobiológiai inikátorfajok jegyzéke. [Budapest: Környezetgazdálkodási Intézet TOI Környezetvédelmi Tájékoztató Szolgálat] (Vízi környezet- és természetvédelem. 6.) 1-96. p.
- GULYÁS G., LUKÁCS B. A. (2003): Vizes élőhelyek térképezése a Hernád magyarországi szakaszának jobb partján. *Hidrológiai Közöny* 83. (1-12 Klnsz.) 114-116. p.
- HANTKE R. (1993): Flußgeschichte Mitteleuropas. Skizzen zu einer Erd-, Vegetations- und Klimageschichte der letzten 40 Millionen Jahre. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag, 460 p.
- HÄNSEL M. (1993): Die Anpassungen von flora und vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au (bei Augsburg) an wechselnde Belastungen von 1972 bis 1992. Diplomarbeit, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim, Stuttgart 72 p.
- HANUSKA L. (1968): Bestimmung der Toxizität in Wasser mit Hilfe des Quellmooses *Fontinalis antipyretica* L. *Biologica Bratislava* 23, 728-730. p.
- HAURY J., PELTRE M. C., TRÉMOLIÈRES M., BARBE J., THIÉBAUT G., BERNEZ I., CHATENET H. D. P., HAAN-ARCHIPOL G., MULLER S., DUTARTRE A., LAPLACE-TREYTURE C., CAZAUBON A., LAMBERT-SERVIEN E. (2006): A new method to assess water trophy and organic pollution - The Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia* 570, 153-158. p.
- HÁZI J., SIPOS K. (1998): Kísérletek a hínárnövényzet mennyiségi viszonyainak becslésére. *Hidrológiai Közöny* 78 (5-6), 379-380. p.

- HOLMES N. T. H., NEWMAN J. R., CHADD S., ROUEN K. J., SAINT L., DAWSON F. H. (1999): Mean Trophic Rank: users manual. R&D Technical Report E38. Bristol: Environmental Agency of England and Wales, 134 p.
- HORTOBÁGYI T., SIMON T. (Szerk.) (1981): Növényföldrajz, társulástan és ökológia. Budapest: Nemzeti Tankönyvkiadó, 123 p.
- HORVÁTH F., DOBOLYI Z. K., MORSCHHAUSER T., LÖKÖS L., KARAS L., SZERDAHELYI T. (1995): Flóra adatbázis 1.2 Taxonlista és attribútum-állomány. Vácrátót: MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, 267 p.
- HOSZPOTZKY A. (1908): A tervezett Duna-Tisza csatorna. Budapest: Kereskedelemügyi Magyar Királyi Ministerium, 24 p.
- IHAKA R., GENTLEMAN R. (1996): "R: A language for data analysis and graphics". *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5 (3), 299–314. p.
- ILLYÉS Z., TÓTH E., MAGOS G., TÓTH Z. (2006): Egy akváriumai növény, a *Myriophyllum brasiliense* Camb. megjelenése természetes vizeinkben. *Tájökológiai Lapok* 4(2), 317-325. p.
- ISTVÁNOVCS V., HONTI M., KOVÁCS Á., OSZTOICS A. (2008): Distribution of submerged macrophytes in relation to environmental conditions in large shallow Lake Balaton (Hungary). *Aquat. Bot.* 88, 317-330. p.
- IVERSEN J. (1936): Biologische Pflanzentypen als Hilfsmittel in der Vegetationsforschung. Kopenhagen: Levin und Munksgaard, 224 p.
- JUHÁSZ E. (1981): A Balaton hínártérképezése. *Hidrológiai Közlöny* 61, 315-321. p.
- JANAUER G. A., HEINDL E. (1998): Die Schätzkala nach Kohler: Zur Gültigkeit  $F_{(y)}=x^3$  als Maß für die Pflanzenmenge von Makrophyten. *Verh. Zool. – Bot. Ges. Österreich* 135, 117-128. p.
- KÁKONYI Á. (1996): Természeti vízgazdálkodás. Doktori értekezés BME ÉMK Vízgazdálkodási Tanszék, Budapest 75 p.
- KÁRPÁTI I. (1978): Magyarországi vizek és ártéri szintek növényfajainak ökológiai besorolása. *Keszthelyi Mezőgazdaságtudományi Kar Közleményei* 20 (5), 1-62. p.
- KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V. (1963): Die zönologischen und ökologischen Verhältnisse der Wasservegetation des Donau-Überschwemmungsraumes in Ungarn. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 9 (3-4), 323-385. p.
- KÁRPÁTI V., POMOGYI P. (1978): A napi O<sub>2</sub> ritmus és a trofitás összefüggése a Balaton délnyugati öblözeteiben. *Keszthelyi Mezőgazdaságtudományi Kar Közleményei* 20 (7), 1-28. p.
- KÁRPÁTI I., VARGA GY. (1970): A Keszthelyi-öböl hínárvegetációja kutatásának eredményei. *Keszthelyi Agrártudományi Főiskola Közleményei* 12, 3-67. p.
- KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V., TÖLGYESI GY. (1967): Manganese content of aquatic plants. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 13, 95-112. p.
- KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V., BORBÉLY GY. (1968): Magyarországon elterjedtebb ruderalis gyomnövények synökológiai besorolása. *Keszthelyi Agrártudományi Főiskola Közleményei* 10 (13) 23-40. p.
- KÁRPÁTI I., VARGA GY., NOVOTNY I. (1971): A Szigligeti-öböl hínárvegetációja 1970. évi fitomassza produkciója. Keszthely: *Agrártudományi Egyetem Kiadványai* 13, 3-39. p.
- KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V., POMOGYI P. (1980): Nährstoffakkumulation bei Wassermakrophyten. *Acta botanica Hungarica* 26 (1-2), 83-90. p.

- KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V., GACSÓ L., SZEGLET P. (1986): Die Vegetationskarte des Inneren und Ausseren Sees in Tihany. BFB-Bericht 58, 55-60. p.
- KÁRPÁTI I., SZEGLET P., TÓTH I. (1987): Die Vegetationskarte der Bozsauer-Bucht. BFB-Bericht 63, 63-68. p.
- KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V., SZEGLET P., TÓTH I. (1989): Ökologische Untersuchungen in den Schilfbeständen des Neusiedler Sees I. - BFB-Bericht, 71: 101-110. p.
- KEENEY W. L., BRECK W.G., VANLOON G.W., PEGE J.A. (1976): The determination of trace metals in *Cladophora glomerata*. *C. glomerata* as a potential biological monitor. *Water Res.* 10, 981-984. p.
- KIRÁLY A. (2006): Az Európában alkalmazott mutatószámrendszerek összehasonlító elemzése. *Tájökológiai Lapok* 4 (1), 35-64. p.
- KIRÁLY G. (2007): Vörös lista – A magyarországi edényes flóra veszélyeztetett fajai. Sopron: Sajat kiadás, 73 p.
- KIRÁLY G. (Szerk.) (2009): Új magyar füvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Jósvafő: Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, 616 p.
- KIRÁLY G., PENKSZA K. (2009): *Glyceria* – Harmatkása. In: KIRÁLY G. (Szerk.): *Új magyar füvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok.* Jósvafő: Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, 514-515. p.
- KIRÁLY G., BARANYAI-NAGY A., KERÉKES SZ., KIRÁLY A., KORDA M. (2009): Kiegészítések a magyar adventív flóra ismeretéhez IV. *Flora Pannonica* 7, 3-31. p.
- KISH, R. J., OLEKSYK T. K. (2000): Pathways and rates of range expansion of *Typha laxmannii* Lepech in central Europe. Conference of Phytogeographical problems of synanthropic plants. Institute of Botany Jagellonian University Cracow, Poland 29. p.
- KOHLER A. (1975): Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. *Beitr. Naturk. Forsch. Südw.-Deutschl.* 34, 149-159. p.
- KOHLER A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für Belastungen von Fließgewässer-Ökosystemen. *Verh. Ges. Ökol., Wien* 255-276. p.
- KOHLER A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft+Stadt* 10, 73-85. p.
- KOHLER A. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. *Decheniana Beih.* 26, 31-42. p.
- KOHLER A. (1992): 22 Jahre Forschungen über Fließgewässer- Makrophyten. In: DUHME, F., LENZ, R., SPANAU, L. (Szerk.): *25 Jahre Lehrstuhl für Landschaftsökologie in Weihenstephan mit Prof. Dr. Dr.h.c. W. Haber.* 212-228. p.
- KOHLER A., JANAUER G. A. (1995): Zur Methodik der Untersuchungen von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: STEINBERG, CH., BERNHARDT, H., KLAPER, H. (Szerk.): *Handbuch angewandte Limnologie.* Ecomed-Verlag. 22 p.
- KOHLER A., SCHIELE S. (1985): Veränderungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au (Augsburg) von 1972 bis 1982. unter veränderten Belastungsbedingungen. *Arch. Hydrobiol.* 103, 137-199. p.
- KOHLER A., VEIT U. (2003): Die EU-Wasserrahmenrichtlinie-Anmerkungen aus der Sicht der Makrophyten-Forschung in Fließgewässern. *Berichte des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie* 11/12, 57-72. p.

- KOHLER A., BRINKMEIER R., VOLLRATH H. (1974): Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. *Ber. Bayer. Bot. Ges.* 45, 5-36. p.
- KOHLER A., WARNEK L., ZELTNER G.-H. (1989): Veränderungen von Flora und Vegetation in kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au von 1972 bis 1987. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 83, 407-451. p.
- KOLKWITZ R., MARSSON M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. Deutsche Bot. Ges.* 26a, 505-519. p.
- KORDA M., VIDÉKI R., DANYIK T. (2008): Az amerikai rucaöröm (*Salvinia molesta* D. S. Mitchell) és a sallangos vízipáfrány (*Ceratopteris thalictroides* (L.) Brongn.) Magyarországon. *Kitaibelia* 13 (1), 171. p.
- KOVÁCS É., GALLÉ L., DOMBOS M., GYÖRFFY GY., HORNING E., KÖRMÖCZI L., MARGÓCZI K., RUDNER J. (1998): Ecological state assessment in Mártély Landscape-protection Area. *Tiscia* 31, 107-109. p.
- KOVÁCS F. (2006): Tájváltozások értékelése geoinformatikai módszerekkel a Duna-Tisza közén, különös tekintettel a szárazodás problémájára. PhD értekezés, Szeged, 106 p.
- KOVÁCS M. (1969): Pflanzenarten und Pflanzengesellschaften als anzeiger des Bodenstickstoffs. *Acta Bot. Sci. Hung.* 15, 101-118. p.
- KOVÁCS M. (1978): The element accumulation in submerged aquatic plant species in lake Balaton. *Acta. Bot. Acad. Sci. Hung.* 24, 273-283. p.
- KOVÁCS M., TÓTH L. (1979): A balatoni hínárok biogénelem felhalmozásáról. (Über Anhäufung der biogenen Element der Laichkräuter des Plattensee.) *VITUKI Közl.* 14, 49-74. p.
- KOVÁCS M., TÓTH L. (1984): Magyar hidrobotanikai kutatások (1958-1982). In: ENTZ B. (Szerk.) (1984): *Magyar hidrobiológia*, Budapest: MTA Soksorozító Üzem 139 p.
- KOVÁCS M., PENKSZA K., TURCSÁNYI G., KASZAB L., ÖTVÖS E. (1994): Element concentration cadasters of halophytic plant communities in Hungary. *Acta Bot. Sci. Hung.* 38, 455-468. p.
- KOVÁCS M., TURCSÁNYI G., KASZAB L., PENKSZA K., ÖTVÖS E. (1995): Distribution of chemical elements in the reed – and cattail beds of lake Balaton. *Bull. of Univ. of Agric. Sci. Gödöllő*, 21-28. p.
- KOVÁCS ZS., KOVÁCS CS., KIRÁLYKUTI I. SORÓCZKI-PINTÉR É., PADISÁK J. (2005): A magyarországi folyóvizek csoportosítása az EU Víz Keretirányelv tipológiai követelményei szerint. *Hidrológiai Közöny* 85, 78-80. p.
- KÖDER M., SIPOS V. K., ZELTNER G.H., KOHLER A. (1999): *Cabomba caroliniana* Gray. – ein Neophyt in ungarischen Gewässern. Deutsche Gesellschaft für Limnologie Tagungsbericht 1998 (Klagenfurt), Tutzing 650-654. p.
- KRAUSE W. (1997): *Charales*. [Jena: G. Fischer Verlag] (Süßwasserflora von Mitteleuropa 18) 202 p.
- LABUS B., SCHUSTER H., NOBEL W., KOHLER A. (1977): Wirkung von toxischen Abwasser komponenten auf submerse Makrophyten. *Angew. Bot.* 51, 17-36. p.
- LAMPL H., HALLÓSSY F. (1947): A Duna-Tisza csatorna. A csatorna története és irodalma, az idők folyamán készült fontosabb tervek leírása és kritikai összehasonlítása, valamint a kiviteltre elfogadott általános terv ismertetése. Budapest: Egyetemi Nyomda, 318 p.

- LIEBMANN H. (1962): Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie. Bd. I. 2. Aufl. Jena: VEB, G. Fischer Verlag 812 p.
- LIGETVÁRI F. (1988): Nemzetközi Hidrológiai Program. *Hidrológiai Közlöny* 68 (3) 189-192. p.
- LING R. (1973): A computer generated aid for cluster analysis," *Communications of the ACM* 16, 355-361. p.
- LUDWIG G., SCHNITTLER M. (Szerk.)(1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28. Berlin: Deutsche Bundesamt für Naturschutz 744 p.
- LUKÁCS B. A., BODNÁR R., TÓTHMÉRÉSZ B., KISS B., WITTNER I., DÉVAI GY. (2005): A növényborítás becslési módszereinek összehasonlítása egy holtmeder példáján. *Hidrológiai Közlöny* 85 (6), 88-90. p.
- MACALIK K. (2003): Ökológiai vízminősítés az erdélyi folyók egyes szakaszain a makrofiták és a benton alapján. In: UJVÁROSI L. (Szerk.) (2003): *Erdély folyóinak természeti állapota. Kémiai és ökológiai vízminősítés a rekonstrukció megalapozására.* (Sapientia Könyvek 21) Kolozsvár: Természettudomány Scientia Kiadó, 65-107. p.
- MACKEY A. P., SWARBRICK J.T. (1998): *Cabomba caroliniana*. In: PANETTA, F. D., GROVES, R. H., SHEPHERD, R. C. H. (Szerk.): *The Biology of Australian weeds*. 19-36. p.
- MARGÓCZI K., DRAGULESCU C., MACALIK K. (2000): Vegetation description of representative habitat komplexes along the (Maros) Mures River I. Upper section (Vasláb/Voslobeni) In: GALLÉ, L., KÖRMOCZI, L. (Szerk.): *Ecology of river valleys. Tiscia Monograph Series*, Szeged, 23-29. p.
- MARGÓCZI K., DRAGULESCU, C., MACALIK K., MAKRA O. (2002): Vegetation description of representative habitat komplexes along the Maros (Mureş) River. *Tiscia monograph series*, 6, 45-49. p.
- MAROSI S. (1995): A Balaton és Hévíz kutatása. (Hévízi Könyvtár 6.) „Régi fénynél új szövétnék” Hévíz, 144-150. p.
- MEILINGER P., SCHNEIDER S., MELZER A. (2005): The reference index method for the macrophyte-based assesment of rivers – A contribution to the imlementation of the European Waterframework Directive in Germany. *Int. Rev. Hydrobiol.* 90, 197-206. p.
- MELZER A. (1985): Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren. *Naturwissenschaften* 72, 456-460. p.
- MELZER A. (1988): Die Gewässerbeurteilung bayerischer Seen mit Hilfe makrophytischer Wasserpflanzen. In: Gefährdung und Schutz von Gewässern. Tagung über Umweltforschung an der Universität Hohenheim. Stuttgart: Ulmer Verlag, 105-116 p.
- MESTERHÁZY A., KIRÁLY G. (2005): *Zannichellia palustris* L. a Nyugat-Magyarországi-peremvidéken. *Flora Pannonica* 3, 177. p.
- MESTERHÁZY A., KIRÁLY G., VIDÉKI R., LUKÁCS B. A. (2007): A *Lemna minuta* Kunth előfordulása Magyarországon. *Flora Pannonica* 5, 167-174. p.
- MESTERHÁZY A., JAKAB G., LUKÁCS B., KIRÁLY G., VIDÉKI R. (2008): Új *Lemna*-fajok Magyarországról. *Kitaibelia* 13 (1), 117. p.
- MEYER CHR. (1925): Beschreibung zur Geologischen Karte von Augsburg. Augsburg: Verlag Naturwissenschaftlicher Verein für Schwaben und Neuburg a.D., 20 p.
- MITCHELL D. S. (1974): Aquatic vegetation and its use and control. Párizs: UNESCO, 135 p.

- MJAZOVSKY Á., TAMÁS J., CSONTOS P. (2003): A Váli-víz völgyének jellegzetes üde fátlan élőhelyei. *Tájökológia Lapok* 1(2), 163-180. p.
- MOLNÁR ZS., VARGA Z. (2006): A Dunai Alföld növényzete és tájtörténete. In: FEKETE G. (Szerk.): *Magyarország nagytájainak növényzete*. Budapest: MTA, 460 p.
- NÉMETH J. (1998): A biológiai vízminősítés módszerei. [Budapest: Környezetgazdálkodási Intézet TOI Környezetvédelmi Tájékoztató Szolgálat] (Vízi Természet- és Környezetvédelem 7.) 303 p.
- NÖGES P., G. TÓTH L., VAN DE BUND W., CARDOSO A. CR., HAASTRUP P., WUERTZ J., DE JAGER A., MCLEAN A., HEISKANEN A.S. (2005): The Water Framework Directive final intercalibration register for lakes, rivers, coastal and transitional waters: overview and analysis of metadata. European Commission DG JRC, Institute for Environmental and Sustainability, EUR 21671 EN: 1-92. p.
- OERTEL N. (1999): Az „akkumulátor szervezetek” használhatósága a Duna nehézfém-szennyezésének biomonitorozása során. *Hidrológiai Közöny* 79, 334-336. p.
- ØRGAARD M. (1991): The genus *Cabomba* (Cabombaceae) – a taxonomic study. *Nordic Journal of Botany* 11, 179-203. p.
- ORBÁN V. (2007): Az élővizek vízbiológiai vizsgálata, az eredmények értékelése. In: SZILÁGYI F., ORBÁN V. (szerk.): *Alkalmazott hidrobiológia*. Budapest: Magyar Vízközmű Szövetség, 129-164. p.
- PALL K., JANAUER G. A. (1995): Die Makrophytenvegetation von Flußstauen am Beispiel der Donau zwischen Fluß-km 2552,0 und 2511,8 in der Bundesrepublik Deutschland. *Arch. Hydrobiol.* 101 (2), 91-109. p.
- PALL, K., RÁTH B., JANAUER G. A. (1996): Die Makrophyten in dynamischen und abgedämmten Gewässersystemen der Kleinen Schüttinsel (Donau-Fluß-km 1848 bis 1806) in Ungarn. *Limnologica* 26, 105-115. p.
- PALL, K., MOSER, V., SIPOS, V.K., FALUSI E. (2004): Makrophytenvegetation der Donau und Ihrer Altarme zwischen Rottenacker und Öpfingen. *Berichte des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie Univ. Hohenheim Beih.* 18. 63 p.
- PENKSZA K., SZERDAHELYI T. (1996): Az *Agrostis* fajok külső alakja. In: KOVÁCS M. (Szerk.) *Magyarország kultúrflórája 9. A tippán*. Budapest: Akadémiai Kiadó 15-21. p.
- PENKSZA K., ENGLONER A., ASZTALOS J., GUBCSÓ G., SZEGEDI E. (1999): Adatok a Körös menti „szentély” jellegű holtmedrek flórájához és vegetációjához. *Crisicum* 2, 51-65. p.
- POMOGYI P. (2006): A Kis-Balaton makrovegetációjának változásai - Történelmi távlatok. *Hidrológiai Közöny*. 8 (6) 91-93. p.
- POMOGYI P. (2008): A Kis-Balaton - Kis-Balaton Védőrendszer kutatásának története. *Hidrológiai Közöny* 88 (6), 150-151. p.
- POMOGYI P., DÖMÖTÖRFY ZS., SZEGLET P. (1998): A Kis-Balaton védőrendszer magasabbrendű növényzete. *Hidrológiai Közöny* 78 (5-6), 338-339. p.
- POMOGYI P., KISS G., RESKÓNÉ NAGY M. (2007): A Velencei-tó az EU VKI szerinti makrofita felmérés tükrében. *Hidrológiai Közöny* 87 (6), 109-111. p.
- PRESTON C. D. (1995): Pondweeds as Great-Britain and Ireland. [London: Botanical Society of the British Isles] (Handbook No. 8.) 352 p.
- PRISZTER SZ. (1962): Megjegyzések adventív növényeinkhez (Bemerkungen über einige Adventivpflanzen Ungarns) *Bot. Közlem.* 49, 115-121. p.

- RÁTH B. (1992): A new aquatic plant in Hungary: *Elodea nuttallii*. *Bot. Közl.* 79, 35-40. p.
- RÁTH B. (1994) Botanische Aufnahme der Wassermakrophytenbestände mit Kohler-Methode im ungarischen Donauabschnitt bei Vác (Stromkm 1670-1697) 30. Arbeitstagung der IAD Schweiz 1994, 245-247 p.
- RÁTH B. (1995): *Potamogeton pectinatus*-Bestände als Bioindikatoren der Schwermetallbelastung im Hauptarm der Donau. Budapest: *Opuscula Zoologica* 27-28: 167-174. p.
- ROTHMALER W. (1994): Exursionsflora von Deutschland IV. Jena: Gustav Fischer Verlag, 811 p.
- ROWECK H., WEISS K., KOHLER A. (1986): Zur Verberitung und Biologie von *Potamogeton coloratus* und *P. polygonifolius* in Bayern und Baden-Württemberg. *Ber. Bayer Bot. Ges.* 57, 17-52. p.
- SANDERS D. R. (1979): The ecology of *Cabomba caroliniana*. In: GANGSTAD E. O. (Szerk.): *Weed control methods for public health applications*. CRC Press Boca Raton Florida 133-146. p.
- SÁRKÁNY-KISS A., HAMAR J. (Szerk.) (1999): The Somes/Szamos River Valley. *Tiscia Monograph Series*, Szolnok-Szeged-Tg. Mures. 1-72. p.
- SCHAEFER I. (1967): Die geographische und geologische Struktur des Kreises. In: *Der Landkreis Friedberg*. Friedberg: Pallotti-Verlag
- SCHAUMBURG J., SCHMEDITJE U., SCHRANZ CHR., KÖPF B., SCHNEIDER S., STELZER D., HOFMANN G. (2004a): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Seen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1-46. p.
- SCHAUMBURG J., SCHRANZ CHR., HOFMANN G., STELZER D., SCHNEIDER S., SCHMEDITJE U. (2004b): Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34, 302-314. p.
- SCHNEIDER S., MELZER A. (2004): Sediment and water nutrient characteristics in patches of submerged macrophytes in running waters. *Hidrobiologia* 527, 195-207. p.
- SCHNEIDER S., KRUMPHOLZ T., MELZER A. (2000): Trophäeindikation in Fließgewässern mit Hilfe des TIM (Trophäe-index Makrophyten) – erprobung eines neu entwickelten Index im Inniger Bach. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 28, 241-249. p.
- SCHÜTZ W., VEIT U., SIPOS V.K., FALUSI E., PALL, K., KOHLER, A., BÖCKER R. (2005): Die Makrophyten-Vegetation der Donau in Baden Württemberg. *Berichte des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie Univ. Hohenheim*, Beih. 20. 166 p.
- SCOTT W. A., ADAMSON J.K., ROLLINSON J., PARR T. W. (2002): Monitoring of aquatic macrophytes for detection of long-term change in river systems. *Environmental Monitoring and Assessment* 73 (2), 131-153. p.
- SIMON T. (2000): A magyarországi edényes flóra határozója. Budapest: Nemzeti Tankönyvkiadó, 976 p.
- SIPOS K., PADISÁK J., HAHN I. (2000): Hínárvegetáció vizsgálatok a Keszthelyi-öbölben. *Hidrológiai Közlöny* 80 (5), 345-347. p.
- SIPOS V. K. (2001): Makrophyten-vegetation und Standorte in eutrophe und humosen Fließgewässern Beispiele aus Südschweden und Ungarn. *Ber. Inst. Landschafts und Pflanzenökologie Univ. Hohenheim Stuttgart*. 1-185 p.



- SIPOS V. K., FALUSI E., VEIT, U., KOHLER, A. (2003a): Ungarische Donaukanäle als Artenreiche Pflanzenbiotope. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 2002, (Braunschweig) 258-262. p.
- SIPOS V. K., KOHLER A., KÖDER M., JANAUER G.A. (2003b): Macrophyte vegetation of Danube canals in Kiskunság (Hungary). *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 147, 143-166. p.
- SNEATH, P.H.A. (1957): "The application of computers to taxonomy". *Journal of General Microbiology* 17 (1), 201–226. p.
- SOMLYAY L. (2009): *Agrostis* – Típpan In: In: KIRÁLY G. (Szerk.): *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok.* Jósvafő: Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, 528. p.
- SONNTAG E., POZZI D., PENKSZA K., ZELTNER G. H., BJÖRK S., KOHLER A. (2000): Macrophyten Vegetation und Standqualität im eutrophen Björka Kävlinge Fluß (Skåne Südschweden). *Limnologica* 30, 281-298. p.
- SOÓ R. (1938): Vízi, mocsári és réti növénytársulások a Nyírségben. *Bot Közl.* 35, 249-273. p.
- SOÓ R. (1947): A magyar vizek virágos vegetációjának áttekintése. *Magy. Biol. Int. Munk.* II. 1925.; VII. 1934; VIII. 1936; X. 1938; *Ann. Mus. Nat. Hung.* XXXIX.
- SOÓ R. (1964-1980): A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I-VI. Budapest: Akadémiai Kiadó
- STEFANOVITS P. (1992): Talajtan. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 380 p.
- STETÁK D. (2003): A Duna-Dráva Nemzeti Park Gemenci Tájegysége vízi növénytársulásairól. *Botanikai közlemények* 90 (1-2), 35-63. p.
- STETÁK D. (2004): Egy akváriumai növény előfordulása természetes vizeinkben: a tündérhínár (*Cabomba caroliniana* A. Gray). *Kitaibelia* 9, 165-171. p.
- STETÁK D. (2006a): Tündérhínár (*Cabomba caroliniana* A. Gray) – In: HARASZTHY L. (Szerk.) *Biológiai inváziók Magyarországon – Őzönnövények* II. KVVM, Budapest 17-25. p.
- STETÁK D. (2006b): Kanadai és aprólevelű átokhínár (*Elodea canadensis* MICHX., *Elodea nuttallii* (PLANCH.) ST. JOHN.) – In: HARASZTHY L. (Szerk.) *Biológiai inváziók Magyarországon – Őzönnövények* II. KVVM, Budapest 375-383. p.
- STETÁK D. (2007): A Duna-Tisza közti csatornák növényzete, NBmR kutatási jelentés.(kézirat), Megtalálható: Keve András Madártani és Természetvédelmi Szakkönyvtár
- SZABÓ I. (1994): A Hévízi tó makrovegetációja. (Hévízi Könyvtár 3), 48-54. p.
- SZABÓ I. (1997): A balatoni flóra és vegetáció kutatásának eredményei. *Kitaibelia* 2 (2), 243-244. p.
- SZABÓ I. (1998): Termofitonok Hévíz és Keszthely meleg vizeiben. *Kitaibelia* 3 (2), 295-297. p.
- SZABÓ I. (2002): Melegvízi növényfajok Hévíz és Keszthely vizeiben. *Botanikai Közlemények* 89, 1-2. p.
- SZABÓ I., PADISÁK J. (2000/2001): The botanical bibliography of Balaton (in Hung.). Borbás Memorial Lectures 2000. HAS., Veszprém Committee. Bio Tár Electronic, Gramma 6.1 (CD-ROM); *Collecta Clusiana* 6, 185-195. p.

- SZABÓ S., SCHEFFER, M., ROIJACKERS R., BRAUN M., BORICS G., FARKAS O. (2007): A szubmerz növények békalencsékre gyakorolt gátló hatásai. *Hidrológiai Közlöny* 87 (6), 126-129. p.
- SZALMA E. (1986): A Tisza menti holtágak hínárvegetációjának synökológiai analízise (Synecological analysis of the reed-grass vegetation at the backwaters along the Tisza) Doctoral diss. Szeged.
- SZALMA E. (1988): A Sulymos-tó hínárvegetációjának synökológiai analízise. *Acta Academiae Paedagogicae Szegediensis = A Juhász Gyula Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményei* Ser. Biologica Geographica 47-61. p.
- SZALMA E. (1998): Vízinnövények életformái. *Hidrológiai Közlöny* 78 (5-6), 342. p.
- SZALMA E., KISS J. (2006): A Kiskunsági Nemzeti Park területén található felszín alatti vizektől függő vizes élőhelyek botanikai és geofizikai vizsgálata. *Hidrológiai Tájékoztató* (1), 61-62. p.
- SZALMA E., BÓDIS K., JUHÁSZ G., ZÁDORI A., SZAKÁL SZ., FEJES CS., ALEKSZA R., POMOGYI P. (2002): A Kiskörei-tározó hínár- és mocsári növényzetének 1994-1998 közötti változása, a vegetáció-térképek földrajzi információs rendszer (FIR) segítségével való feldolgozása és értékelése. I. Vízinnövények. *Hidrológiai Közlöny* 82 1-12. Klnsz. 128-130. p.
- SZALMA E., BANCSI I., VÉGVÁRI P., SZÍTÓ A., KOVÁCS P., ÉHN J. (2005): A tervezett duzzasztás várható hatása a Hármaskörös vizes élőhelyei növényzetére. *Hidrológiai Közlöny* 85 (6), 129-130. p.
- SZALMA E., POMOGYI P. (2007): Integrált Makrofita Minősítési Index (IMMI) hazai módszer a VKI szerinti makrofita minősítésre. *Hidrológiai Közlöny* 87 (6), 129-131. p.
- SZALMA E., BODROGKÖZY GY. (1985): Phytocenology of *Wolffietum arrhizae* Miyaw. et J. Tx. 60. element content of its species components as well as sediment- and water samples = A *Wolffietum arrhizae* Miyaw et J. Tx. 60. fitocönológiája, fajkomponenseinek, valamint üledék- és vízmintáinak elemtartalma. Szeged: *Tiscia* 20, 45-53. p.
- SZILÁGYI F. (2007a): A Víz Keretirányelv és a hidrobiológia. In: SZILÁGYI F., ORBÁN V. (szerk.): *Alkalmazott hidrobiológia*. Budapest: Magyar Vízközmű Szövetség, 407-456. p.
- SZILÁGYI F. (2007b): A felszíni vizek ökoszisztémájára ható fontosabb emberi hatások. In: SZILÁGYI F., ORBÁN V. (szerk.): *Alkalmazott hidrobiológia*. Magyar Vízközmű Szövetség, Budapest 457-490. p.
- SZILÁGYI F. (2007c): Toxikológia. In: SZILÁGYI F., ORBÁN V. (szerk.): *Alkalmazott hidrobiológia*. Magyar Vízközmű Szövetség, Budapest 547-568. p.
- SZILÁGYI F. (2007d): A jövő alkalmazott hidrobiológiai kihívásai. In: SZILÁGYI F., ORBÁN V. (szerk.): *Alkalmazott hidrobiológia*. Magyar Vízközmű Szövetség, Budapest 587-605. p.
- SZILÁGYI F., AMBRUS A., GUTI G., JUHÁSZ P., KOVÁCS T., KOVÁCS CS., PADISÁK J., POMOGYI P., SIMONFFY Z. (2004a): Erősen módosított víztestek helyszíni bejárása és biológiai validálása. KvVM témabeszámoló, kézirat, Megtalálható: Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság (VKKI) Környezetvédelmi és Vízügyi Szakkönyvtára
- SZILÁGYI F., AMBRUS A., JUHÁSZ P., KOVÁCS T., KOVÁCS CS., PADISÁK J., SZALMA E. (2004b): Referencia helyek jellemzése, passzportok véglegesítése. KvVM témabeszámoló, kézirat, Megtalálható: Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság (VKKI) Környezetvédelmi és Vízügyi Szakkönyvtára

- SZIRMAI O., NAGY J., GÁL B., CZÓBEL SZ., SZERDAHELYI T., CSERHALMI D., TUBA Z., ÜRMÖS ZS. (2006): A magyarországi Bodrogeköz jellemző vízi és vízparti növénytársulásai. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis*, 30, 75-89. p.
- SZIRMAI O., NAGY J., GÁL B., CSERHALMI D., SZERDAHELYI T., CZÓBEL SZ., TUBA Z., ÜRMÖS ZS. (2007): Főbb hínár-asszociációk és vízparti növénytársulások a Bodrogeközben. 223-233. p. In: FRISNYÁK S., GÁL A. (Szerk.): Szerencs, Dél-Zemplén központja. A IV. Tájföldrajzi Konferencia előadásainak kötete. Nyíregyháza-Szerencs, 550 p.
- SZOSZKIEWICZ, K., JUSIK, SZ., ZGOLA, T., CZECHOWSKA, M., HRYC, B. (2007): Uncertainty of macrophyte-based monitoring for different types of lowland rivers. *Belgian Journal of Botany* 140, 7-16. p.
- SZUJKÓ-LACZA J., KOVÁTS D. (Szerk.) (1993): The flora of the Kiskunsag National Park in the Danube-Tisza Mid-region of Hungary, vol. I. The flowering plants. [Budapest: Magyar Természettudományi Múzeum] (In: MATSKÁSI I. (Szerk.): Natural History of the National Parks of Hungary 6.) 469 p.
- TIERNEY D. (2006): AGIG, Macrophytes – technical report. In: POIKANE, S. (Szerk.): *Milestone 6 Report*. European Commission DG JRC, Institute for Environment and Sustainability: 1-5. p.
- TIMÁR L. (1950): A Tiszameder növényzete Szolnok és Szeged között. *Debreceni Tud. Egyet. Biol. Int. Évk.* Debrecen. 72-145. p.
- TIMÁR L. (1954): A Tisza hullámterének növényzete Szolnok és Szeged között I. Vízi növényzet (Potametea Br.-Bl. et Tx.). *Botanikai közlemények* 44, 85-98. p.
- TOLDI M. (1999): A *Typha laxmannii* Lepechin előfordulása Somogyban. *Apró Közlemények. Kitaibelia* 4, 204. p.
- TÓTH K. (1979): Nemzeti Park a Kiskunságban. Budapest: Natura 519 p.
- TÓTH K. (Szerk.) (1996): 20 éves a Kiskunsági Nemzeti Park 1975-1995. A tudományos konferencia előadásai és hozzászólásai. Kecskemét: Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, 234 p.
- TÓTH L., SZABÓ E. (1962): Botanikai és környezettani vizsgálatok a Fertő tó nádasában (Botanical and ecological studies regarding the reeds of Lake Fertő). *Hydrol. Publ.* 129-138. p.
- TÖRÖK K. (Szerk.) (1997): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IV. Növényfajok. In: HORVÁTH F., KORSÓS Z., KOVÁCSNÉ LÁNG E., MATSKÁSI I. (Szerk.): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kézikönyvsorozat*. Budapest: Magyar Természettudományi Múzeum, 135 p.
- UBRIZSY G. (1948): A rizs hazai gyomnövényzete. *Acta Agrobot. Hung.* I. 4, 1-43. p.
- VARGA D. (1994): Kies Kiskunság, szeretett Szentmiklós. Budapest: Magyar Írói Kamara 154 p.
- VÁCZ E. (1934): Vedres István munkássága és a Duna-Tisza csatorna. Kézirat, Budapest 13 p. Megtalálható: Országos Mezőgazdasági Könyvtár és Dokumentációs Központ
- VÁRI Á., R. TÓTH V., CSONTOS P. (2010): comparing the morphology of *Potamogeton perfoliatus* L. Along environmental gradients in Lake Balaton (Hungary). *Ann. Limnol. – Int. J. Lim.* 46, 111-119. p.

- VEIT U., ZELTNER G.-H., KOHLER A. (1997): Die Makrophyten Vegetation des Fließgewässersystems der Friedberger Au (bei Augsburg) Ihre Entwicklung von 1972 bis 1996. *Ber. Inst. Landschafts Pflanzenökologie Univ. Hohenheim* Stuttgart. 1-193. p.
- VEIT U., PENKSZA K., KOHLER A. (2003): Beurteilung von Fließgewässern am Beispiel einer Langzeituntersuchung der Makrophyten Vegetation in der Friedberger Au (bei Augsburg). Deutsche Gesellschaft für Limnologie Tagungsbericht 2002 (Braunschweig), Werder 263-268. p.
- VIDÉKI R. (2006): A Kis-Balaton flórakutatásának eddigi eredményei. *Kitaibelia* 11 (1), 11. p.
- VIDÉKI R., DANYIK T., KORDA M. (2008a): "Elodea"-típusú hínarak Magyarországon. *Kitaibelia* 13 (1), 196. p.
- VIDÉKI R., DANYIK T., KORDA M. (2008b): Csavarhínár fajok (*Vallisneria* spp.) Magyarországon. *Kitaibelia* 13 (1), 197. p.
- VIDÉKI R., DANYIK T., KORDA M., SZÉPLIGETI M., MESTERHÁZY A., KIRÁLY G. (2008c): Adventív hínárnövények Magyarországon. *Kitaibelia* 13 (1), 140. p.
- VIDÉKI R., TÓTH T., KORDA M. (2008d): A tenger melléki káka [*Schoenoplectus litoralis* (Schrader) Palla] Magyarországon *Kitaibelia* 13 (1), 197. p.
- VKI (2000): Az Európai Parlament és a Tanács 2000. október 23-ai 2000/60/EK Irányelve az európai közösségi intézkedések kereteinek meghatározásáról a víz politika területén, Az Európai Közösség Hivatalos Lapja L. 327/ 1-72. p.
- VKKI, ADUKÖVIZIG (2010): A Víz Keretirányelv hazai megvalósítása. Vízgyűjtő-gazdálkodási Terv 1-10. jelű, Duna-völgyi-főcsatorna tervezési alegység. Közreadja Vízügyi és Környezetvédelmi Központi Igazgatóság és Alsó-Duna-Völgyi Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság. 289 p.
- Letölthető: [http://www.vizeink.hu/files/1-10-Duna-volgyi-focsatorna.pdf\\_100422.pdf](http://www.vizeink.hu/files/1-10-Duna-volgyi-focsatorna.pdf_100422.pdf)
- WATTENDORF J. (1964): *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John im Teich des Botanischen Gartens zu Münster (Westf.). *Natur und Heimat* 24, 86-91. p.
- WEBER-OLDECOP D. W. (1977): *Elodea nuttallii* (Planch.) St. John (*Hydrocharitaceae*), eine neue limnische Phanerogame der deutschen Flora. *Arch. Hydrobiol.* 79, 397-403. p.
- WESTLAKE D.F. (1973): Aquatic macrophytes in rivers. A review. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 20, 31-40. p.
- WIEGLEB, G. (1991): Die Lebens- und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten. *Tuexenia* 11, 135-147. p.
- ZÓLYOMI B. (1934): A Hanság növényiszövetkezetei. *Folia Sabariensia* I, 146-174. p.
- ZÓLYOMI B., PRÉCSÉNYI I. (1964): Methode zur ökologischen Charakterisierung der Vegetationseinheiten und zum Vergleich der Standorte. *Acta Bot. Hung.* 10, 377-416. p.
- ZÓLYOMI B., BARÁTH Z., FEKETE G., JAKUCS P., KÁRPÁTI I., KÁRPÁTI V., KOVÁCS M., MÁTHÉ I. (1967): Einreihung von 1400 Arten der ungarischen Flora in ökologische Gruppen nach TWR-Zahlen. *Fragmenta Bot.* 4, 101-142. p.

**Az értekezésben idézett honlapok:**

http1: Multifunctional Integrated Study Danube Corridor and Catchment program honlapja.  
<http://www.midcc.at>

http2: A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer *Cabomba* protokoll  
[http://www.termeszettvedelem.hu/\\_user/downloads/biomon/tunderhinar4.pdf](http://www.termeszettvedelem.hu/_user/downloads/biomon/tunderhinar4.pdf)  
 Letöltés ideje: 2010. 11.01

http3: Botanischer Informationsknoten Bayern, Zentralstelle für die floristische Kartierung Bayerns. [http://www.bayernflora.de/de/info\\_pflanzen.php?taxnr=2099](http://www.bayernflora.de/de/info_pflanzen.php?taxnr=2099)  
 Letöltés ideje: 2010. 11.01.

**Az értekezésben idézett jogszabályok és szabványok:**

91/271/EEC Urban Waste-water Treatment Directive

91/671/EEC Nitrates Directive

MSZ EN 14184:2004: Vízminőség. Útmutató a folyóvizek vízi makrofitáinak felméréséhez.  
 Water quality. Guidance standard for the surveying of aquatic macrophytes in running waters.

MSZ EN 14407:2004: Vízminőség. Útmutató szabvány folyóvizekből vett minták bentikuskovamoszatjainak azonosításához, számlálásához és értékeléséhez.

MSZ 12749 (1994): Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés.

2003. évi CXX. törvény az egyes törvények környezetvédelemmel kapcsolatos rendelkezéseinek módosításáról (A környezet védelmének általános szabályairól szóló 1995. évi LIII. törvény módosítása)

2094/2001. (IV.30.) Kormányhatározat „A közösségi cselekvés kereteinek meghatározásáról a vízügyi politika területén” tárgyú, az Európai Parlament és Tanács 2000/60/EK irányelvvel kapcsolatos feladatok végrehajtásának megkezdéséről

220/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet a felszíni vizek minősége védelmének szabályairól

221/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet a vízgyűjtő-gazdálkodás egyes szabályairól

275/2004. (X. 8.) Kormányrendelet az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről

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

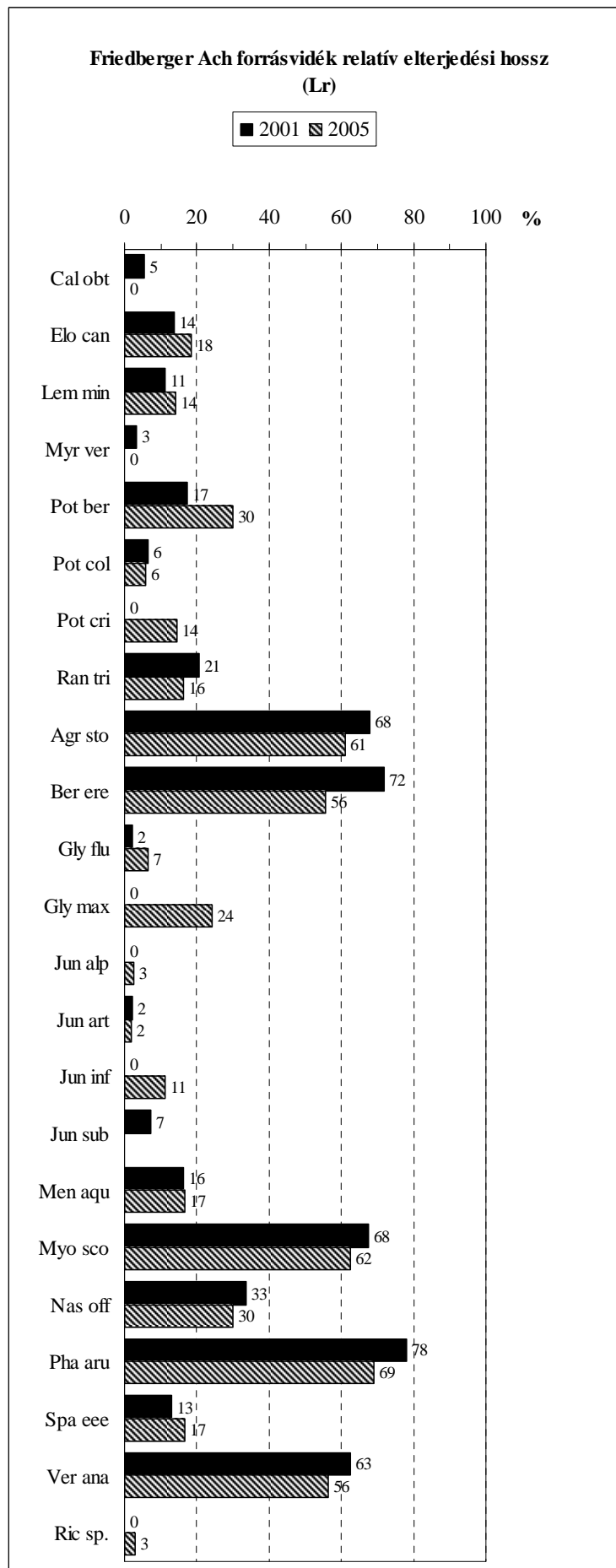
**Az értekezésben idézett szóbeli adatközlők:**

Björk ex verb: Prof. Dr. Sven Björk, Institut für Limnologie der Universität Lund, Svédország

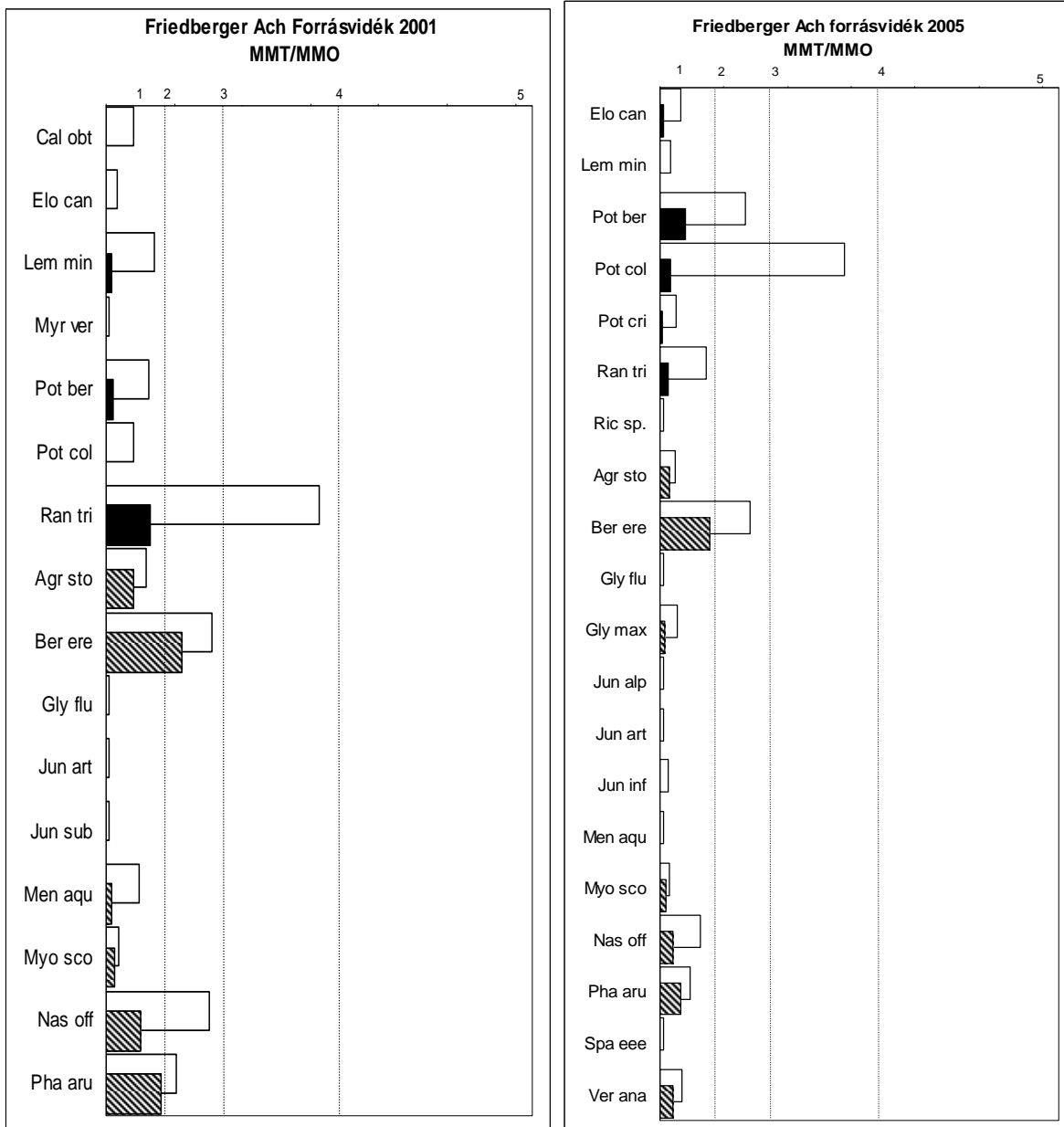
Horgászegyesület ex verb.: Ráckevei Duna-ági Horgász Szövetség munkatársai

Kohler ex verb.: Prof. Dr. Alexander Kohler, Institut für Landschafts- und Pflanzenökologie Universität Hohenheim, Stuttgart, Németország

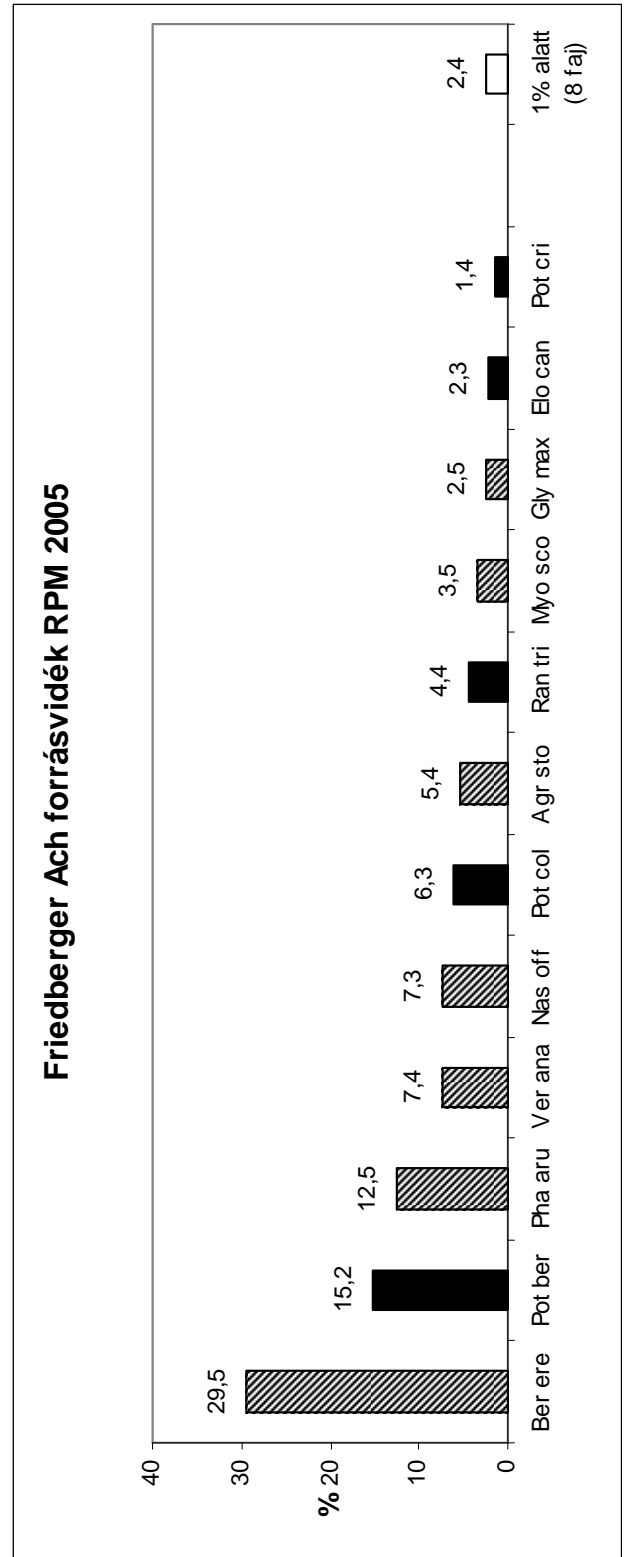
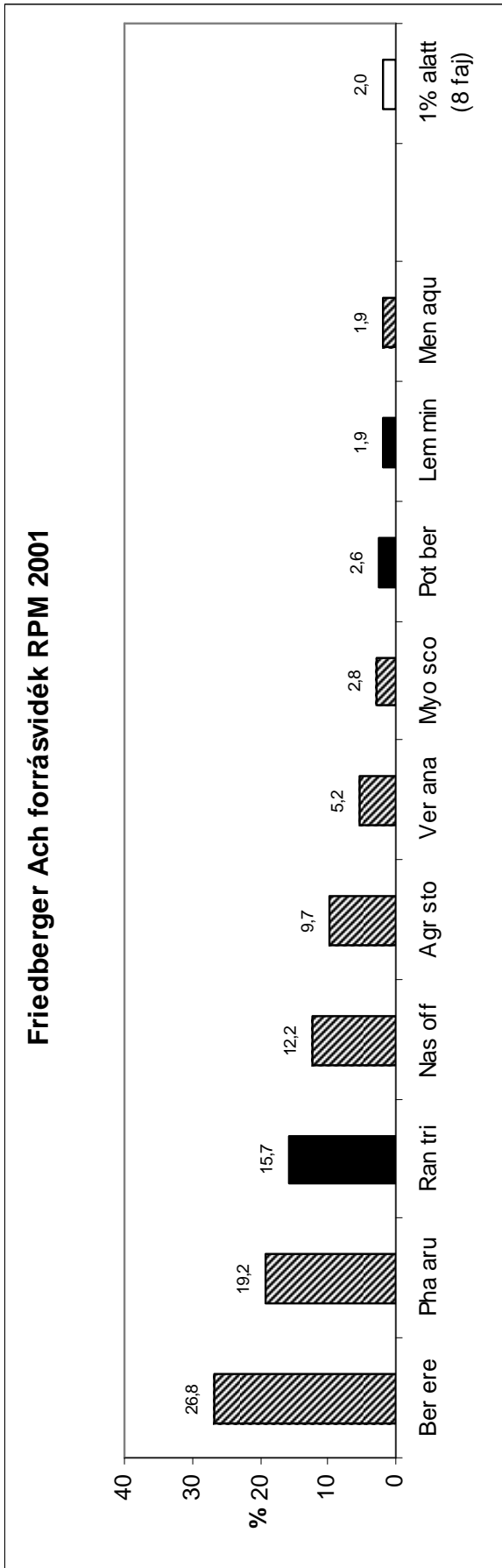
## 1. melléklet



2. melléklet

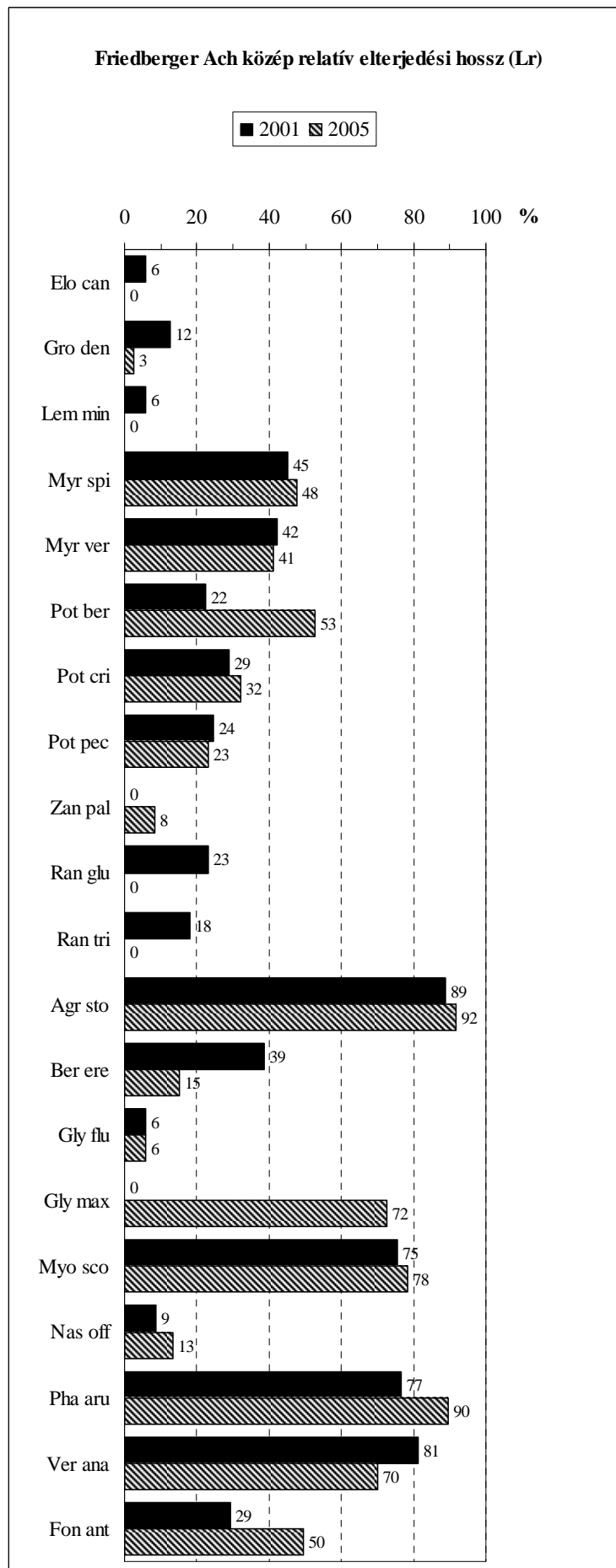


## 3. melléklet

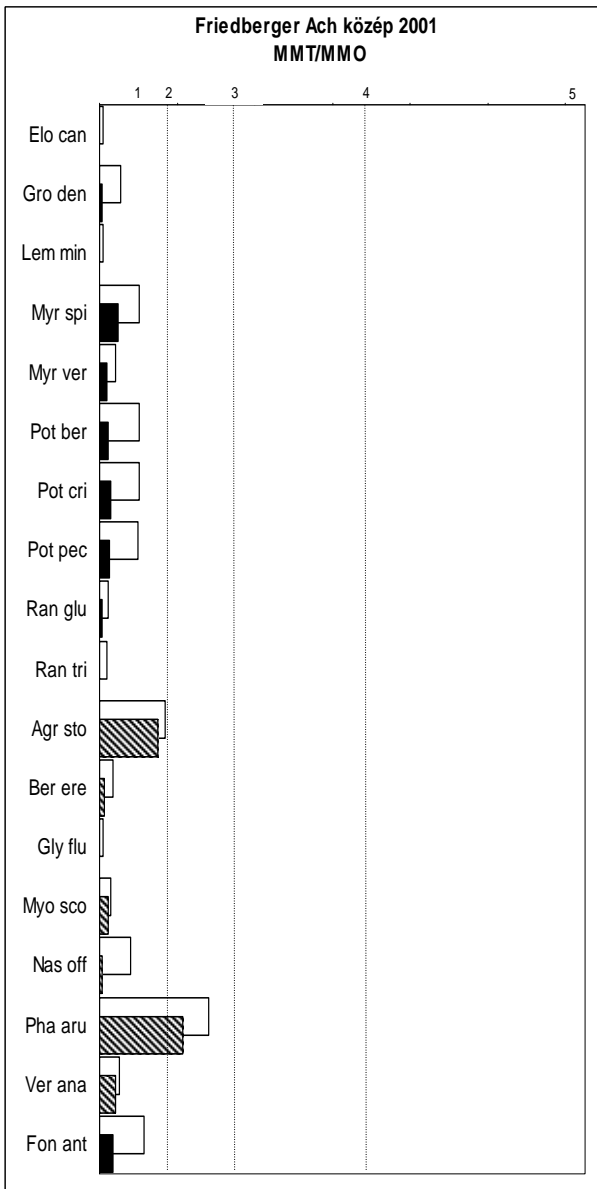


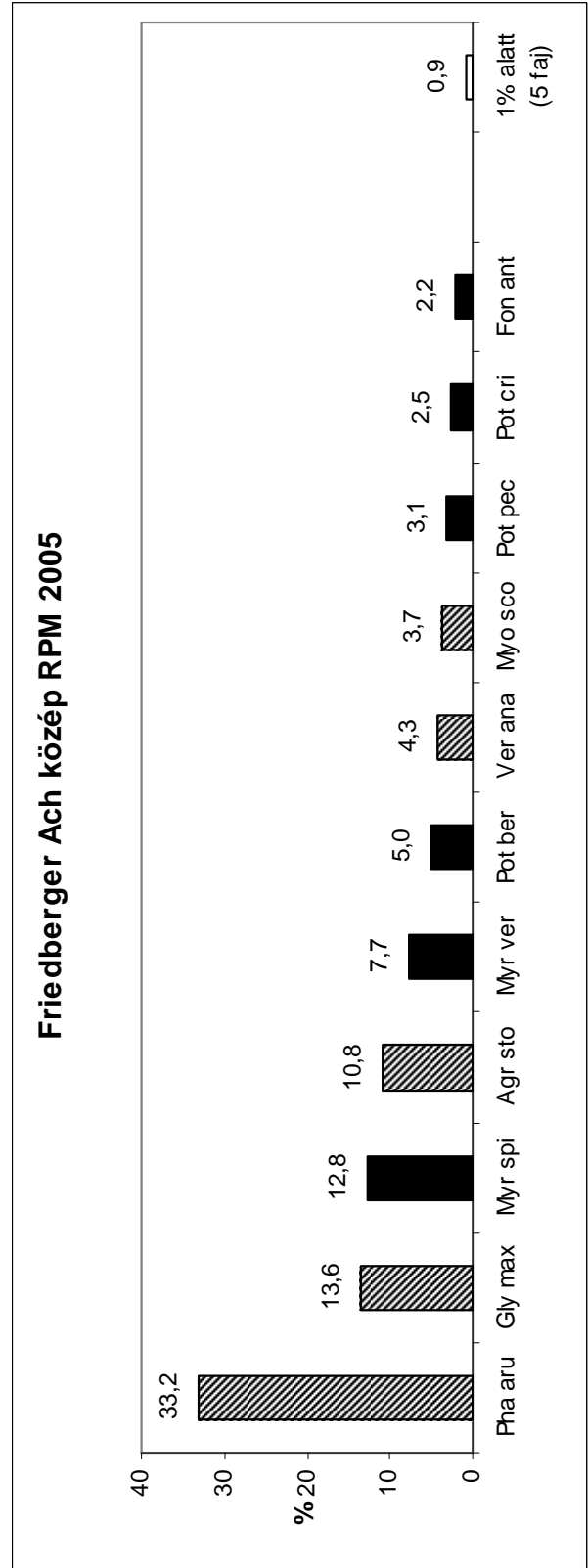
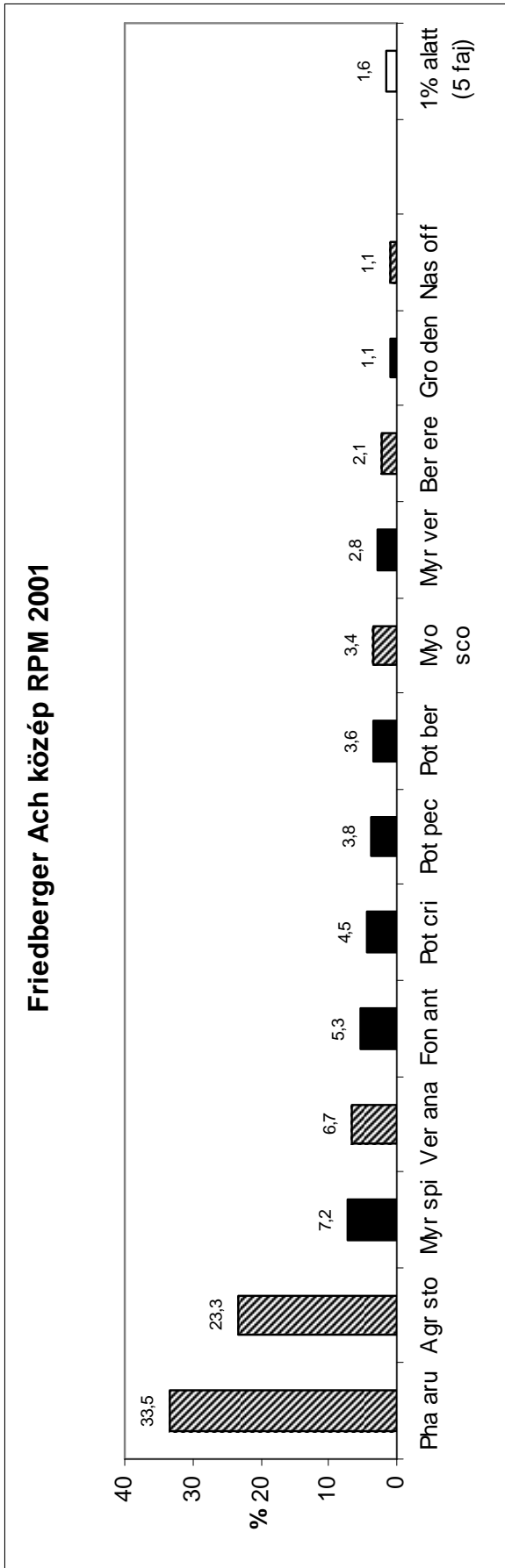


## 4. melléklet

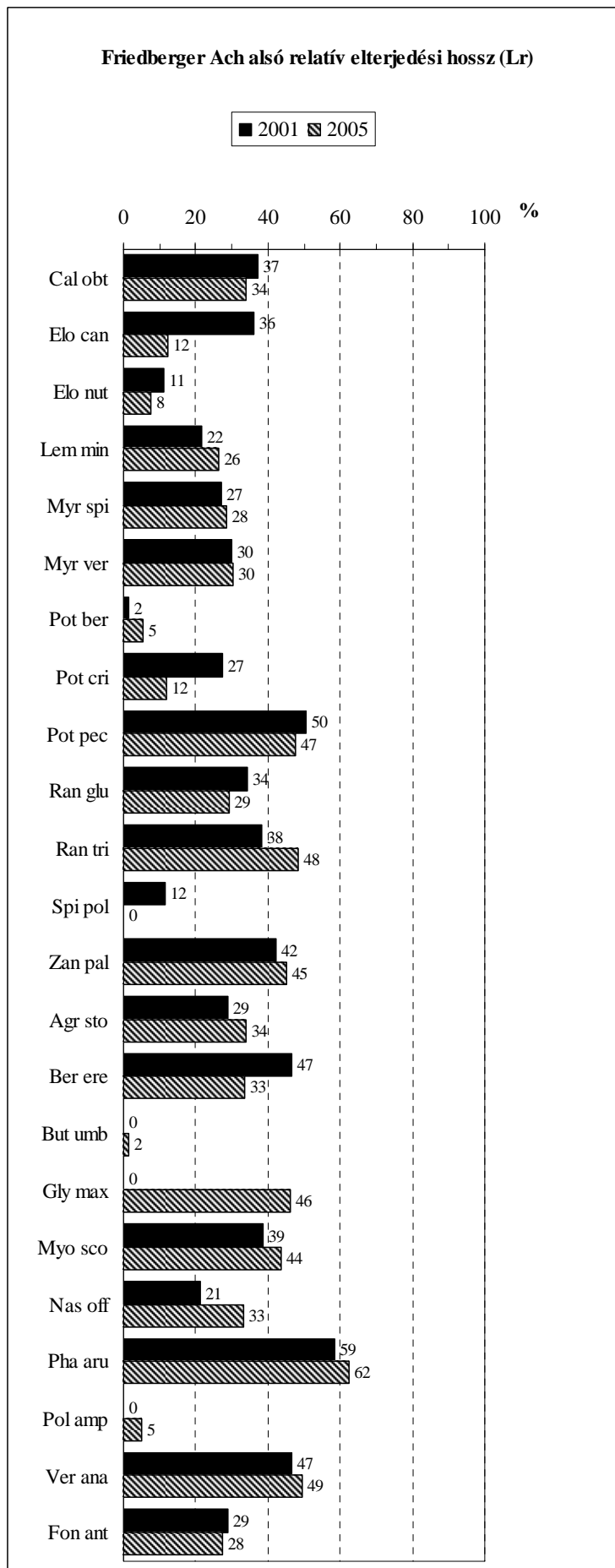


5. melléklet

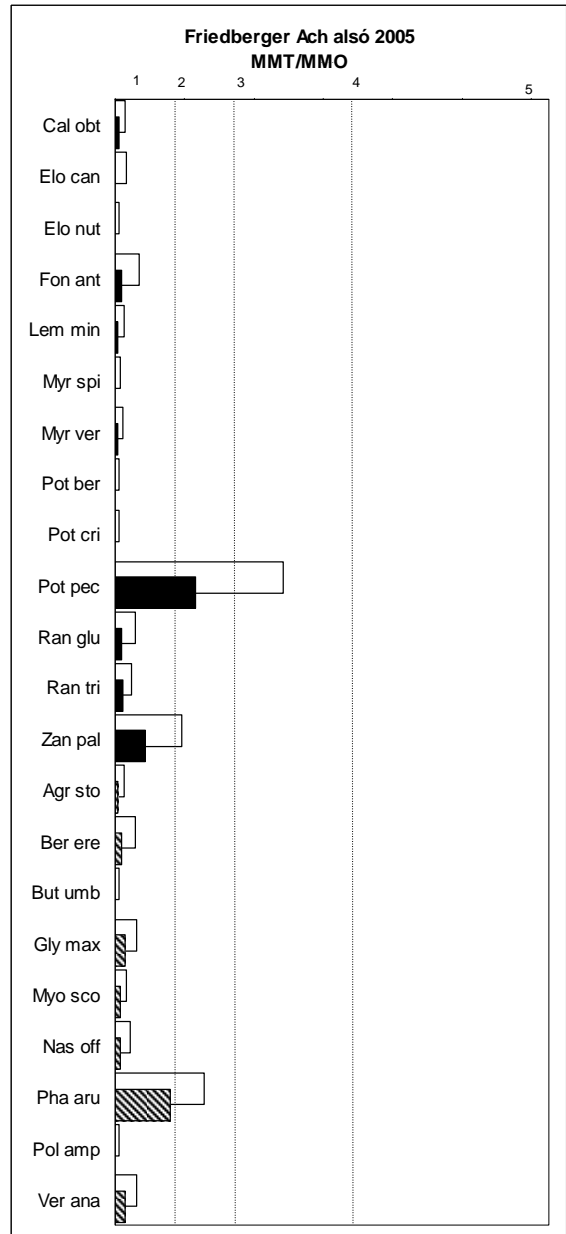
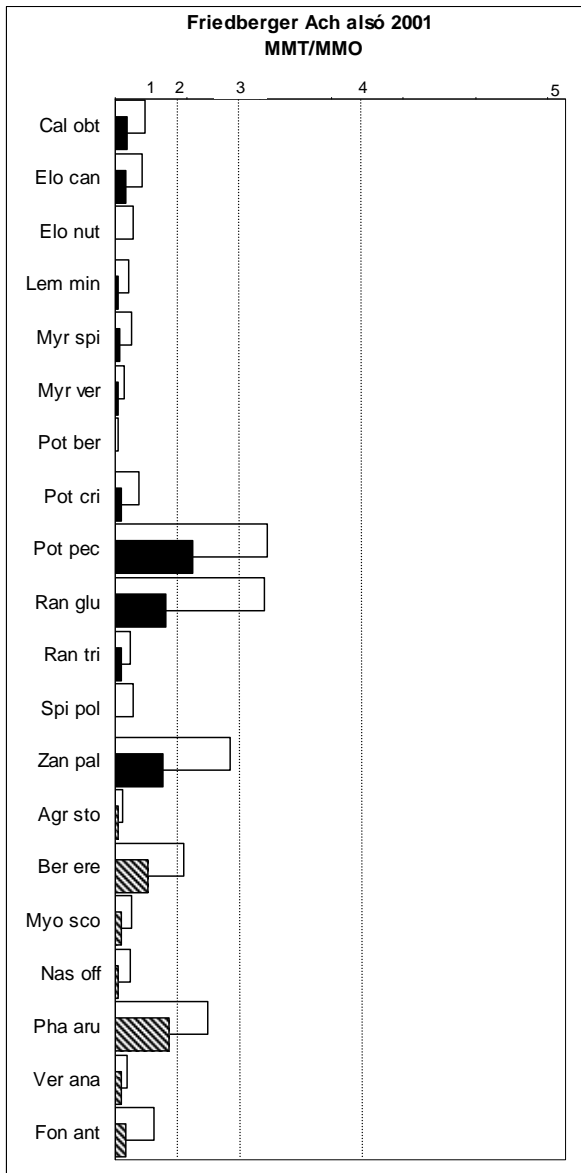


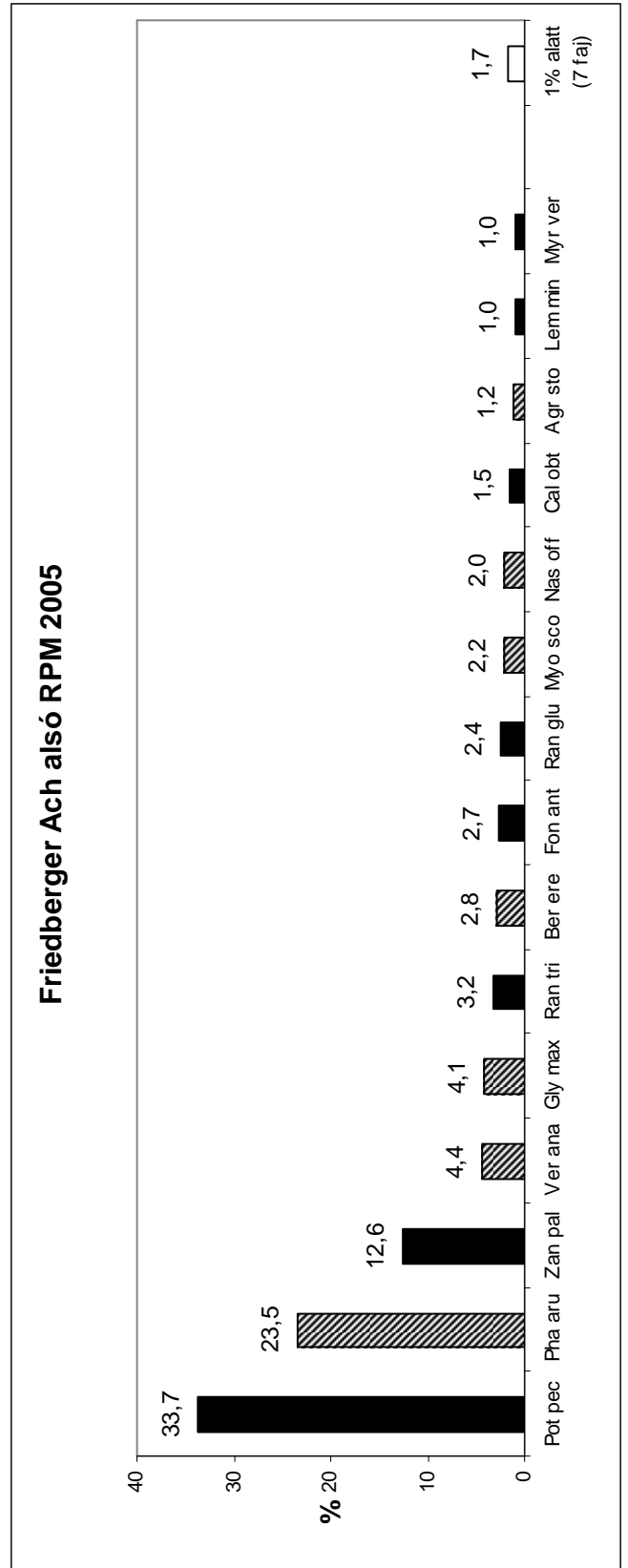
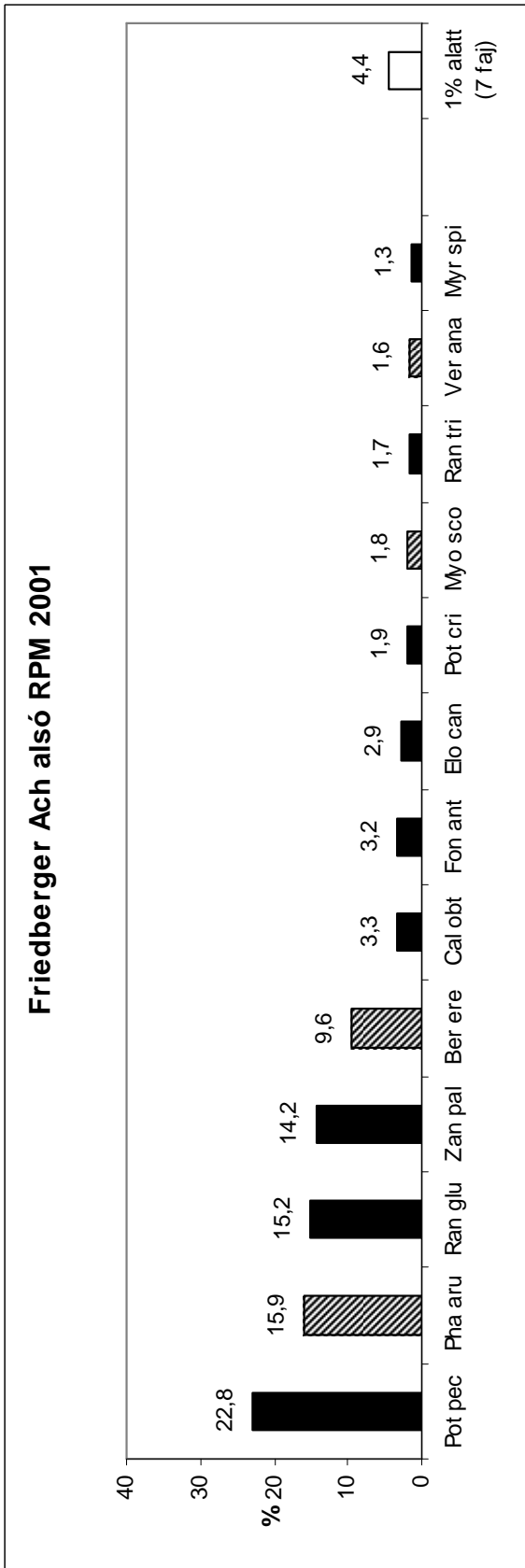


## 7. melléklet

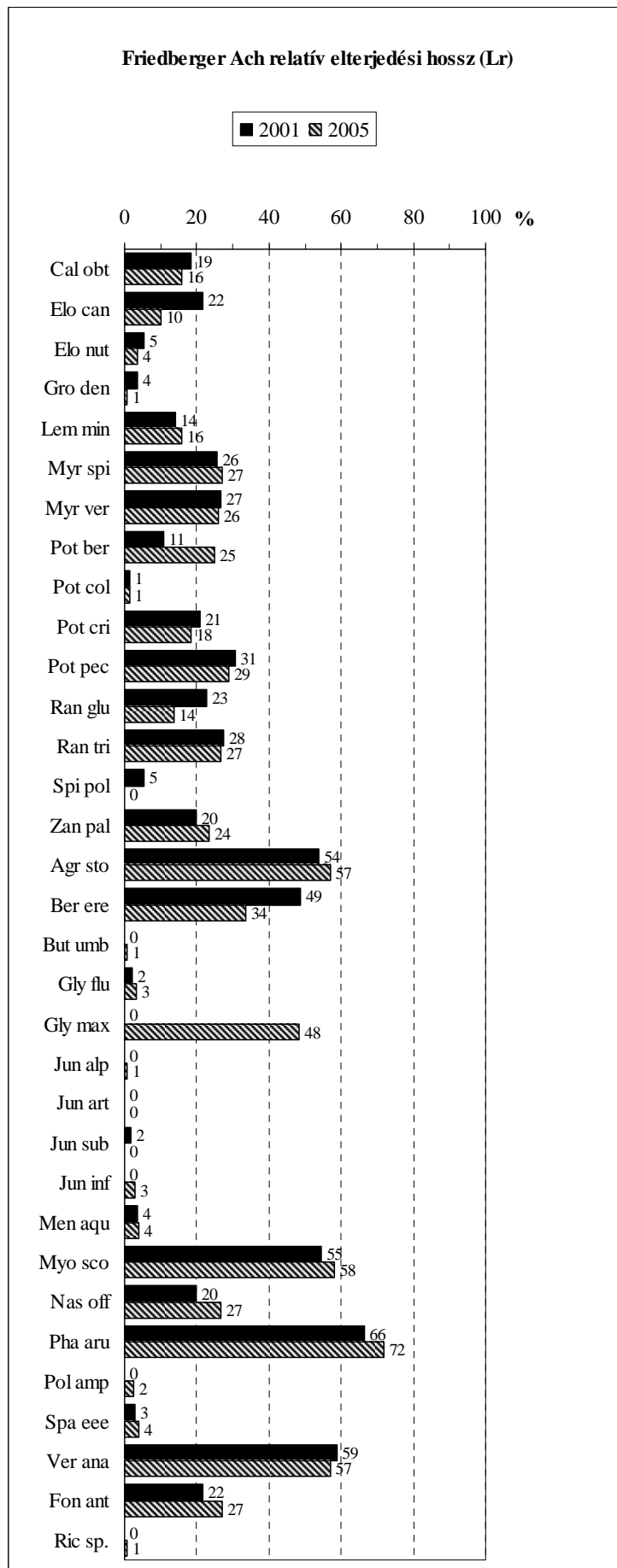


8. melléklet

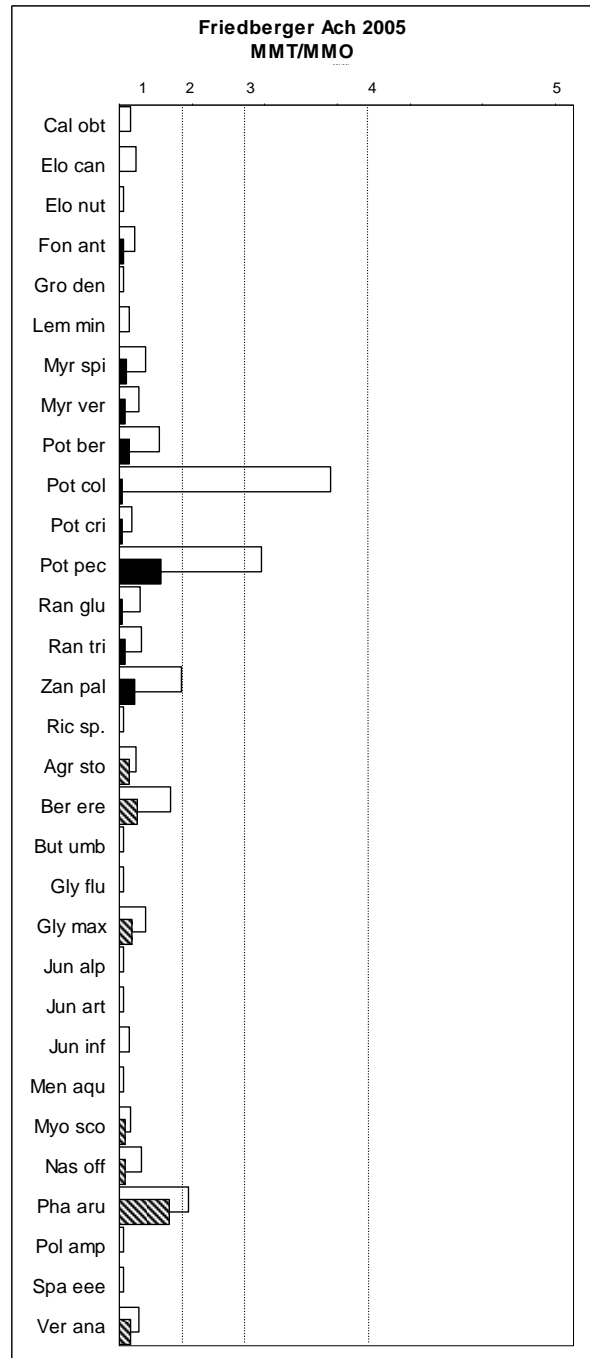
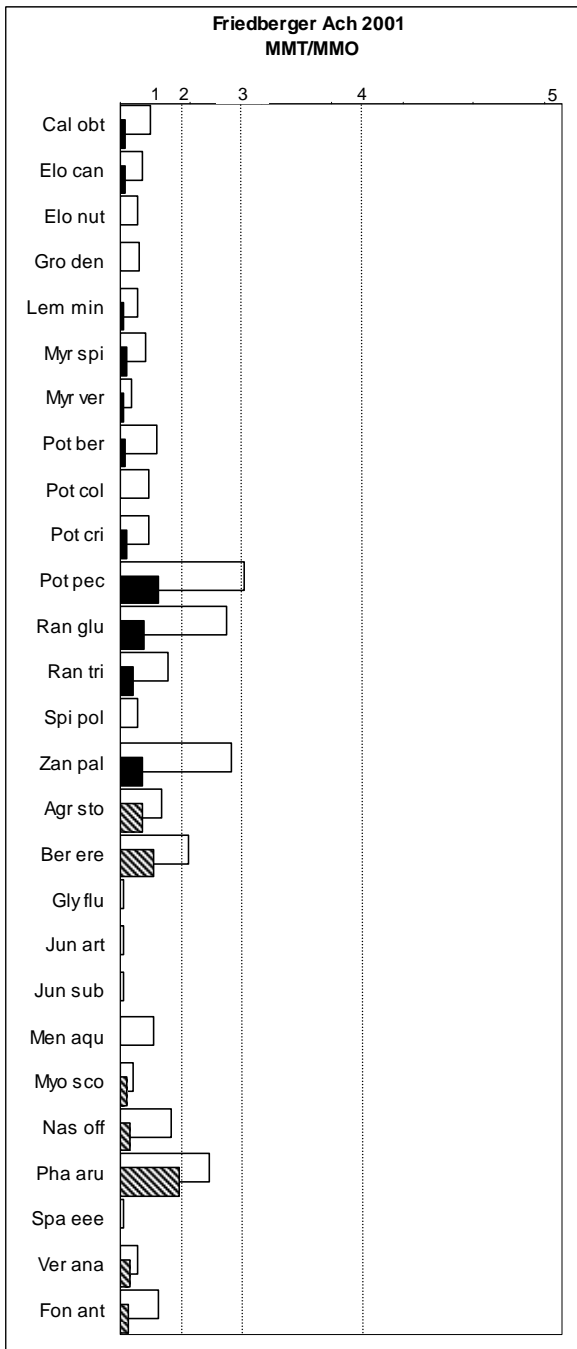




## 10. melléklet

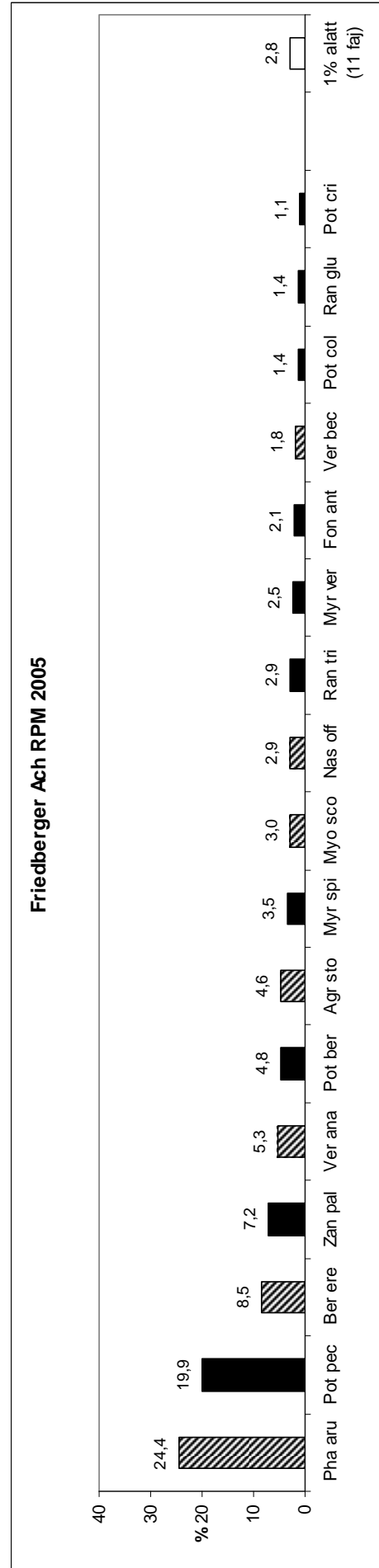
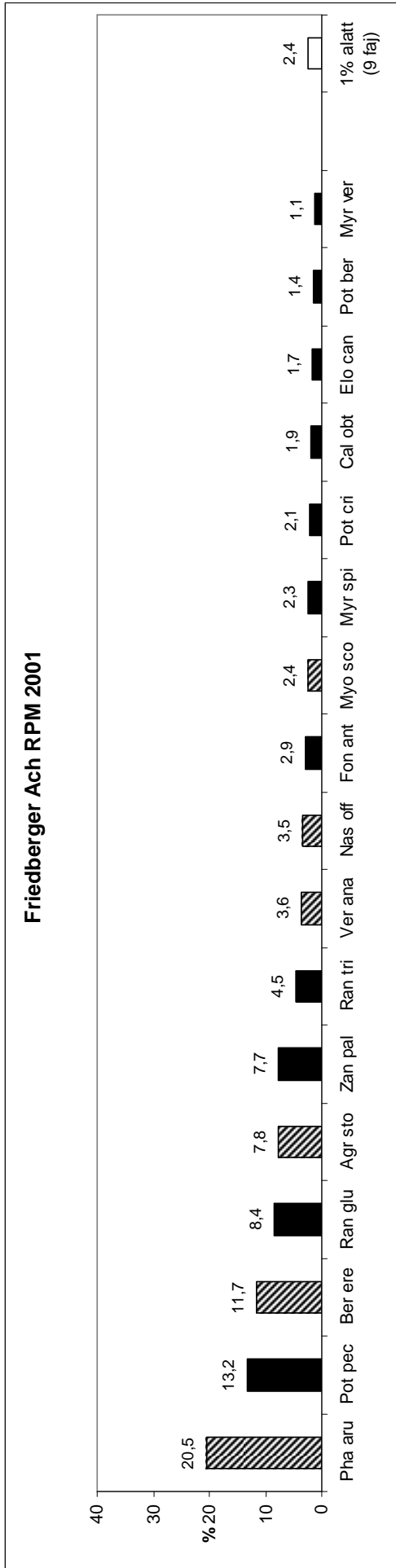


11. melléklet





12. melléklet

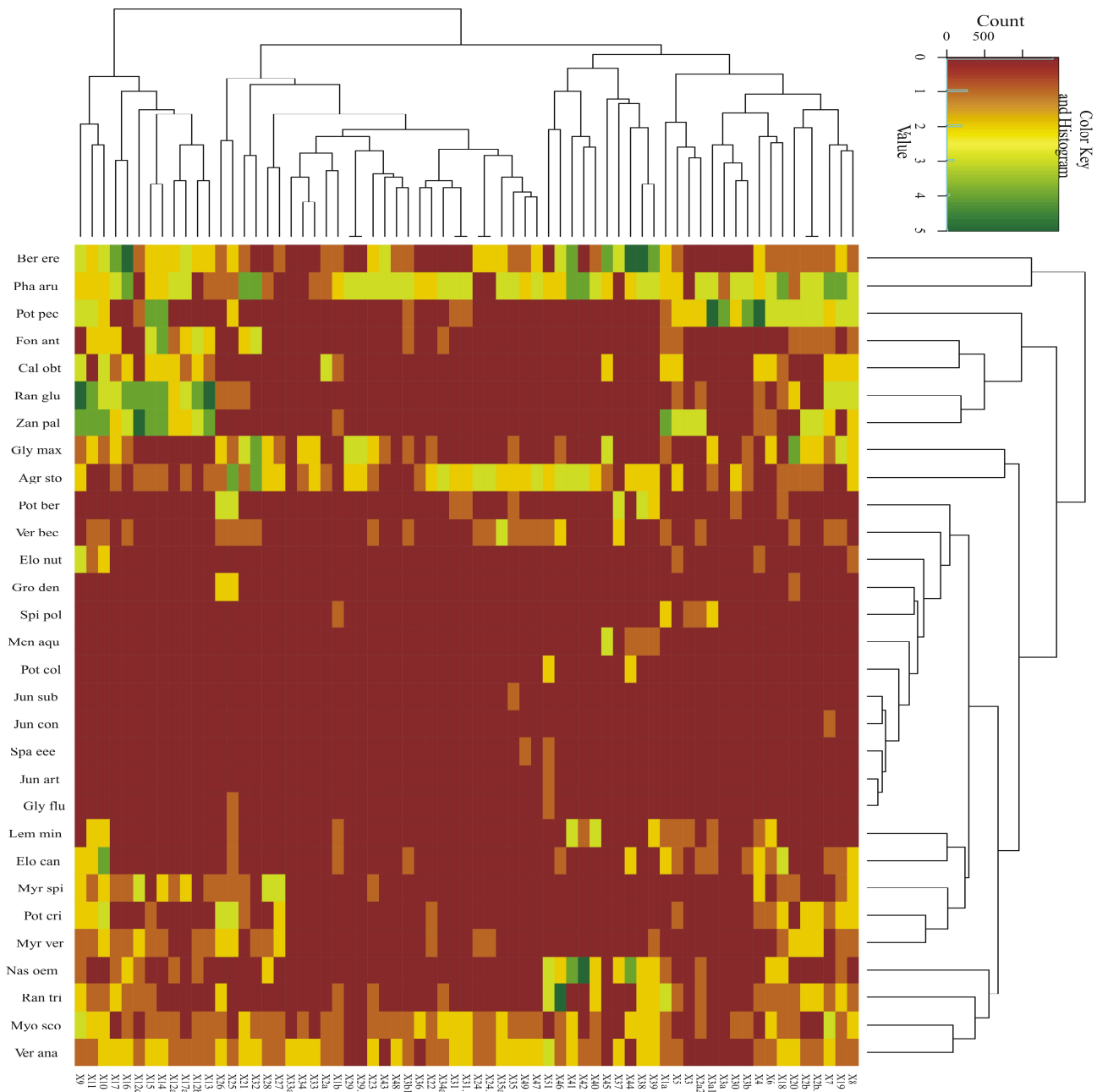






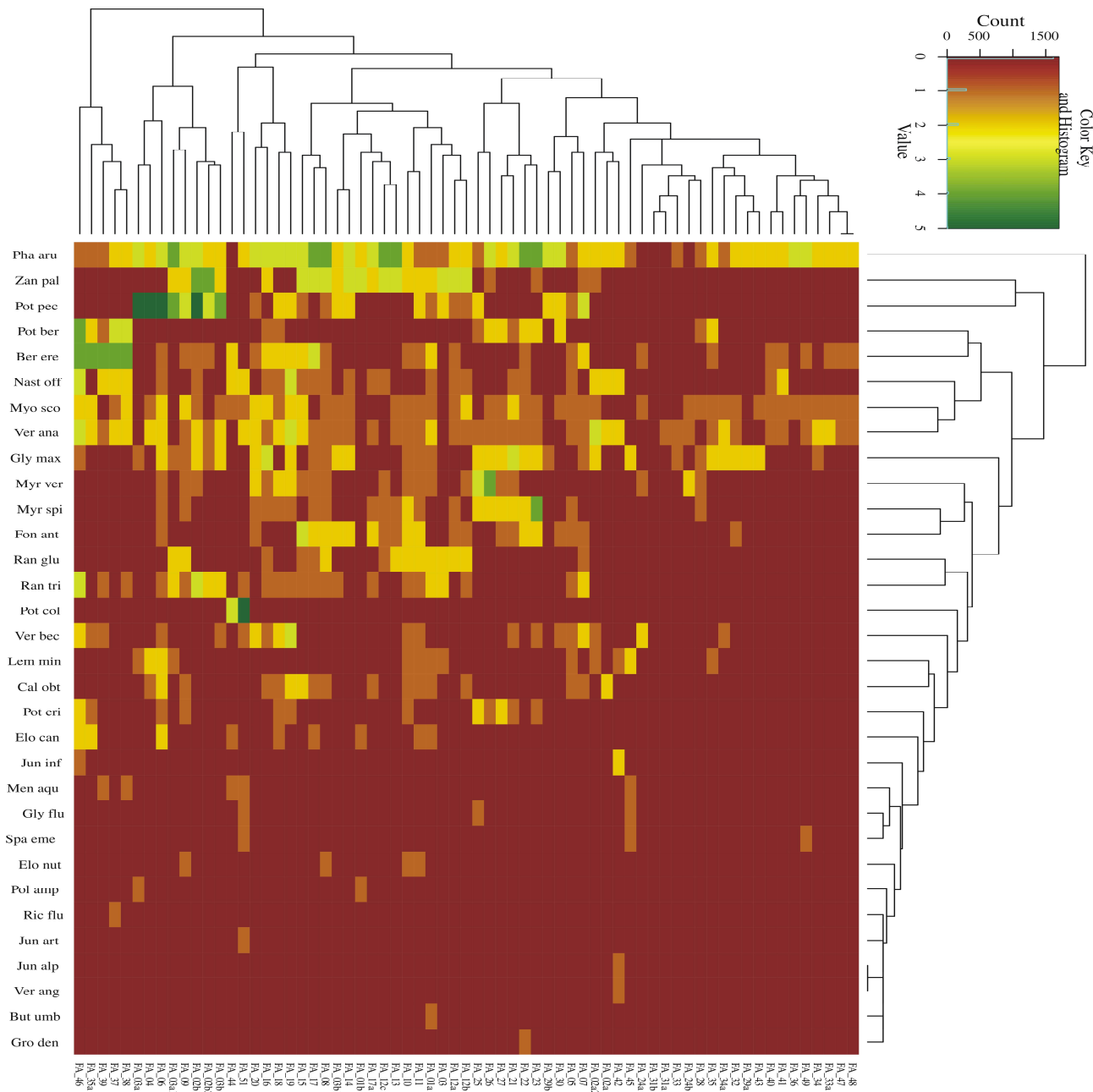
15. melléklet

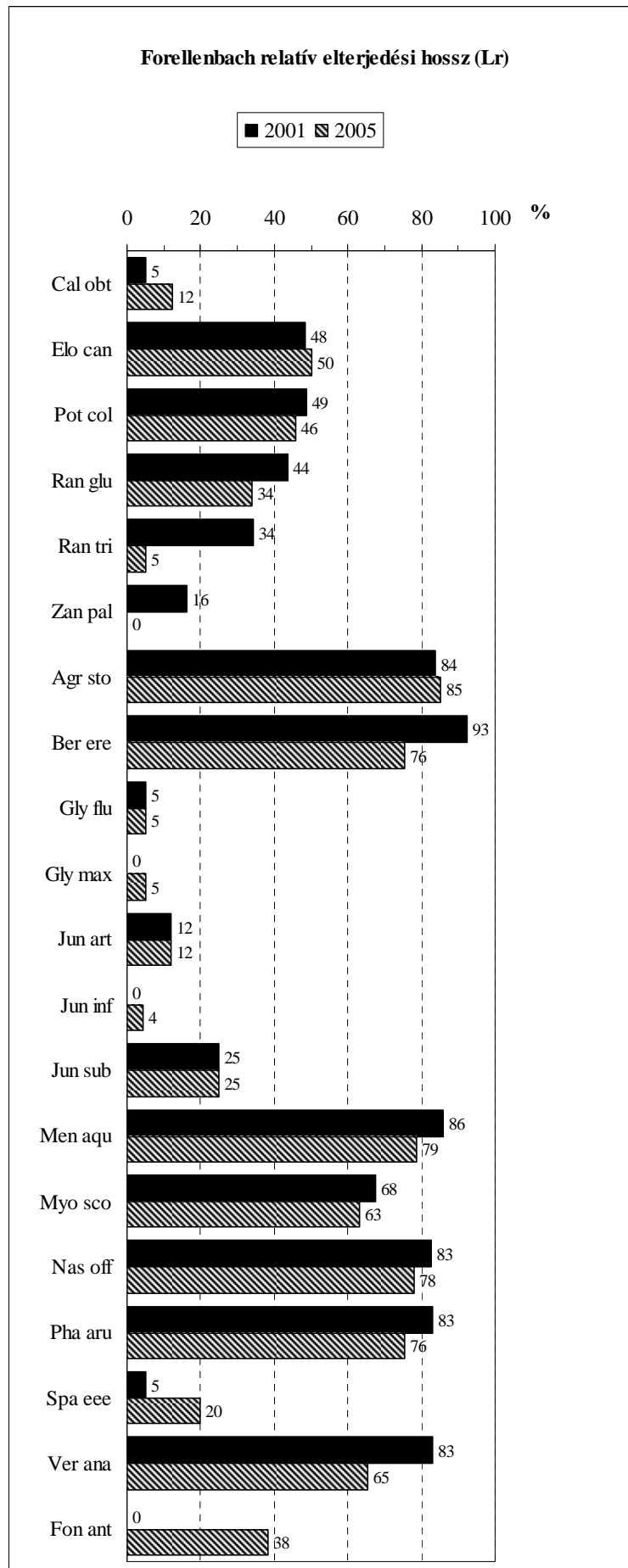
Friedberger Ach hőterkép 2001



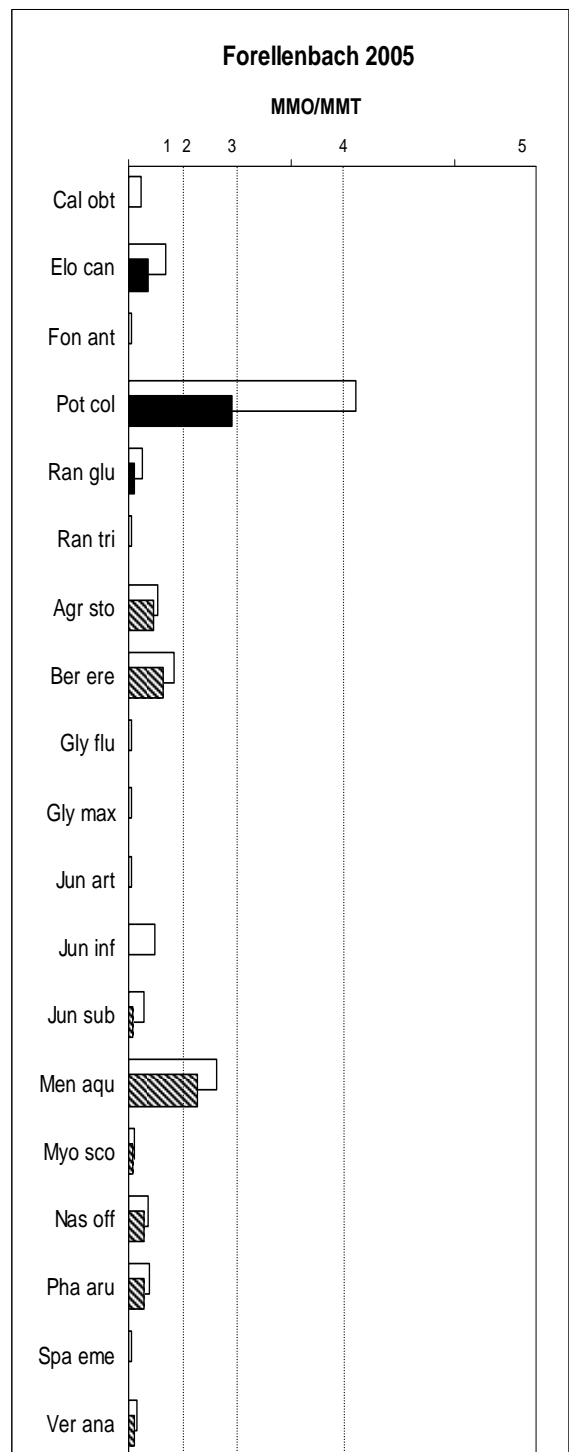
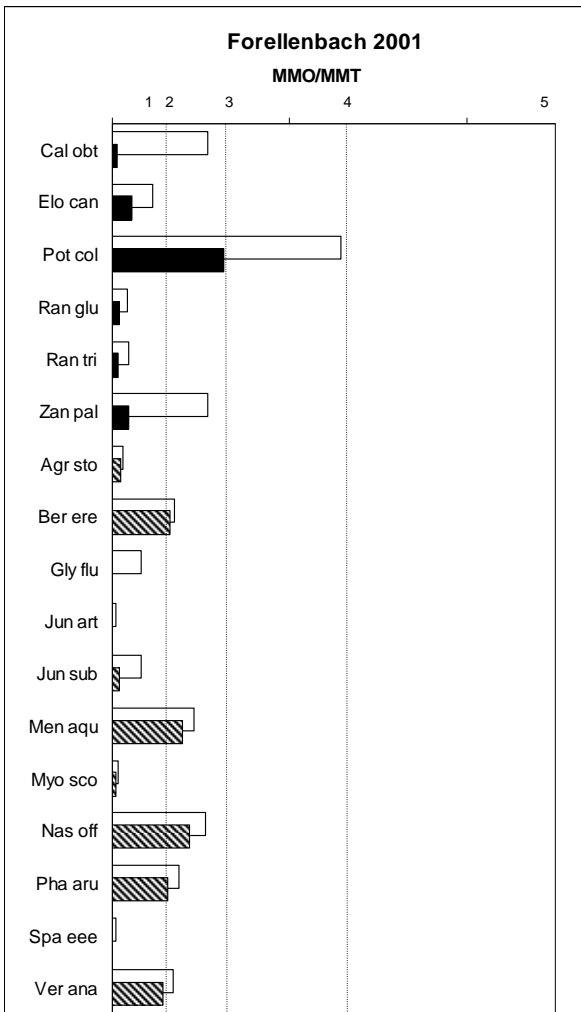
16. melléklet

Friedberger Ach hőterkép 2005

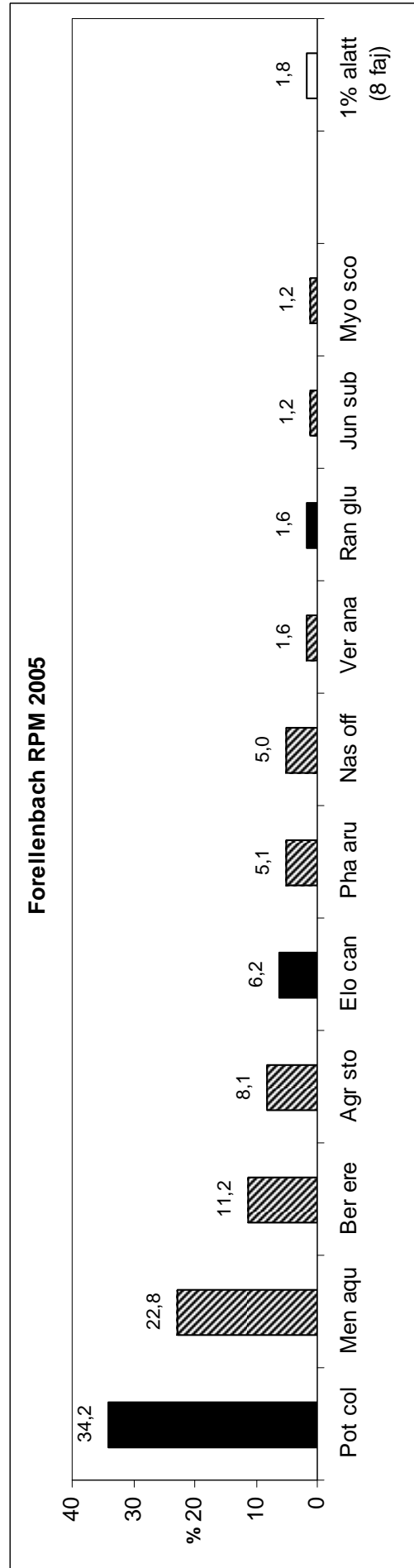
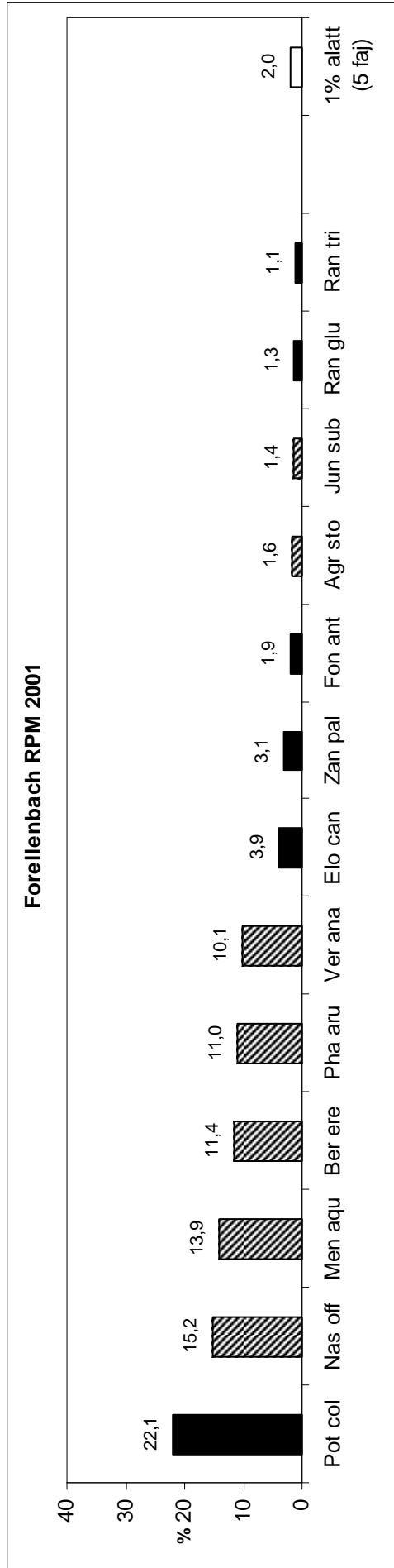




18. melléklet



## 19. melléklet





## 20. melléklet

## Elterjedési diagram

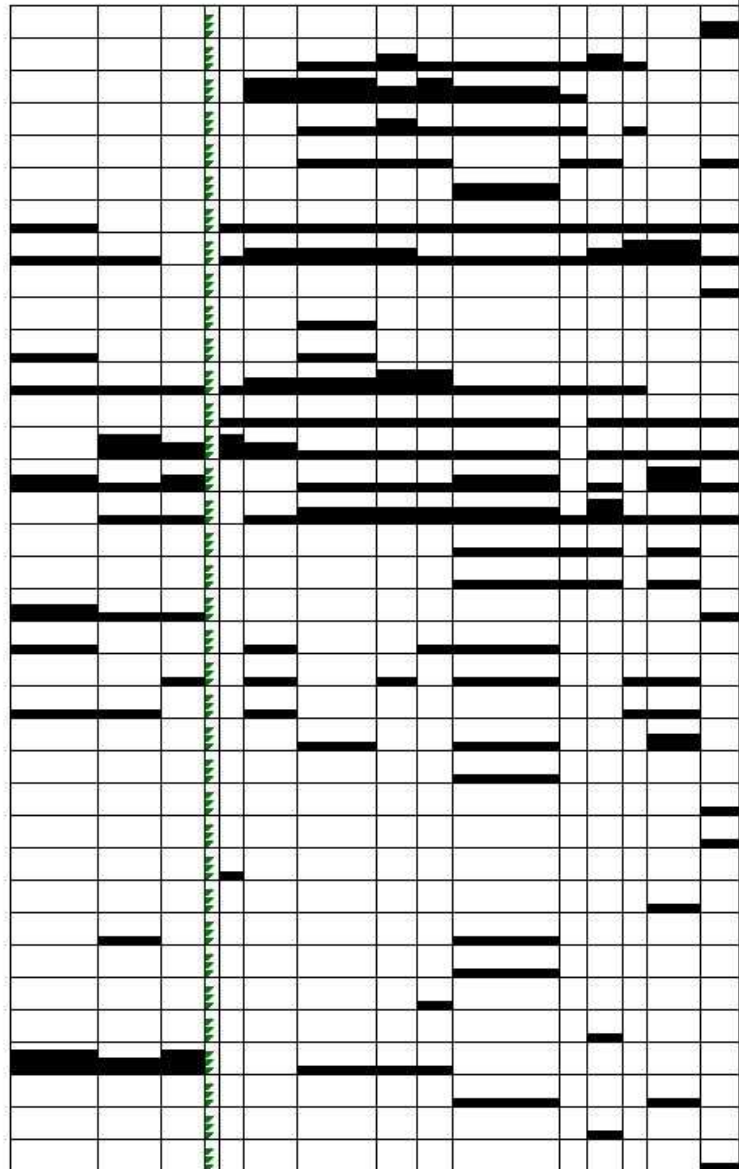
## Forellenbach 2001

Spaltenbreiten

Szakasz száma	Életforma	Év
Szakasz hossza		

11	10	9	8	7	6	5a	5	4	3b	3a	3	2	1	
650	450	300	75	125	375	600	275	225	825	150	225	125	375	250

Cal obt	Hyd	E	2001
Elo can	Hyd	E	2001
Pot col	Hyd	E	2001
Ran glu	Hyd	E	2001
Ran tri	Hyd	E	2001
Zan pal	Hyd	E	2001
Agr sto	Amp	A(G)	2001
Ber ere	Amp	A(H)	2001
Gly flu	Amp	A(G)	2001
Jun art	Amp	A(G)	2001
Jun sub	Amp	A(G)	2001
Men aqu	Amp	A(H)	2001
Myo sco	Amp	A(H)	2001
Nas off	Amp	A(H)	2001
Pha aru	Amp	A(G)	2001
Ver ana	Amp	A(H)	2001
Agr gig	Hel	G	2001
Cal sep	Hel	H	2001
Car ela	Hel	G	2001
Des ces	Hel	G	2001
Epi hir	Hel	H	2001
Equ arv	Hel	H	2001
Equ pal	Hel	H	2001
Eup can	Hel	H	2001
Gly max	Hel	G	2001
Gly pli	Hel	G	2001
Hyp tet	Hel	H	2001
Iri pse	Hel	H	2001
Lyt sal	Hel	H	2001
Mol aru	Hel	G	2001
Mol cae	Hel	G	2001
Pot rep	Hel	H	2001
Phr aus	Hel	G	2001
Sym off	Hel	H	2001
Val off	Hel	H	2001
Ver bec	Hel	H	2001



## 21. melléklet

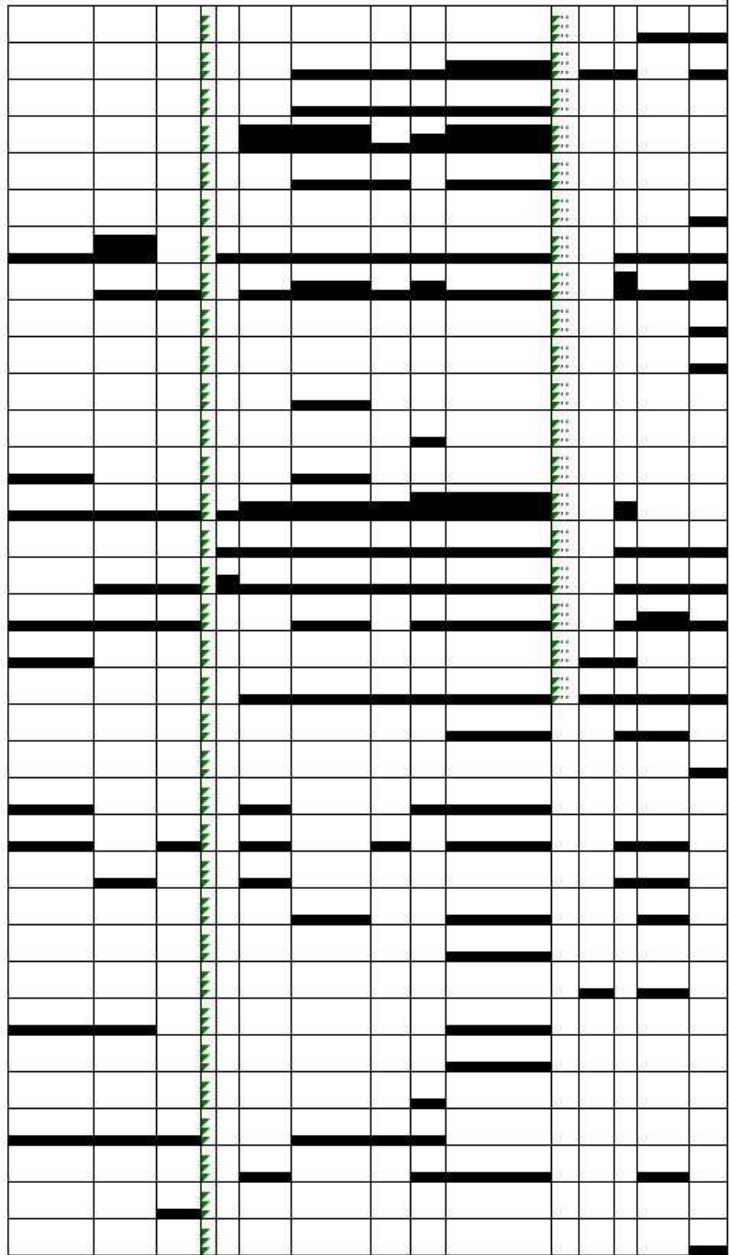
**Elterjedési diagram****Forellenbach 2005**

Spaltenbreiten

Szakasz száma	Életforma	Év
Szakasz hossza		

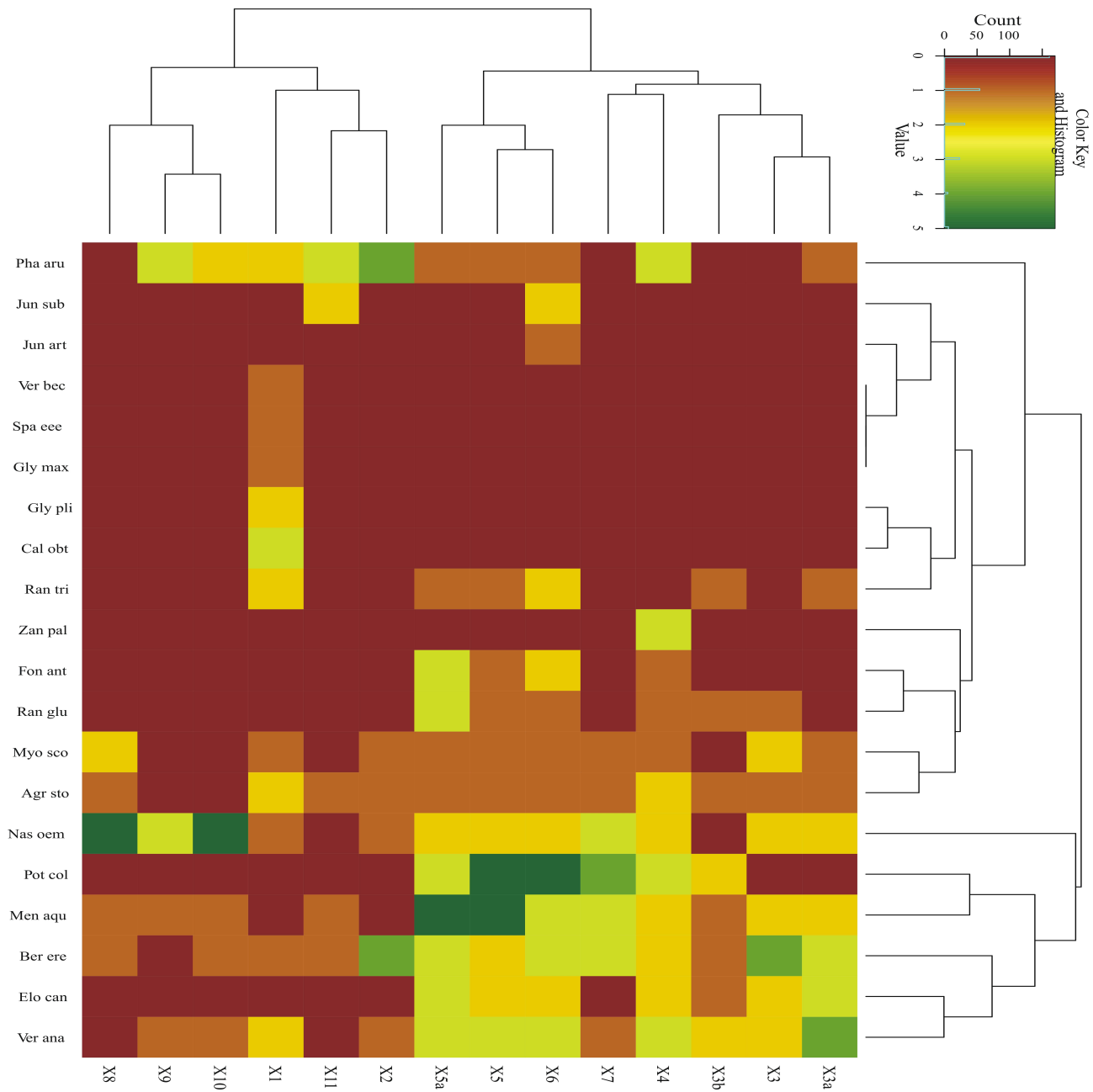
11	10	9	8	7	6	5a	5	4	3b	3a	3	2	1	
650	450	300	150	125	375	600	275	225	825	150	225	125	375	250

Cal obt	Hyd	E	2005
Elo can	Hyd	E	2005
Fon ant	Hyd		2005
Pot col	Hyd	E	2005
Ran glu	Hyd	E	2005
Ran tri	Hyd	E	2005
Agr sto	Amp	A(G)	2005
Ber ere	Amp	A(H)	2005
Gly flu	Amp	A(G)	2005
Gly max	Amp	A(G)	2005
Jun art	Amp	A(G)	2005
Jun inf	Amp	A(G)	2005
Jun sub	Amp	A(G)	2005
Men aqu	Amp	A(H)	2005
Myo sco	Amp	A(H)	2005
Nas off	Amp	A(H)	2005
Pha aru	Amp	A(G)	2005
Spa eme	Amp	A(G)	2005
Ver ana	Amp	A(H)	2005
Cal sep	Hel	H	2005
Car ela	Hel	G	2005
Des ces	Hel	G	2005
Epi hir	Hel	H	2005
Equ arv	Hel	H	2005
Equ pal	Hel	H	2005
Eup can	Hel	H	2005
Iri pse	Hel	H	2005
Lyt sal	Hel	H	2005
Mol aru	Hel	G	2005
Mol cae	Hel	G	2005
Phr aus	Hel	G	2005
Sym off	Hel	H	2005
Typ lat	Hel	H	2005
Ver bec	Hel	H	2005



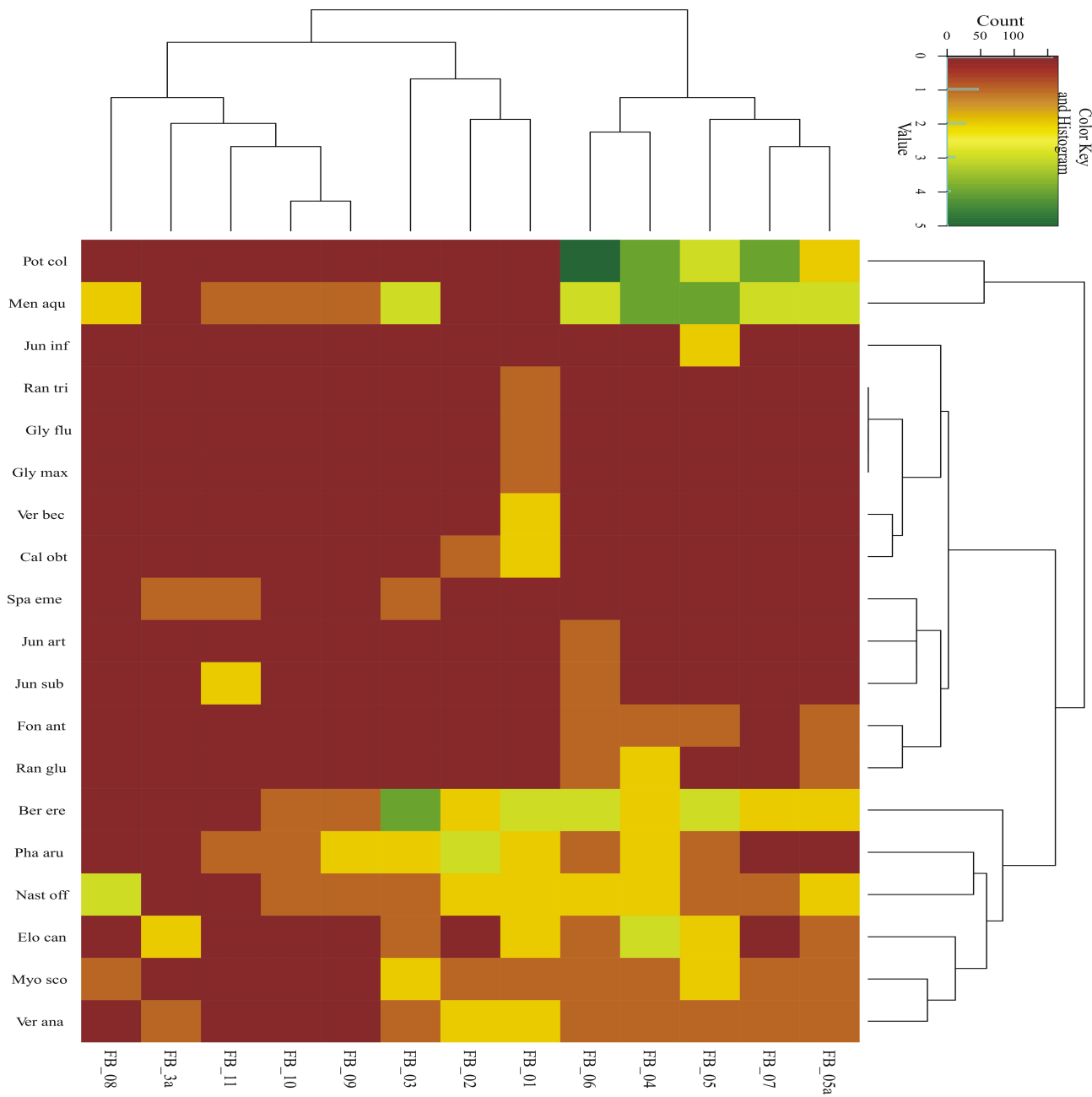
22. melléklet

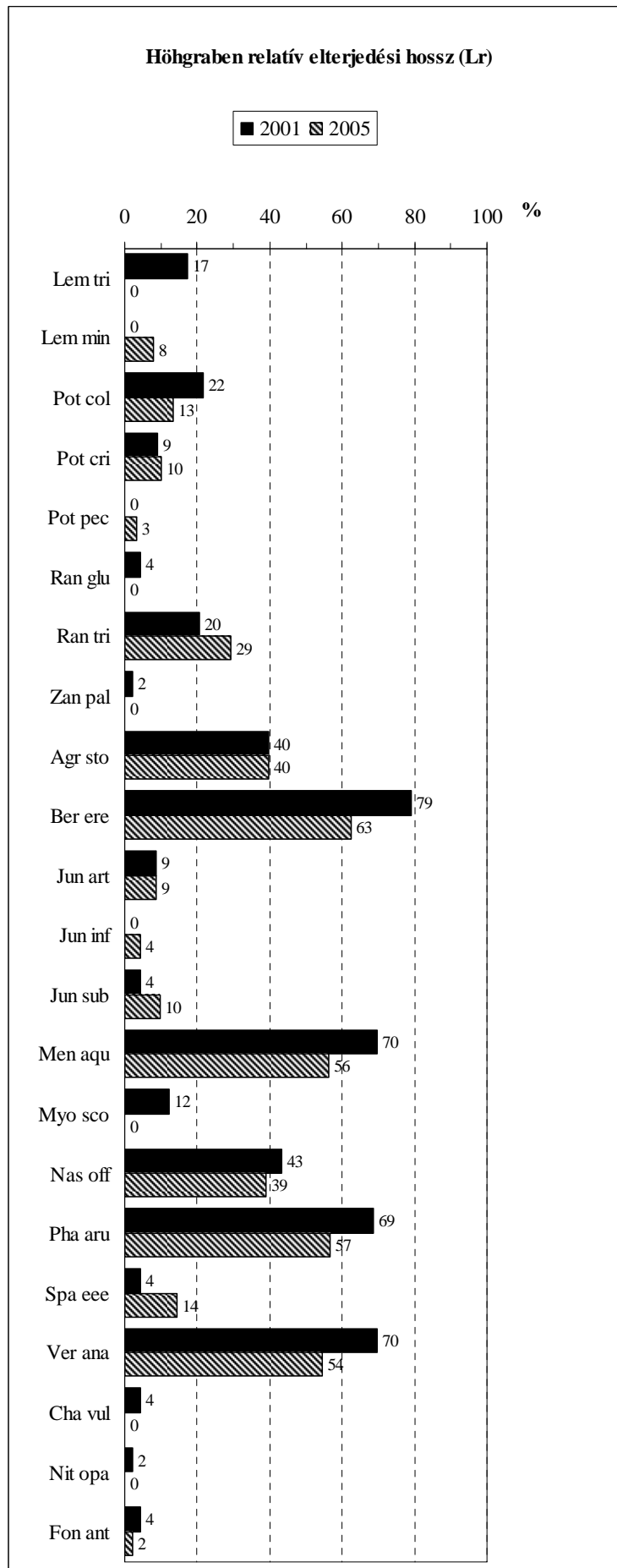
Forellenbach hőterkép 2001



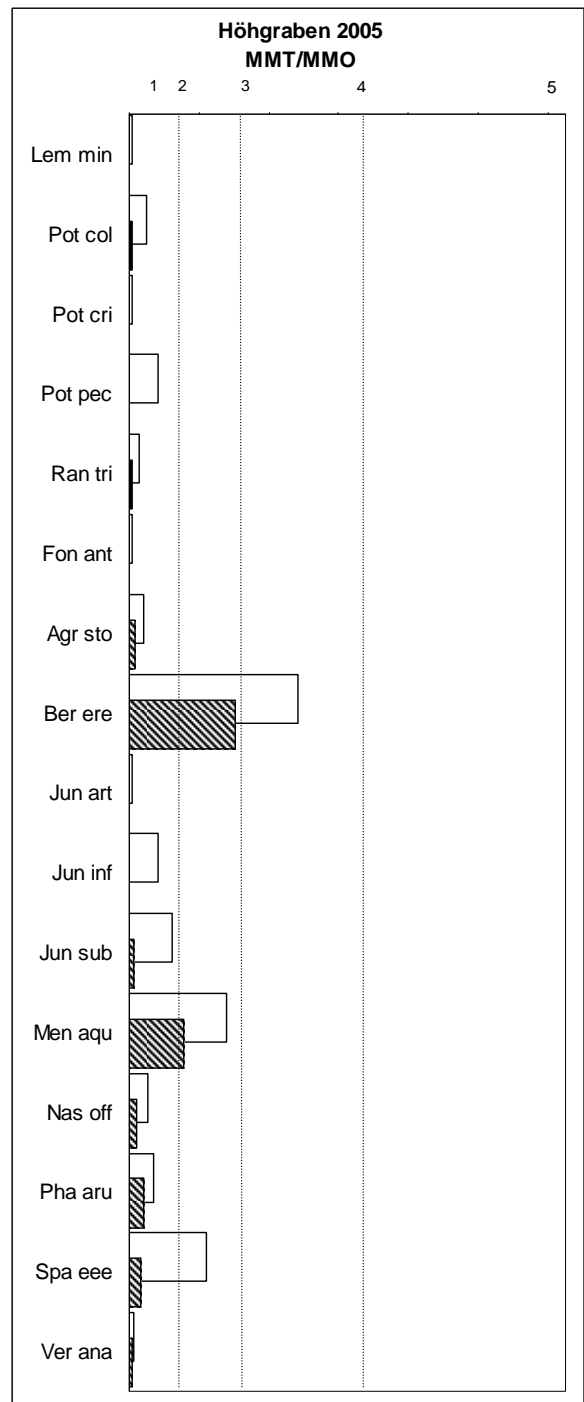
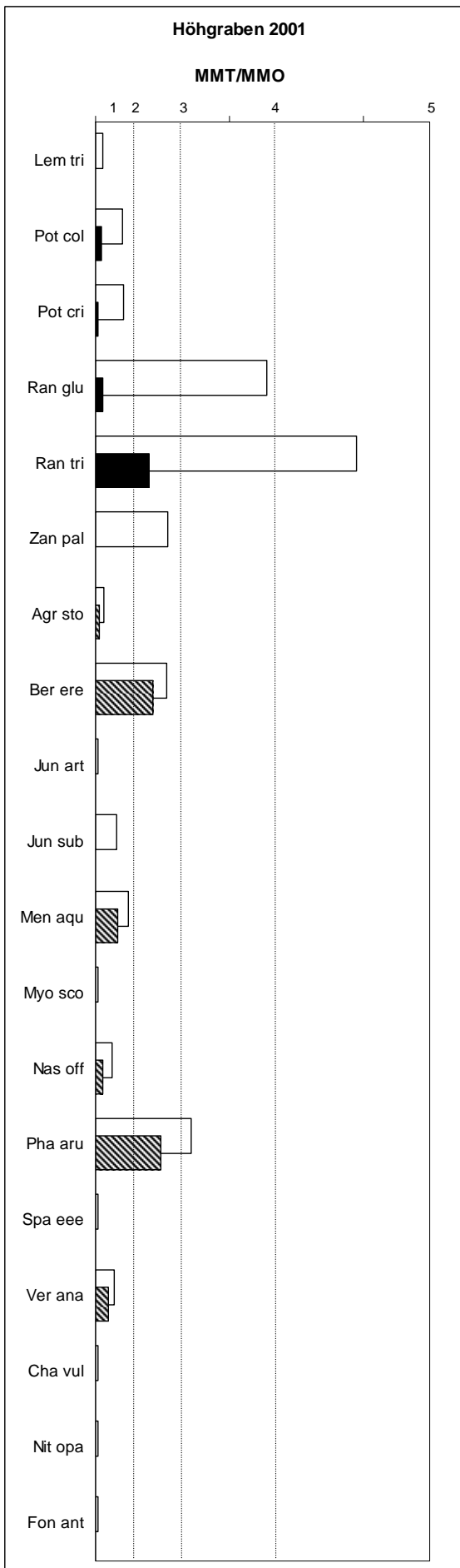
23. melléklet

Forellenbach hőterkép 2005

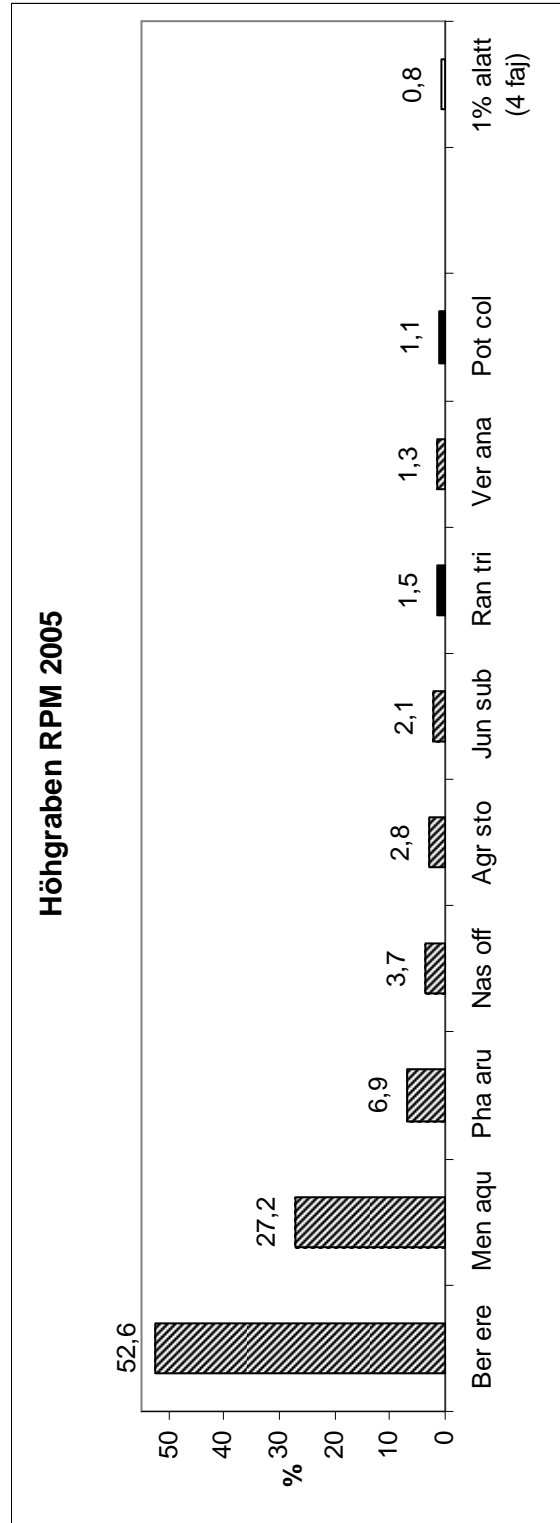
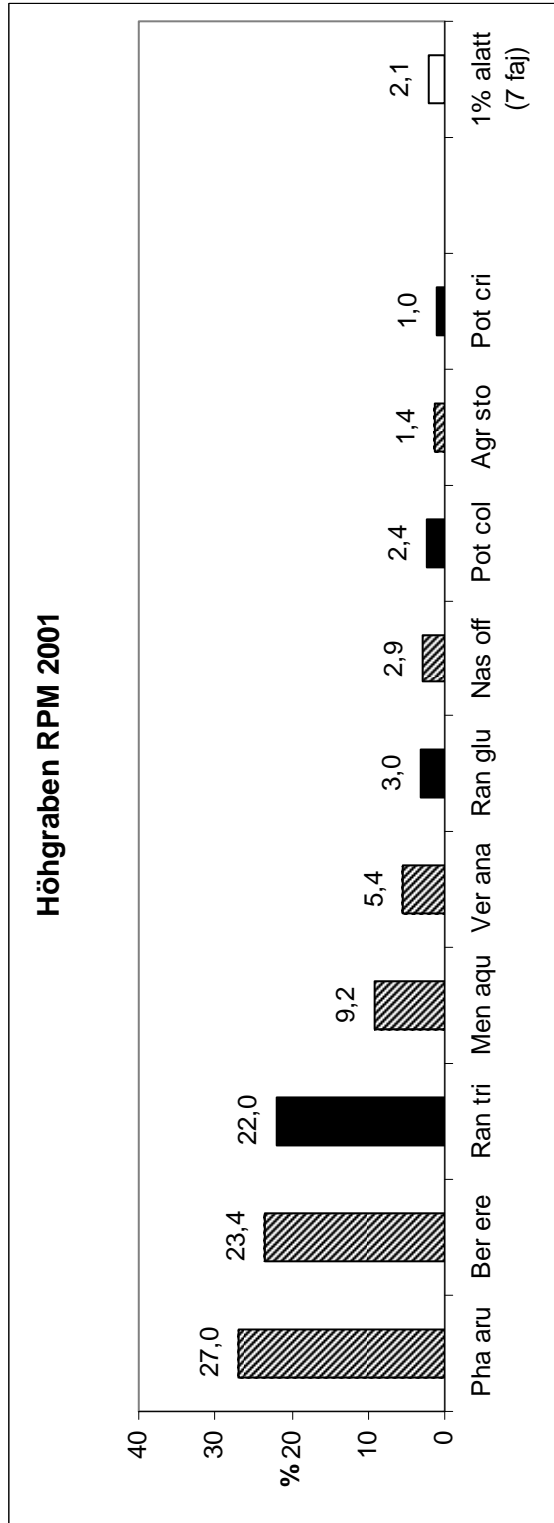




25. melléklet



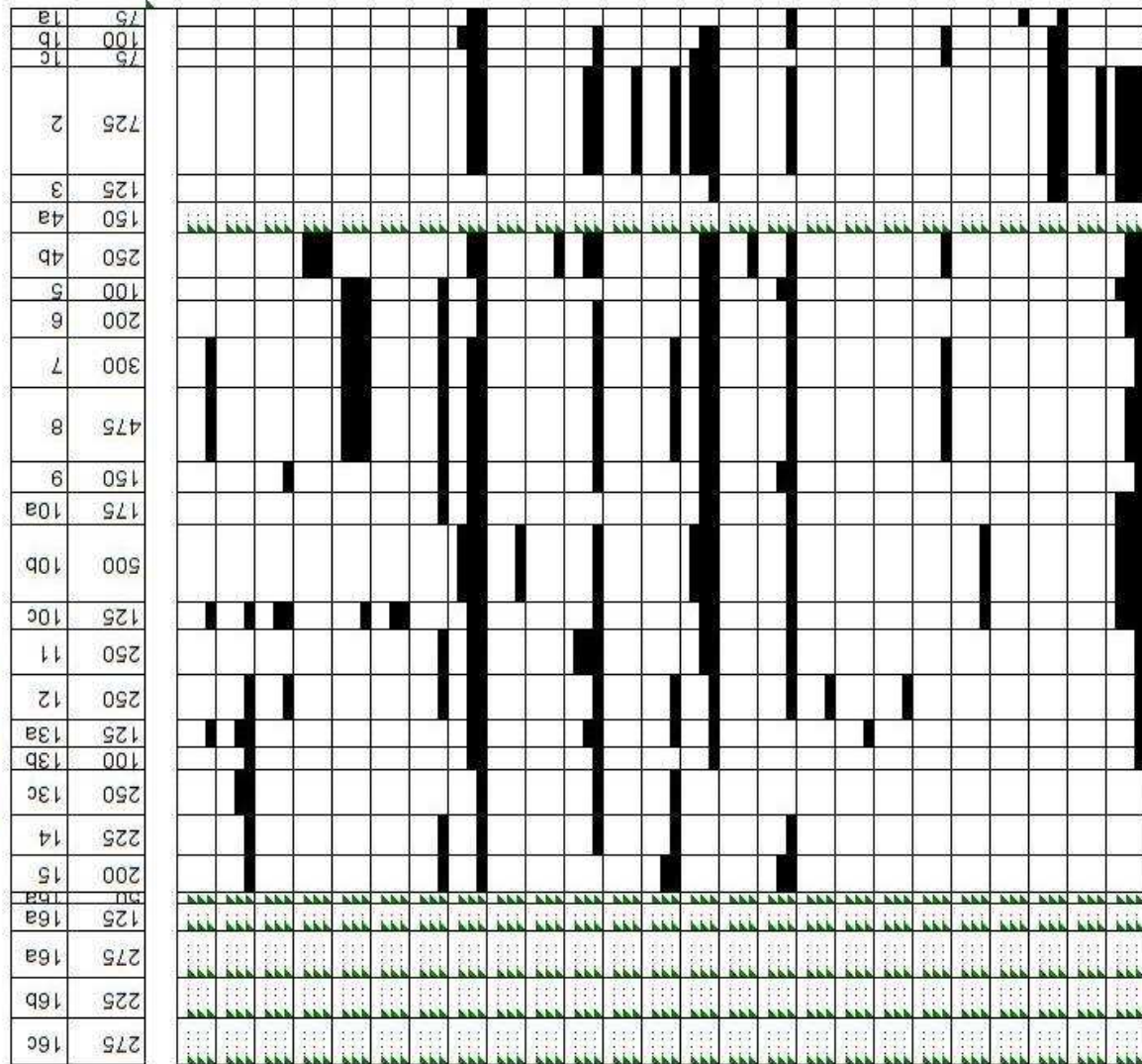
## 26. melléklet



Spaltenbreite

## Elterjedési diagram Höhgraben 2001

Szakasz száma	Szakasz hossza	Életforma	Év
Pot col	Hyd	E	2001
Pot cri	Hyd	E	2001
Ran glu	Hyd	E	2001
Ran tri	Hyd	E	2001
Zan pal	Hyd	E	2001
Agr sto	Amp	A(G)	2001
Ber ere	Amp	A(H)	2001
Jun art	Amp	A(G)	2001
Jun sub	Amp	A(G)	2001
Men aqu	Amp	A(H)	2001
Myo sco	Amp	A(H)	2001
Nas off	Amp	A(H)	2001
Pha aru	Amp	A(G)	2001
Spa eee	Amp	A(G)	2001
Ver ana	Amp	A(H)	2001
Cha vul	Alg	E	2001
Nit opa	Alg	E	2001
Fon ant	Moo		2001
Equ arv	Hel	H	2001
Equ pal	Hel	H	2001
Eup can	Hel	H	2001
Iri pse	Hel	H	2001
Lyt sal	Hel	H	2001
Phr aus	Hel	G	2001



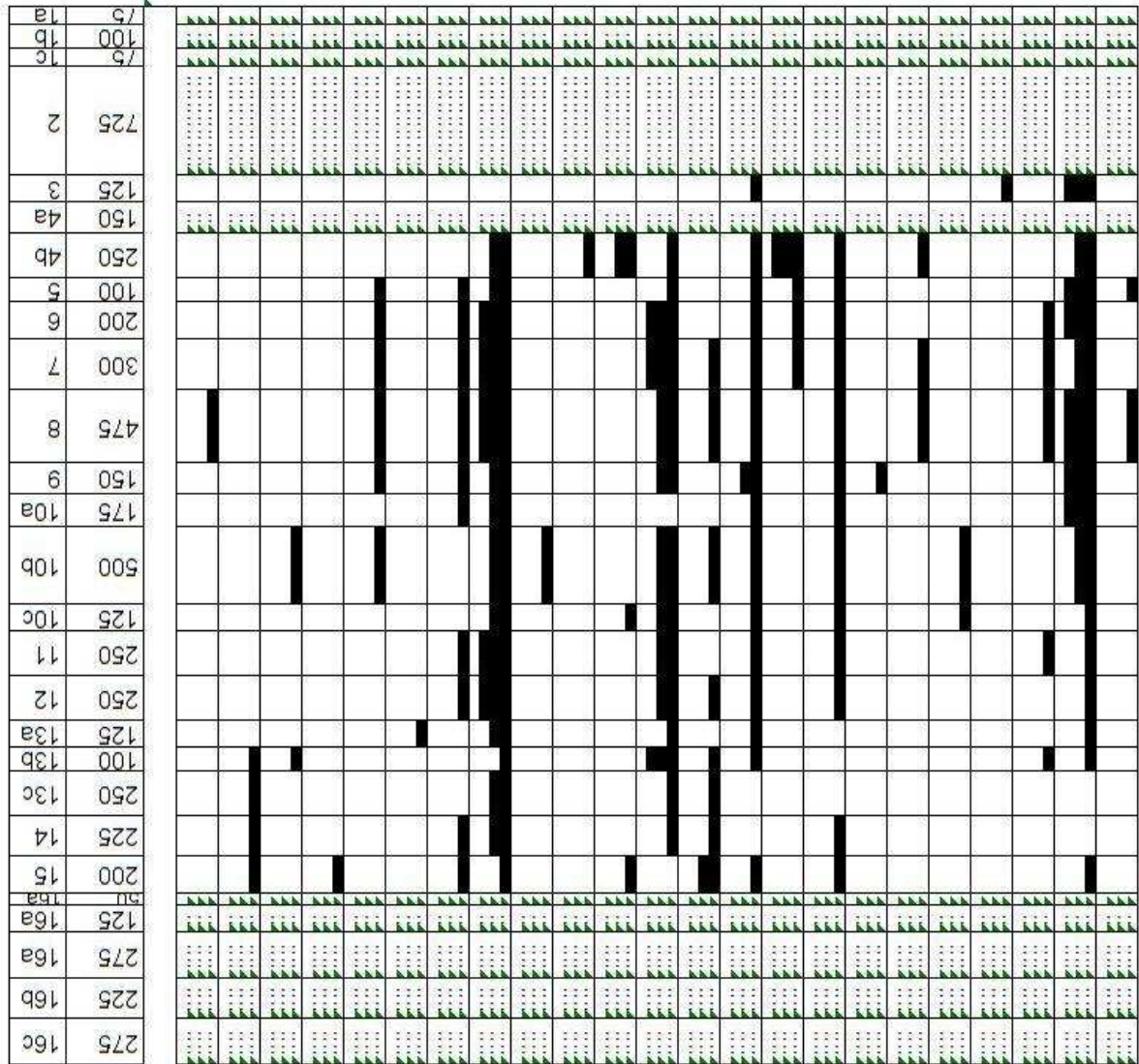


## 28. melléklet

## Elterjedési diagram Höhgraben 2005

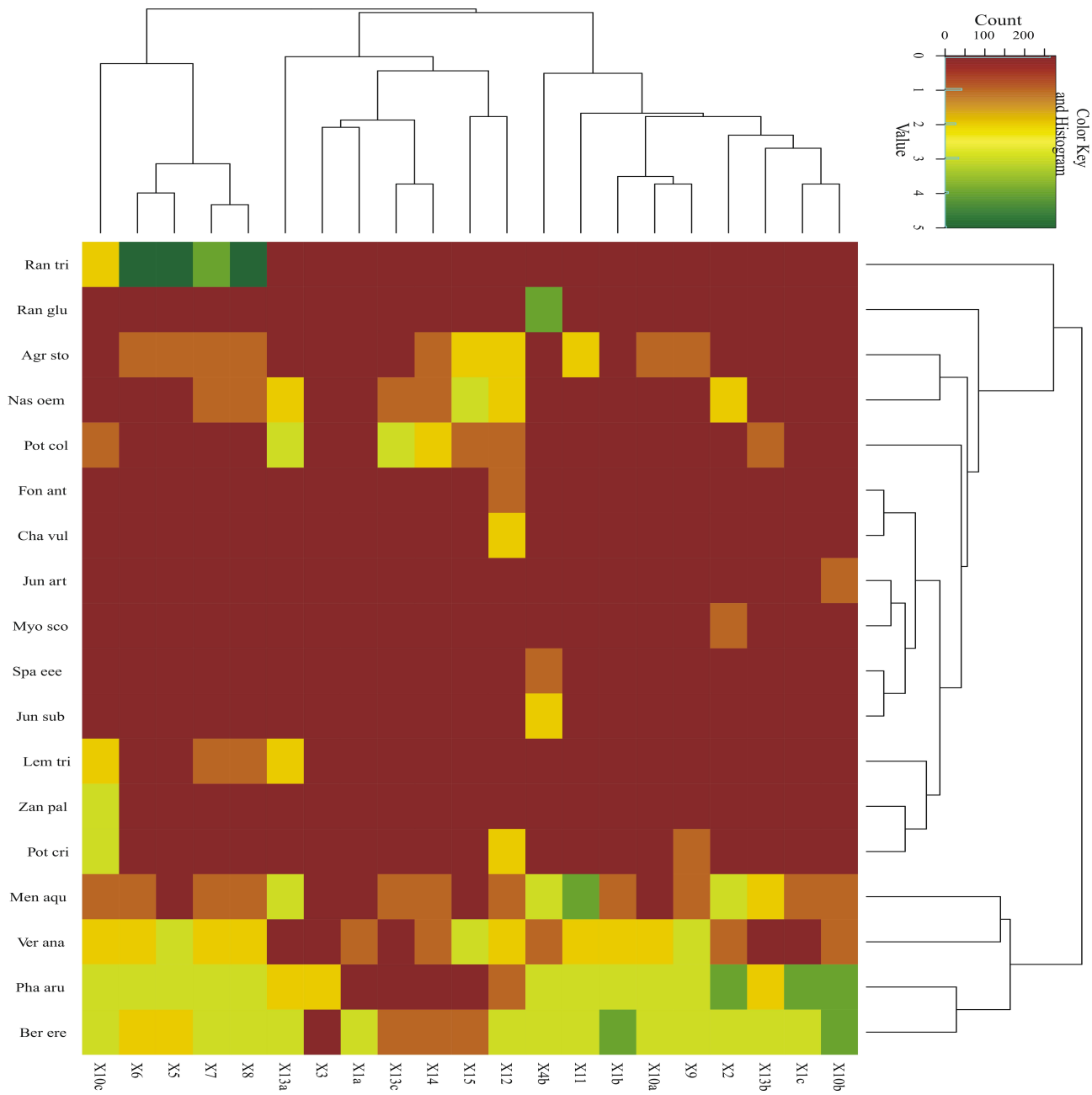
Spaltenbreit

Szakasz száma	Életforma	Év
Lem min	Hyd	L 2005
Pot col	Hyd	E 2005
Pot cri	Hyd	E 2005
Pot pec	Hyd	E 2005
Ran tri	Hyd	E 2005
Fon ant	Moo	2005
Agr sto	Amp	A(G) 2005
Ber ere	Amp	A(H) 2005
Jun art	Amp	A(G) 2005
Jun inf	Amp	A(G) 2005
Jun sub	Amp	A(G) 2005
Men aqu	Amp	A(H) 2005
Nas off	Amp	A(H) 2005
Pha aru	Amp	A(G) 2005
Spa eee	Amp	A(G) 2005
Ver ana	Amp	A(H) 2005
Car ela	Hel	G 2005
Equ arv	Hel	H 2005
Equ pal	Hel	H 2005
Iri pse	Hel	H 2005
Lyt sal	Hel	H 2005
Phr aus	Hel	G 2005
Sym off	Hel	H 2005



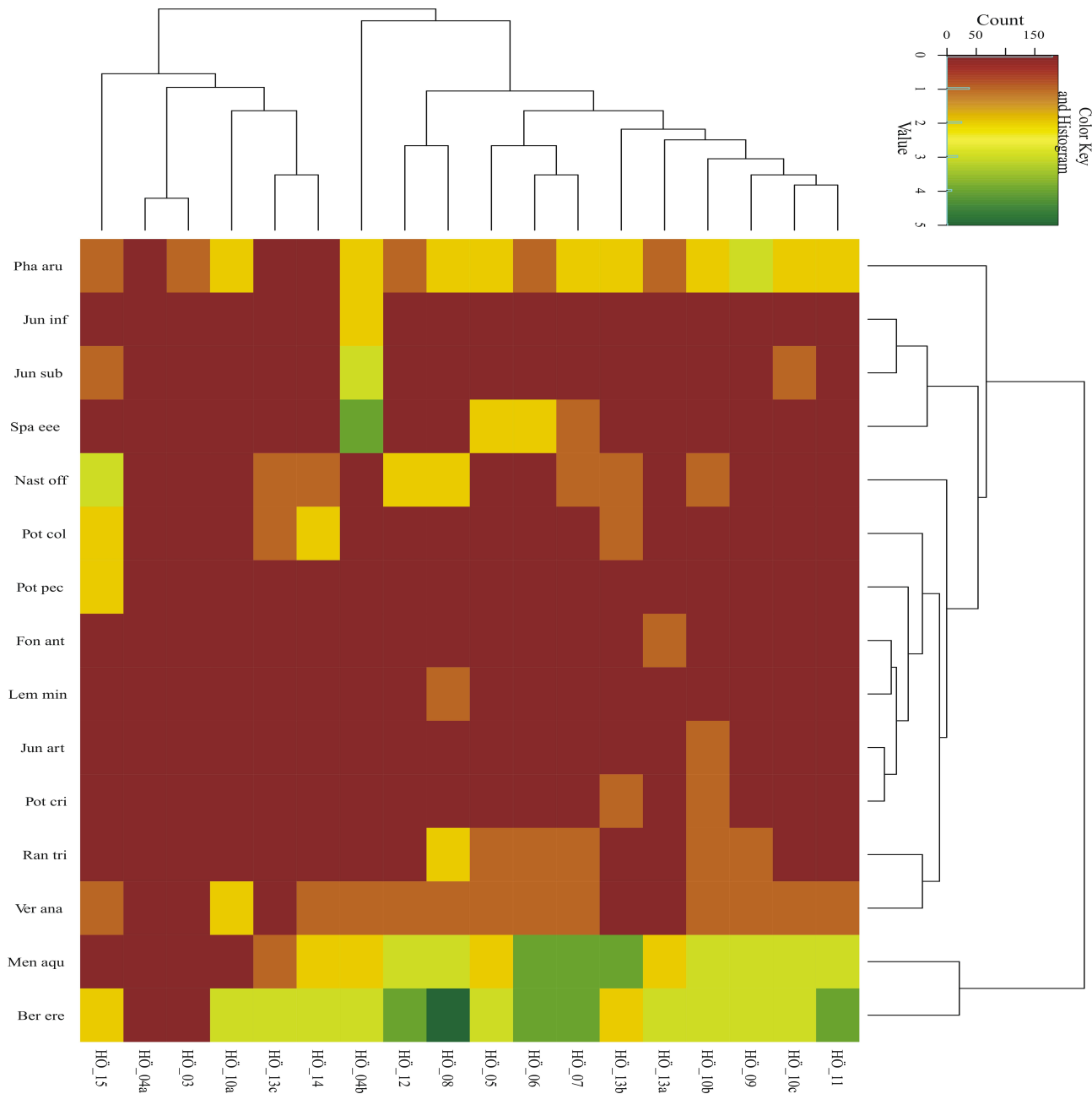
## 29. melléklet

## Höhgraben hőterkép 2001

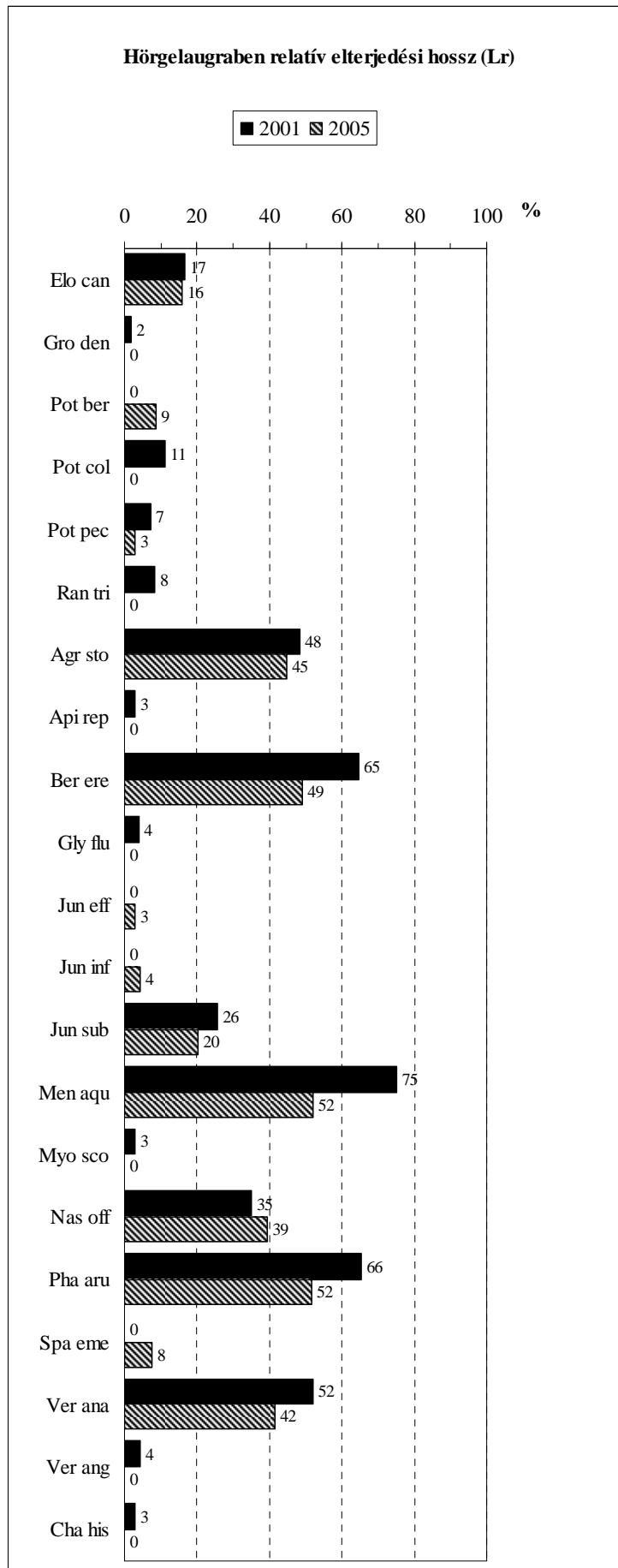


30. melléklet

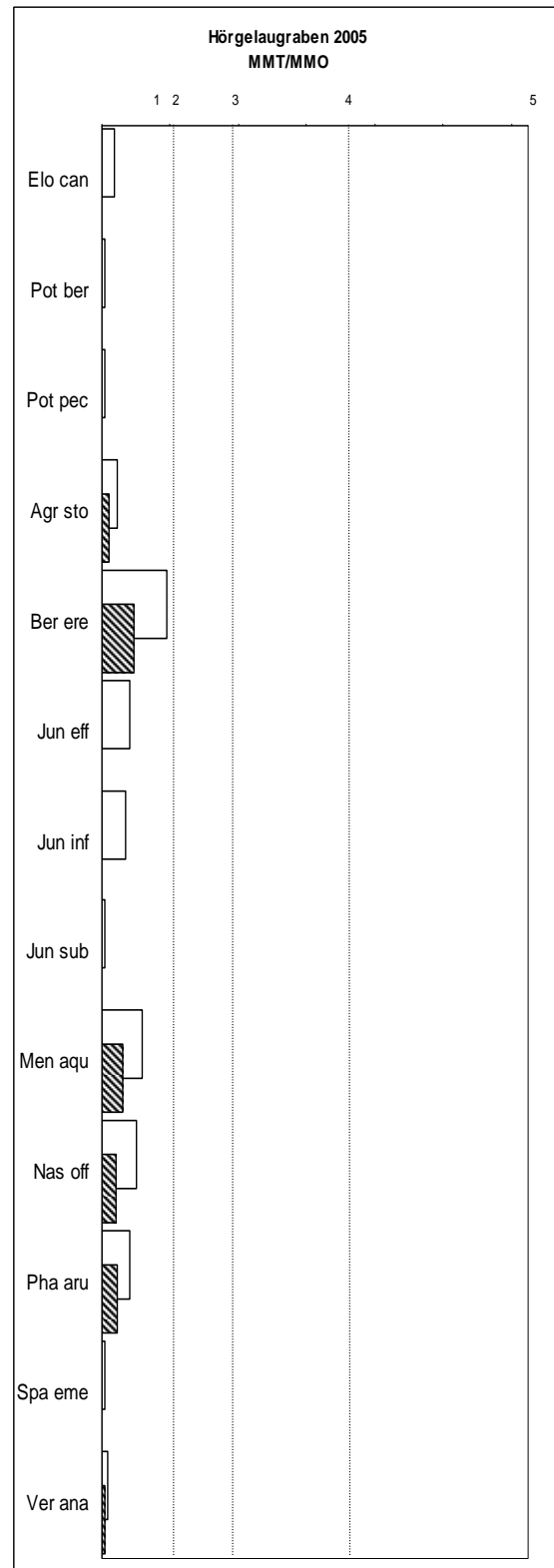
Höhgraben hőtérkép 2005

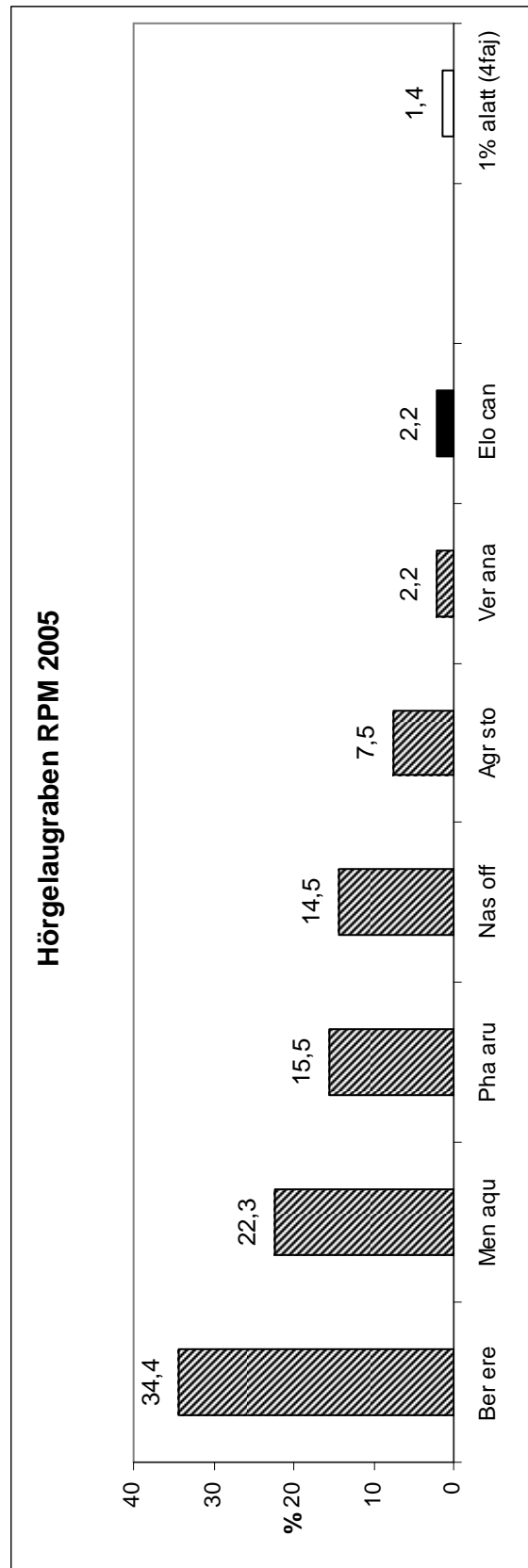
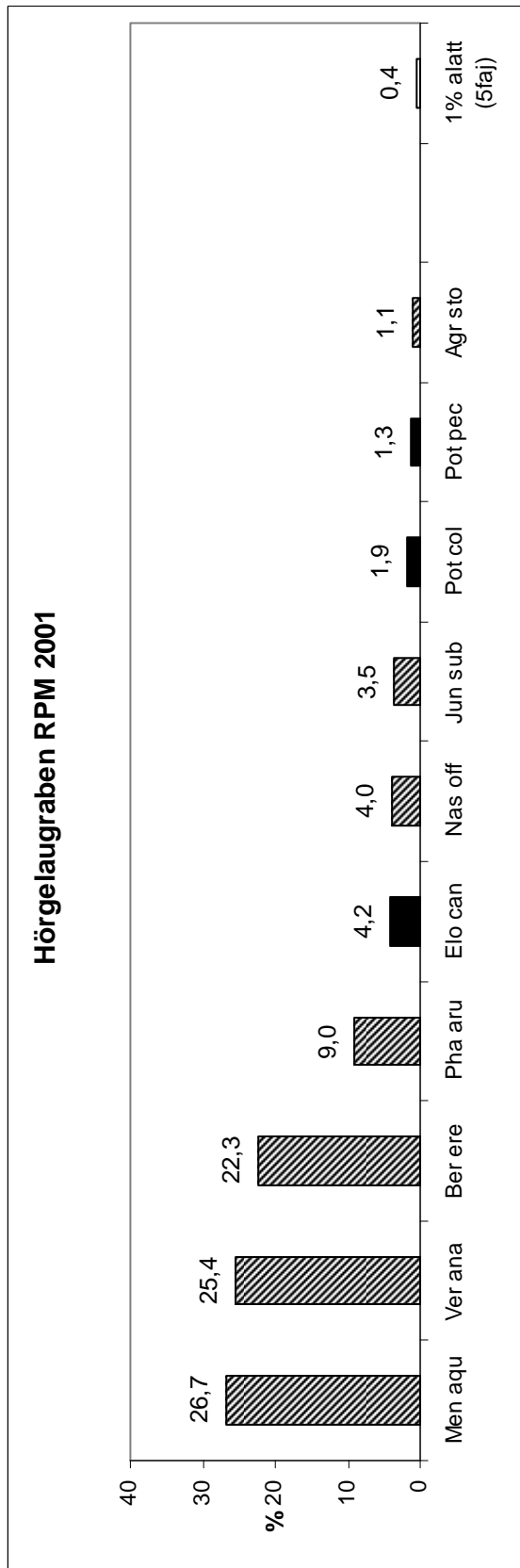


## 31. melléklet



32. melléklet



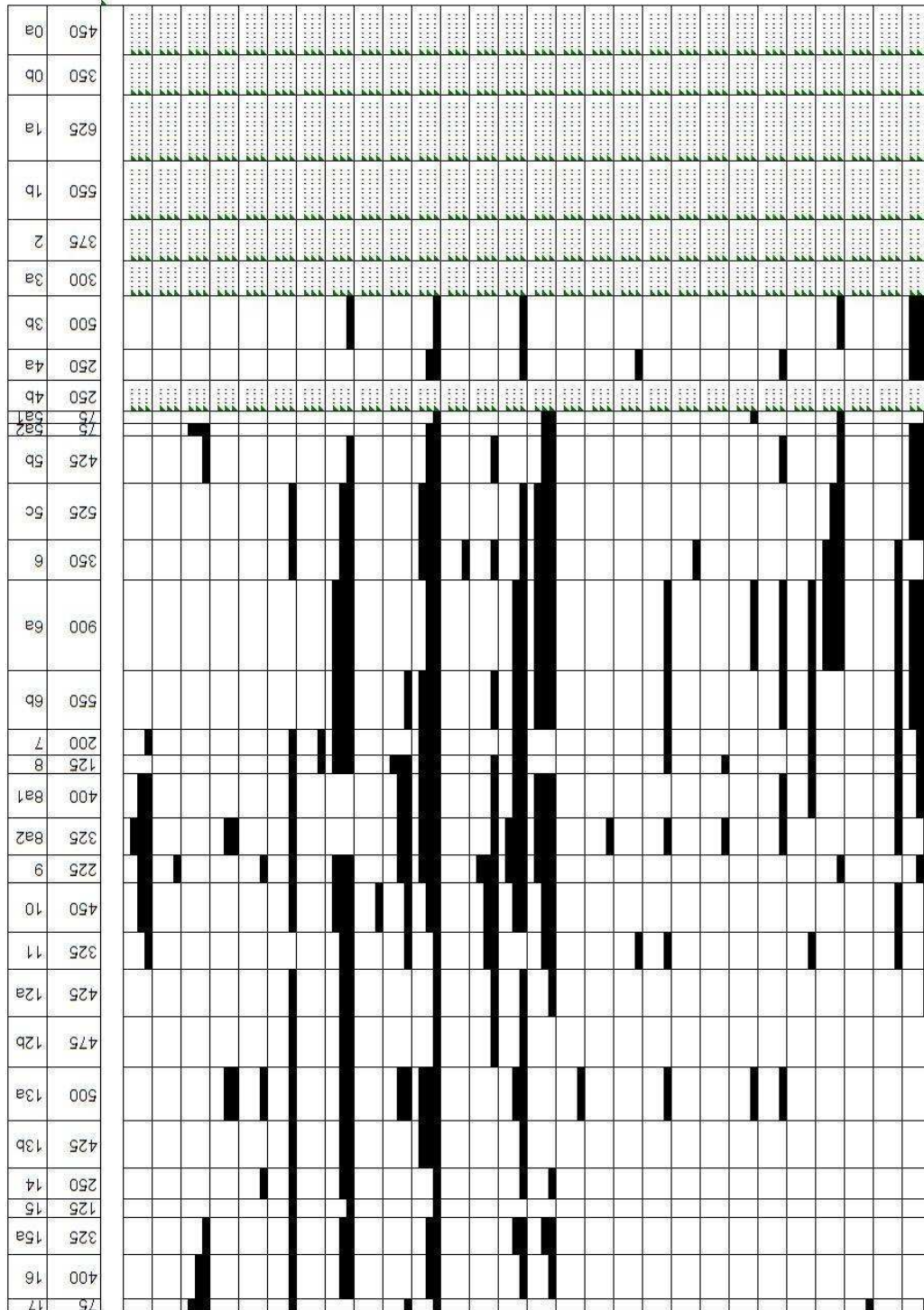


## 34. melléklet

**Elterjedési diagram** Hörögelaugraben 2001

Spaltenbreiten

Szakasz száma	Életforma	Év
Elo can	Hyd	E 2001
Gro den	Hyd	E 2001
Pot col	Hyd	E 2001
Pot pec	Hyd	E 2001
Ran tri	Hyd	E 2001
Agr sto	Amp	A(G) 2001
Api rep	Amp	A(H) 2001
Ber ere	Amp	A(H) 2001
Gly flu	Amp	A(G) 2001
Jun sub	Amp	A(G) 2001
Men aqu	Amp	A(H) 2001
Myo sco	Amp	A(H) 2001
Nas off	Amp	A(H) 2001
Pha aru	Amp	A(G) 2001
Ver ana	Amp	A(H) 2001
Ver ang	Amp	A(H) 2001
Cha his	Alg	E 2001
Cal sep	Hel	H 2001
Car ela	Hel	G 2001
Car pse	Hel	G 2001
Des ces	Hel	G 2001
Epi hir	Hel	H 2001
Equ arv	Hel	H 2001
Eup can	Hel	H 2001
Iri pse	Hel	H 2001
Jun inf	Hel	G 2001
Lyt sal	Hel	H 2001
Phr aus	Hel	G 2001

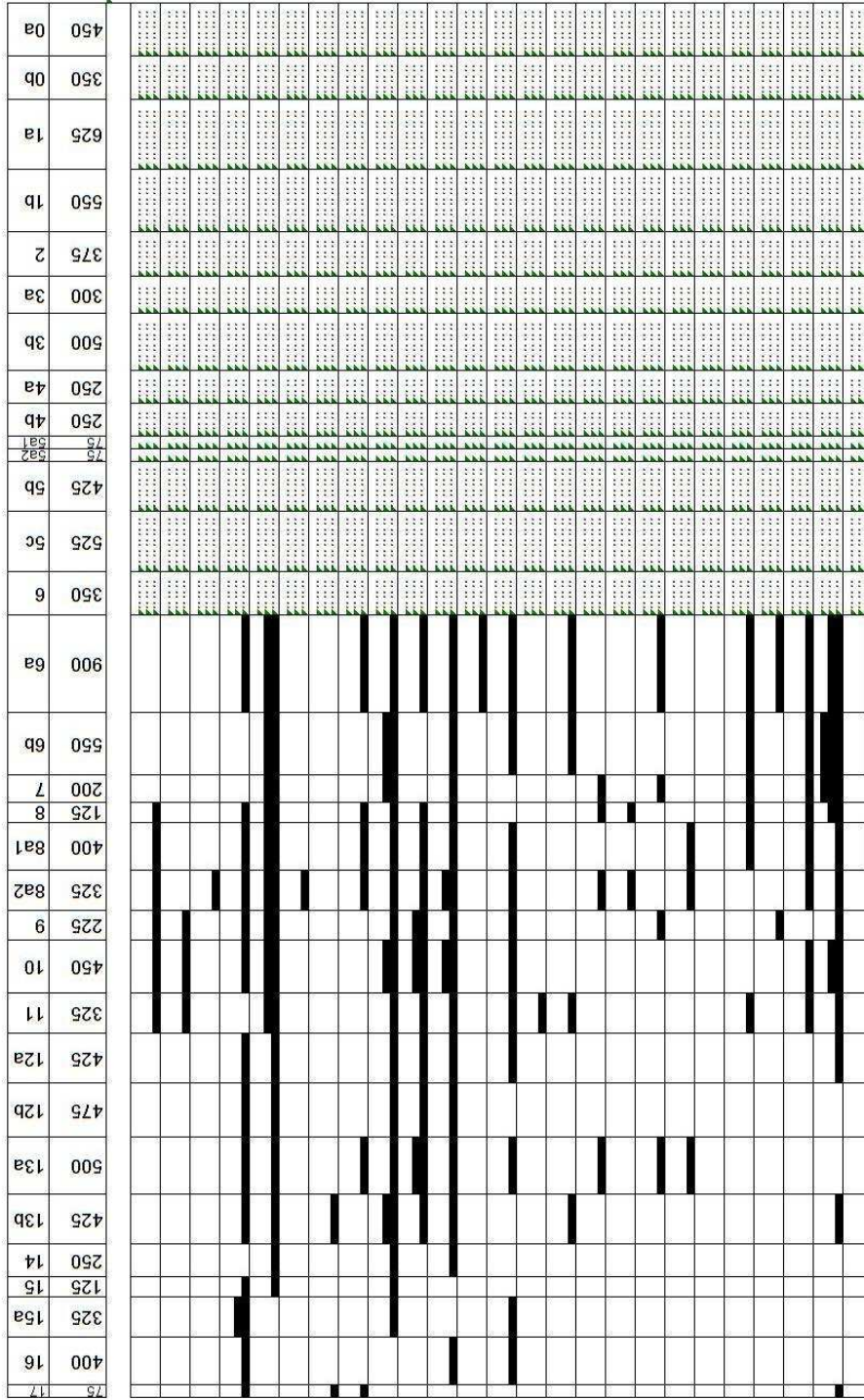


35. melléklet

Elterjedési diagram Hörgelgraben 2005

Spaltenbreiten

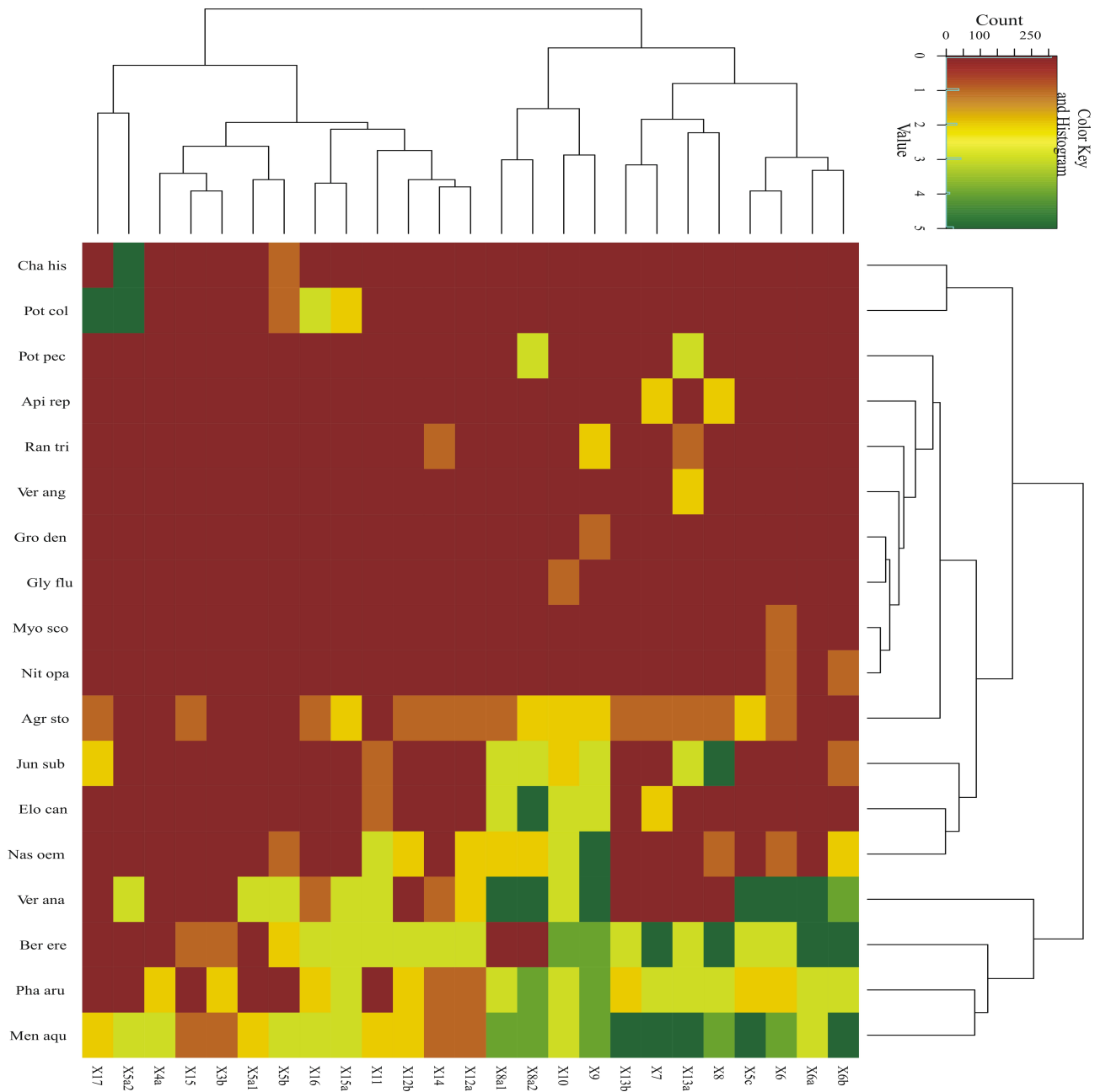
Szakasz száma	Életforma	Év
Elo can	Hyd E	2005
Pot ber	Hyd E	2005
Pot pec	Hyd E	2005
Agr sto	Amp A(G)	2005
Ber ere	Amp A(H)	2005
Jun eff	Amp A(G)	2005
Jun inf	Amp A(G)	2005
Jun sub	Amp A(G)	2005
Men aqu	Amp A(H)	2005
Nas off	Amp A(H)	2005
Pha aru	Amp A(G)	2005
Spa eme	Amp A(G)	2005
Ver ana	Amp A(H)	2005
Cal sep	Hel H	2005
Car ces	Hel G	2005
Car ela	Hel G	2005
Des ces	Hel G	2005
Epi hir	Hel H	2005
Equ arv	Hel H	2005
Equ pal	Hel H	2005
Eup can	Hel H	2005
Iri pse	Hel H	2005
Lyt sal	Hel H	2005
Phr aus	Hel G	2005
Sym off	Hel H	2005





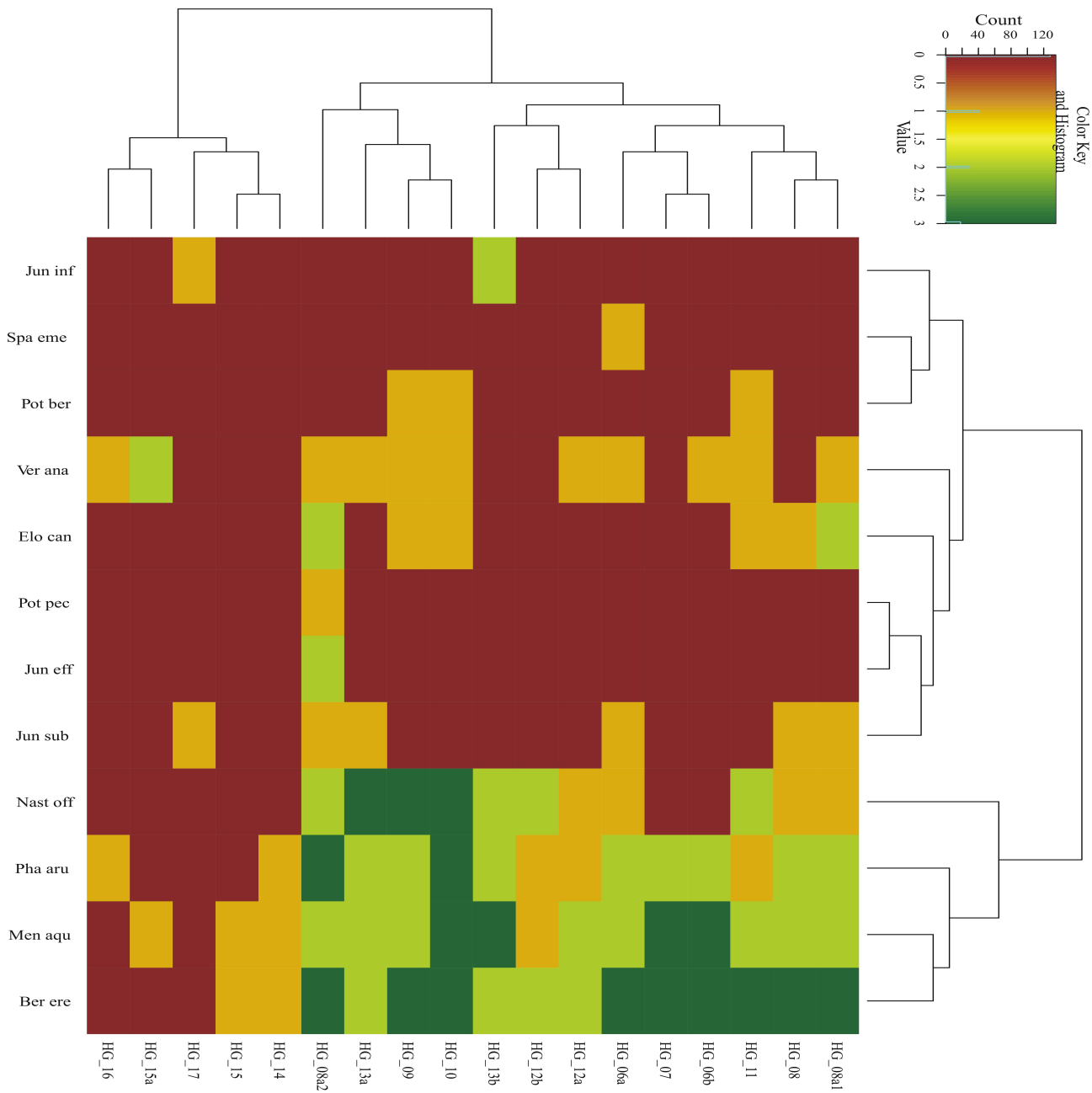
36. melléklet

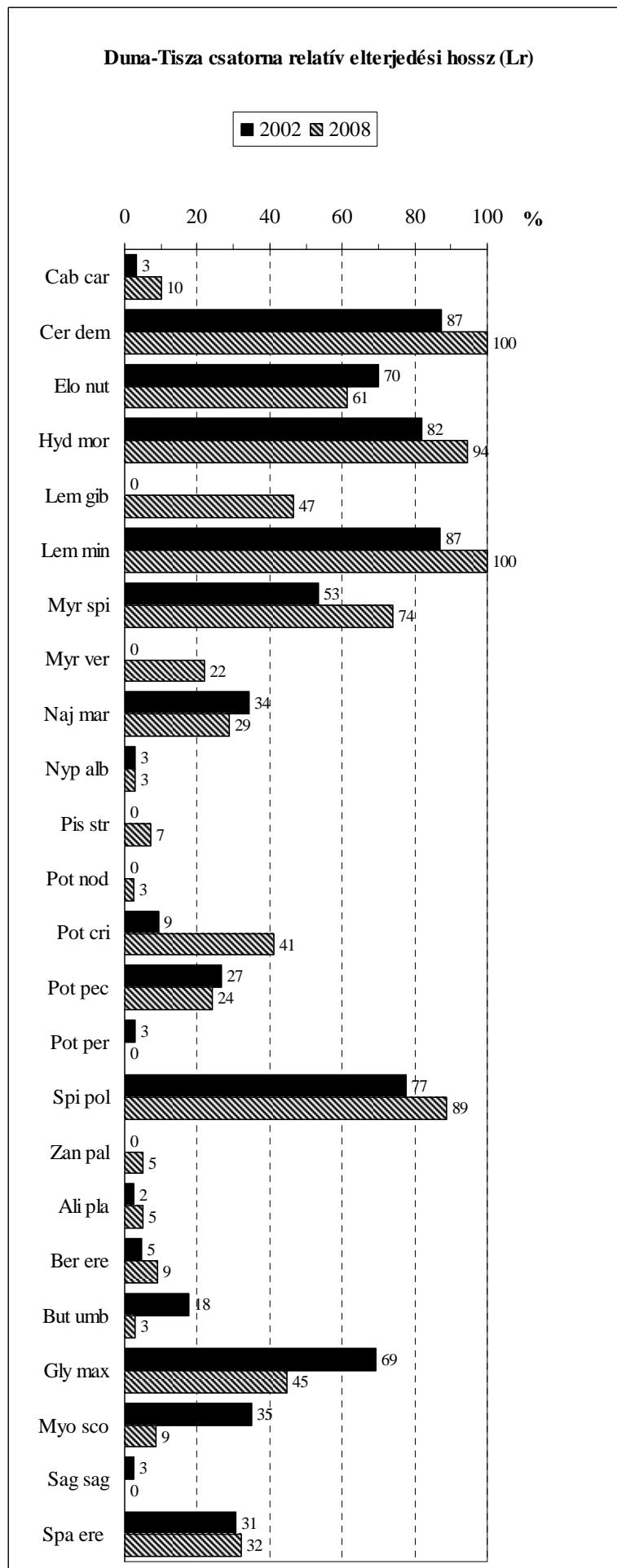
Hörgelaugraben hőterkép 2001



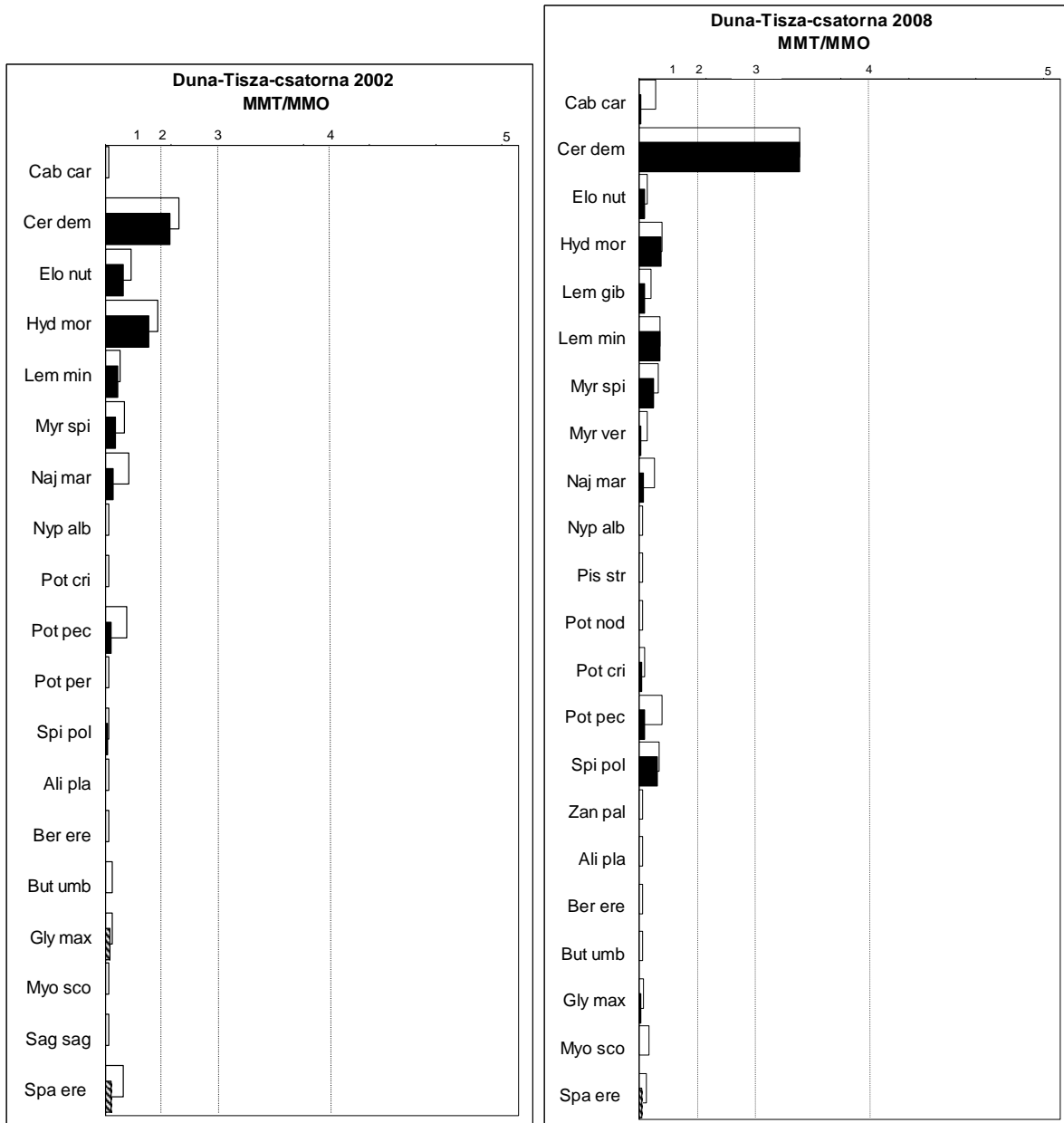
## 37. melléklet

## Hörgelaugraben hőterkép 2005

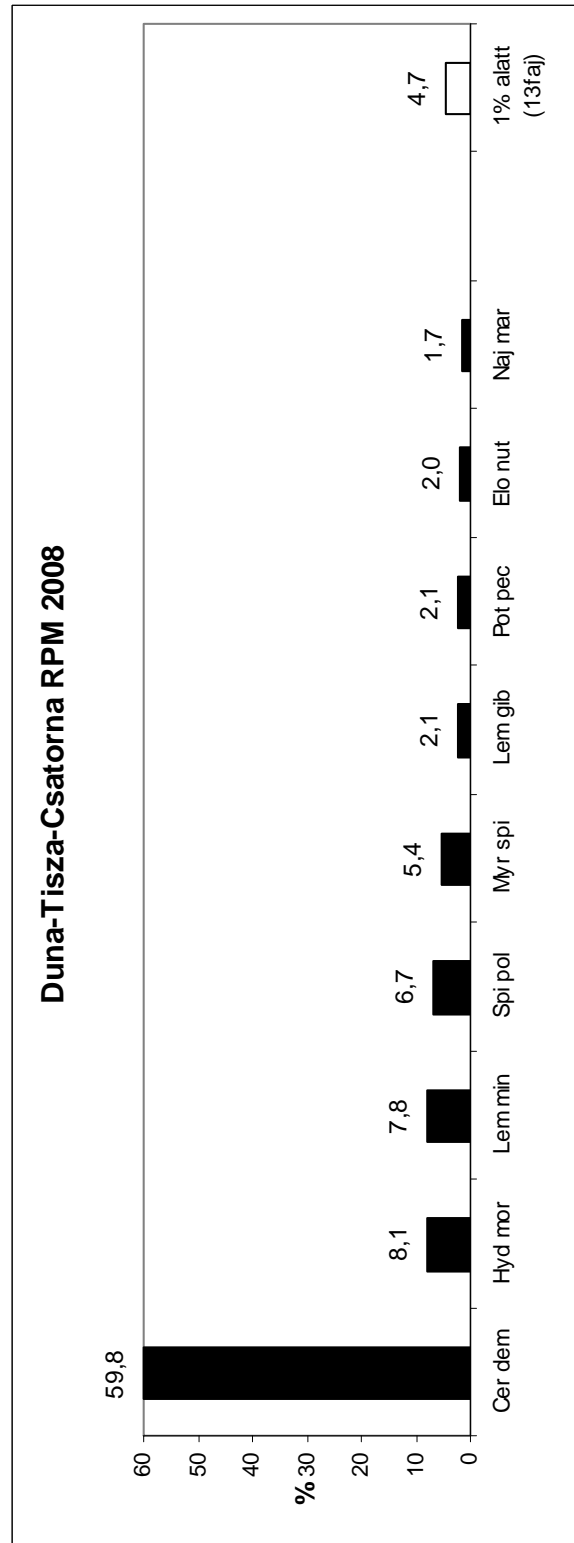
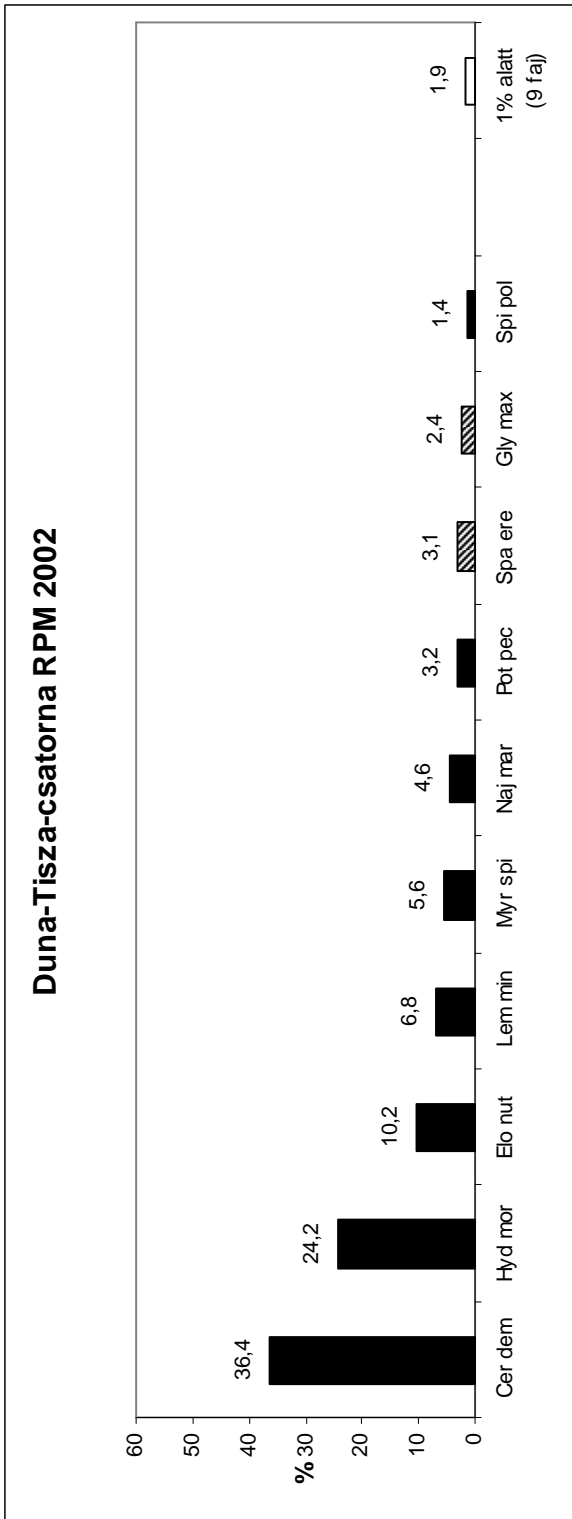




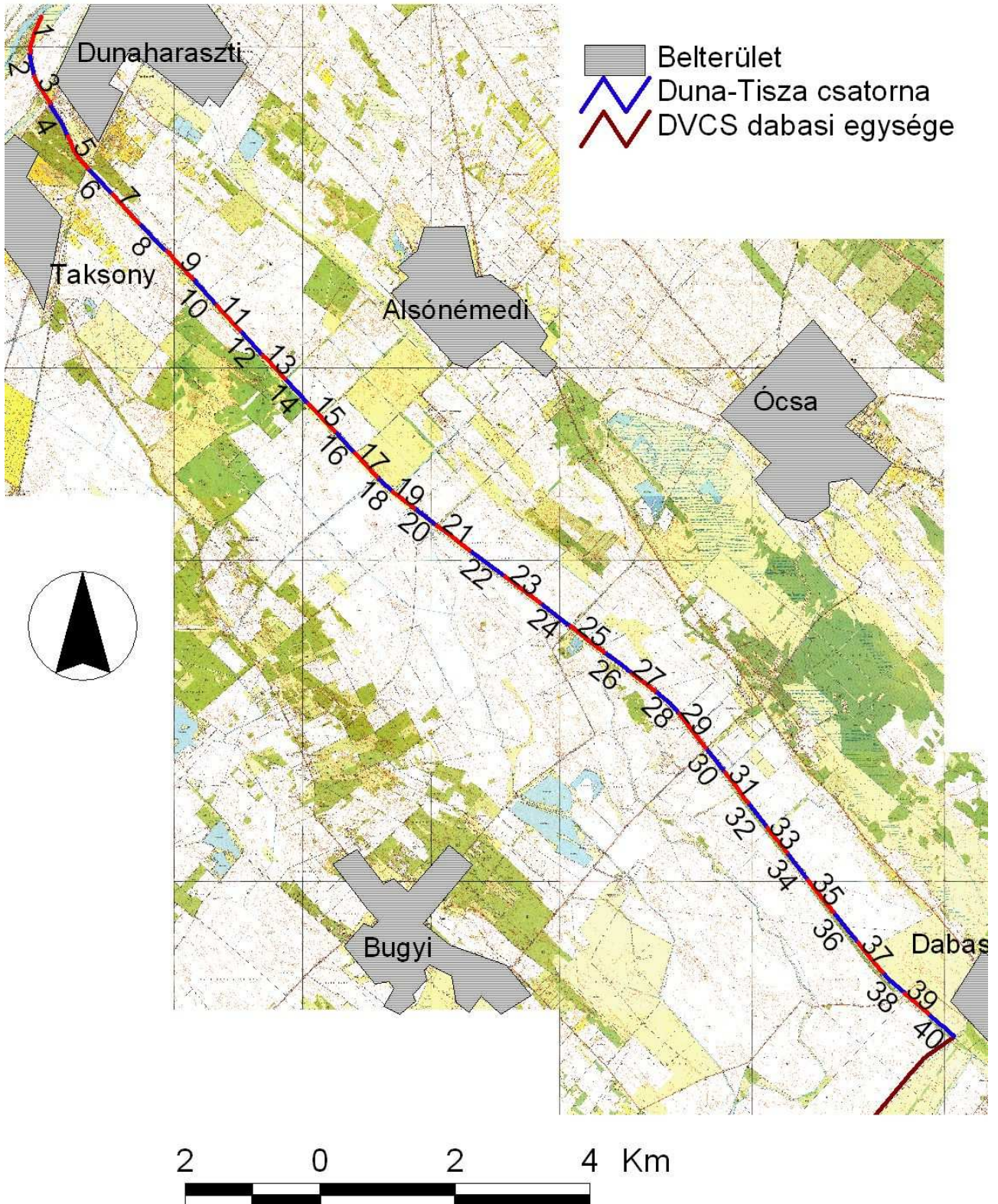
39. melléklet



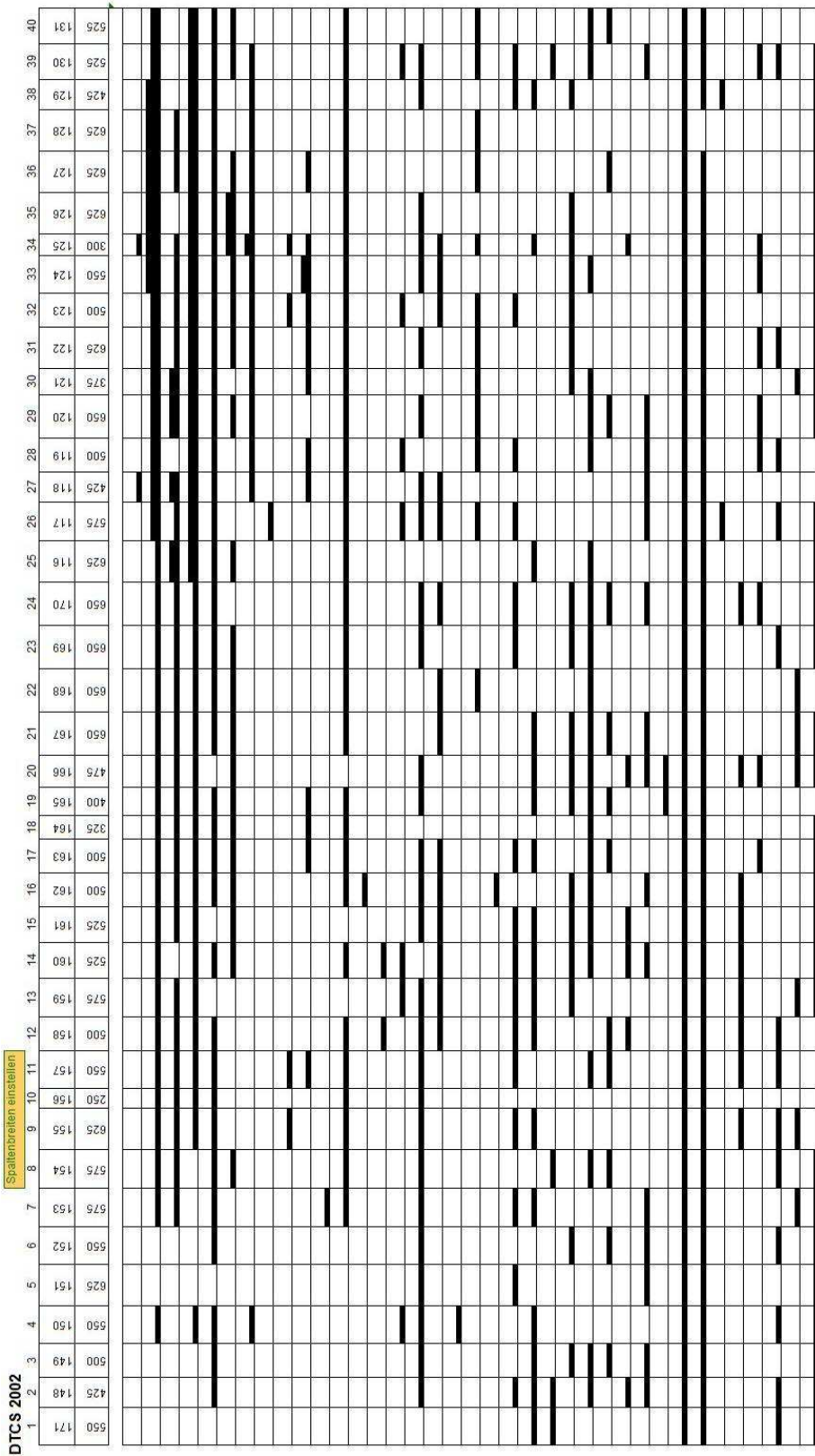
## 40. melléklet



# A Duna-Tisza csatorna vizsgált egységének szakaszbeosztása



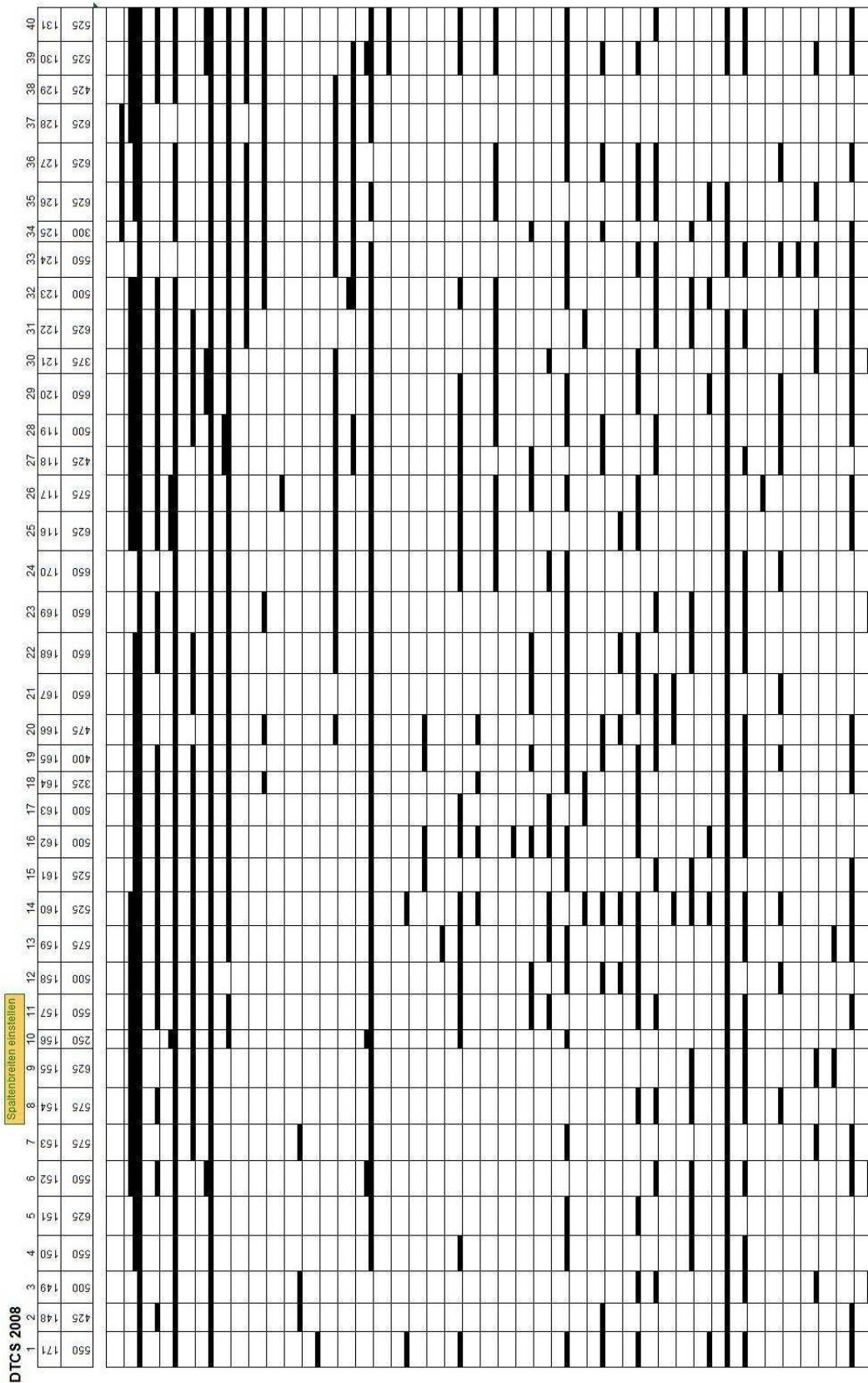
42. melléklet



Eiterjedési diagram

Szakasz száma	Életforma	Év
Cab car	Hyd	2002
Cer dem	Hyd	2002
Elo nut	Hyd	2002
Hyd mor	Hyd	2002
Lem min	Hyd	2002
Mjr spl	Hyd	2002
Nai mar	Hyd	2002
Nyp alb	Hyd	2002
Pot cri	Hyd	2002
Pot pec	Hyd	2002
Pot per	Hyd	2002
Spl pol	Hyd	2002
All pla	Amp	2002
Ber ere	Amp	2002
But umb	Amp	2002
Glj max	Amp	2002
Mjo sco	Amp	2002
Sag sag	Amp	2002
Spa ere	Amp	2002
Aco cal	Hel	2002
Cal sep	Hel	2002
Epl hir	Hel	2002
Eup can	Hel	2002
Gal elo	Hel	2002
Ifr pse	Hel	2002
Lyc eur	Hel	2002
Lys wll	Hel	2002
Lyt sal	Hel	2002
Pol hyd	Hel	2002
Pnr aus	Hel	2002
Rum hyd	Hel	2002
Sch lac	Hel	2002
Scu gal	Hel	2002
Sui lat	Hel	2002
Sui dul	Hel	2002
Sta pal	Hel	2002
Typ ang	Hel	2002

43. melléklet



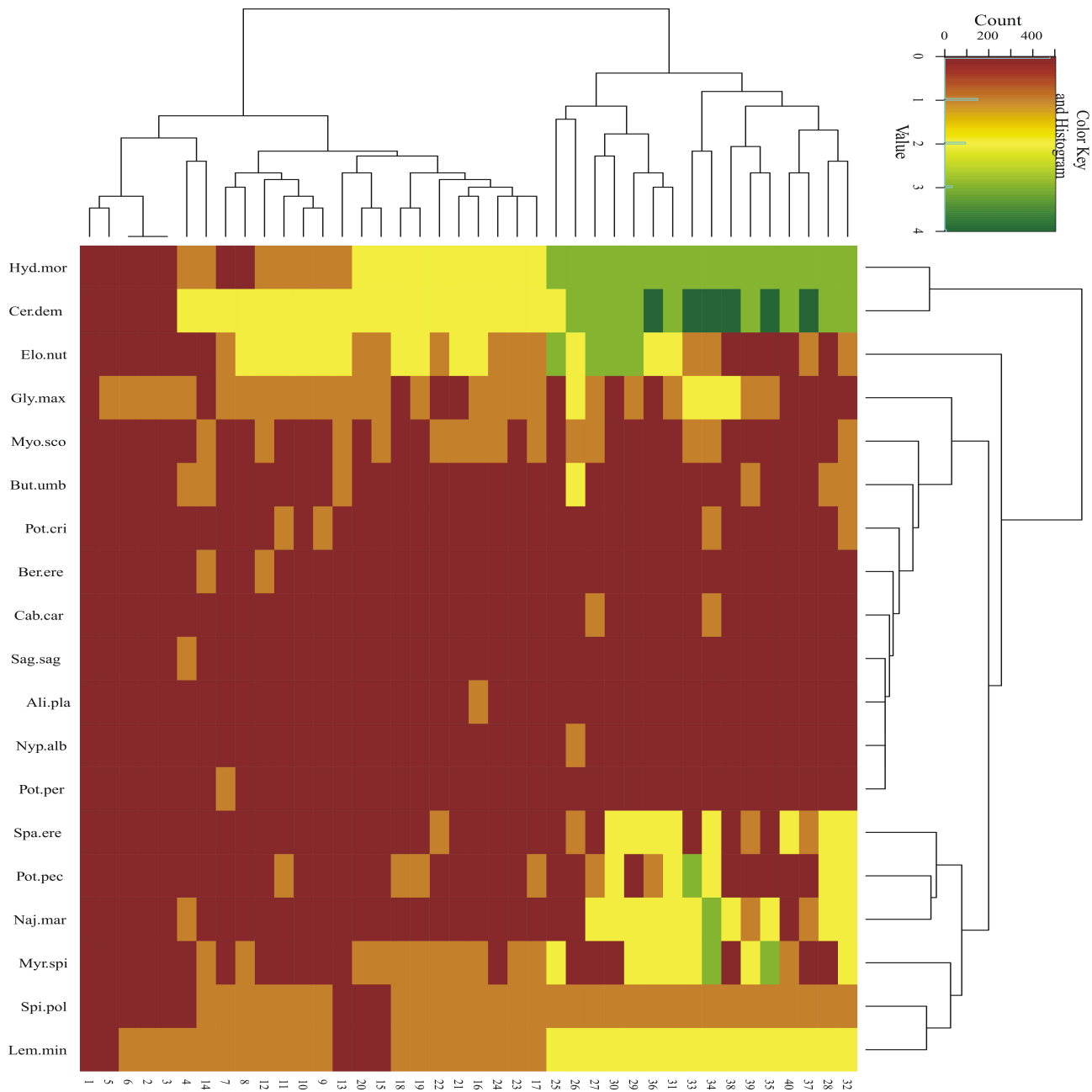
**Eiterjedési diagram**

Szakasz száma	Életforma	Év
Cab car	Hyd	2008
Car dem	Hyd	2008
Elo nut	Hyd	2008
Hyd mor	Hyd	2008
Lem gib	Hyd	2008
Lem min	Hyd	2008
Myr spl	Hyd	2008
Myr ver	Hyd	2008
Naj mar	Hyd	2008
Nyp alb	Hyd	2008
Pis str	Hyd	2008
Pol mod	Hyd	2008
Pol tci	Hyd	2008
Pol pec	Hyd	2008
Spi pol	Hyd	2008
Zan pal	Hyd	2008
All pla	Amp	2008
Ber ere	Amp	2008
Blut umb	Amp	2008
Gly max	Amp	2008
Myo sco	Amp	2008
Spa ere	Amp	2008
Aco cal	Hel	2008
Bid tti	Hel	2008
Cal sep	Hel	2008
Car ala	Hel	2008
Car pse	Hel	2008
Epi hir	Hel	2008
Gal pal	Hel	2008
Ifr pse	Hel	2008
Lyc eur	Hel	2008
Lys vul	Hel	2008
Lyt sal	Hel	2008
Pol hyd	Hel	2008
Phr aus	Hel	2008
Rum hyd	Hel	2008
Sch lac	Hel	2008
Sou gal	Hel	2008
Stu lat	Hel	2008
Sol du	Hel	2008
Sta pal	Hel	2008
Typ ang	Hel	2008
Typ lat	Hel	2008



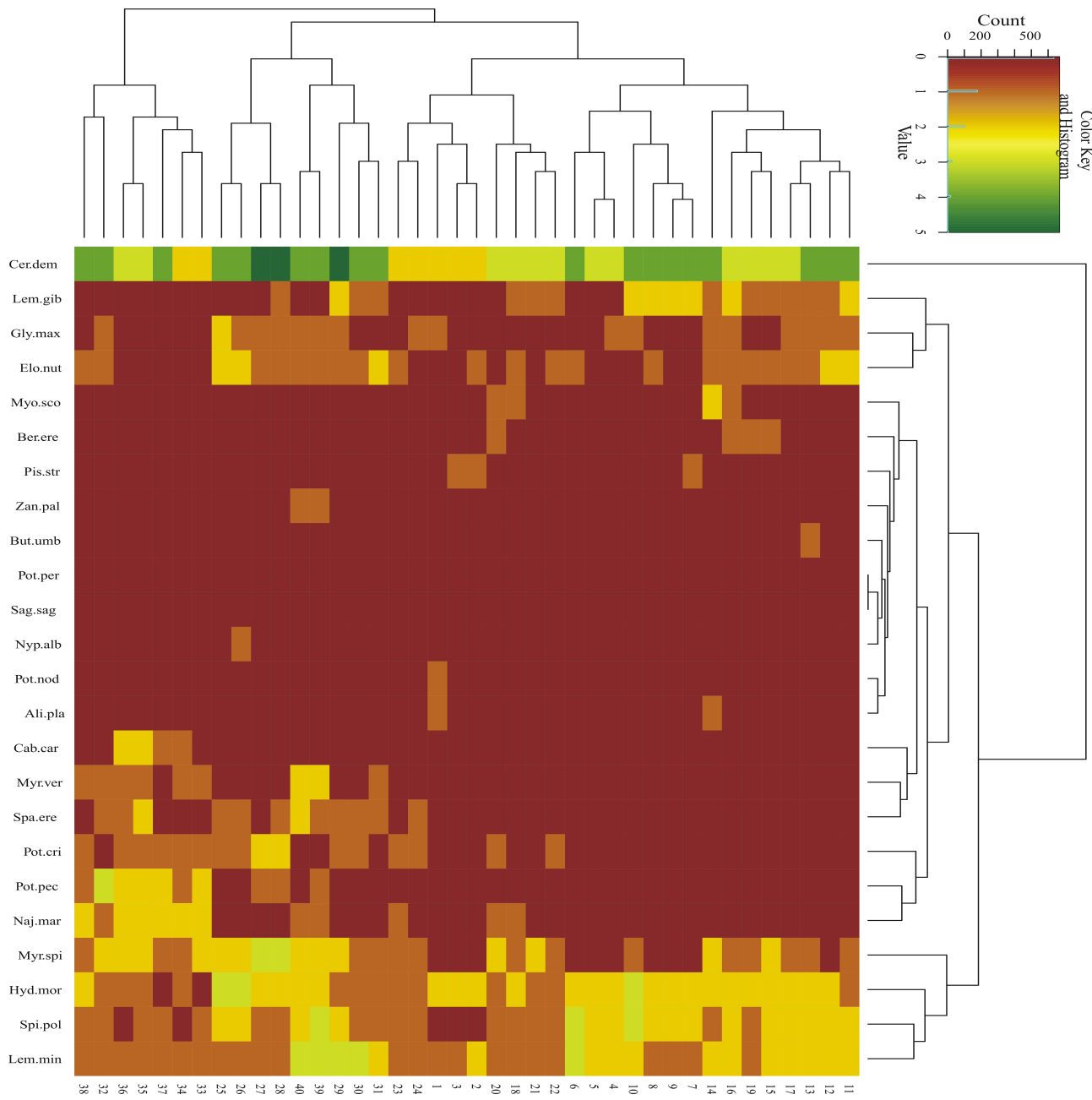
## 44. melléklet

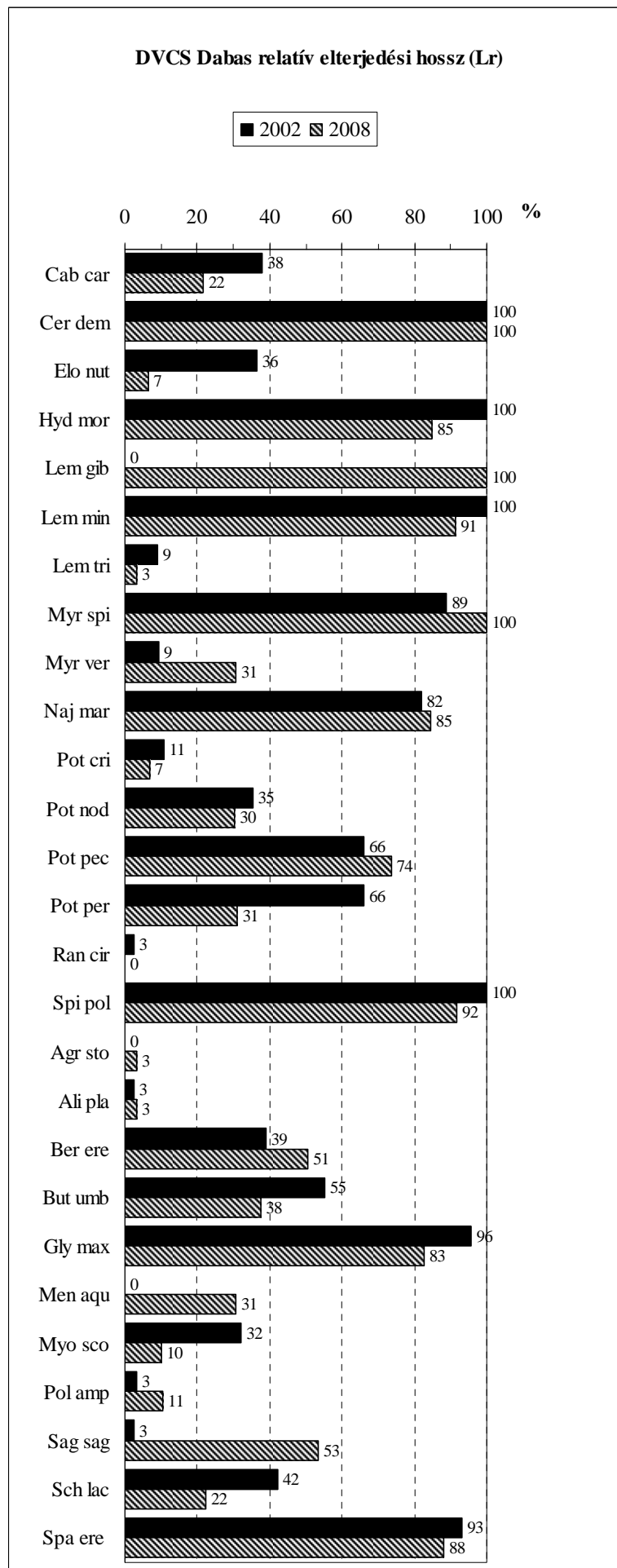
## DTCS hőtérkép 2002



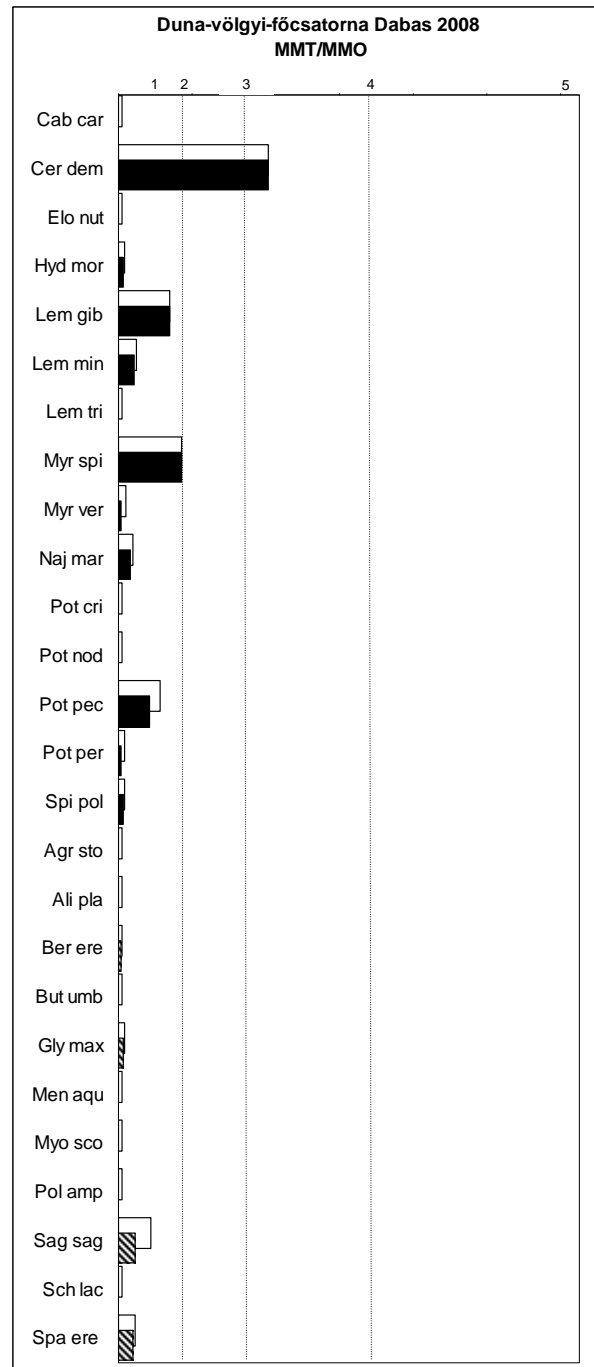
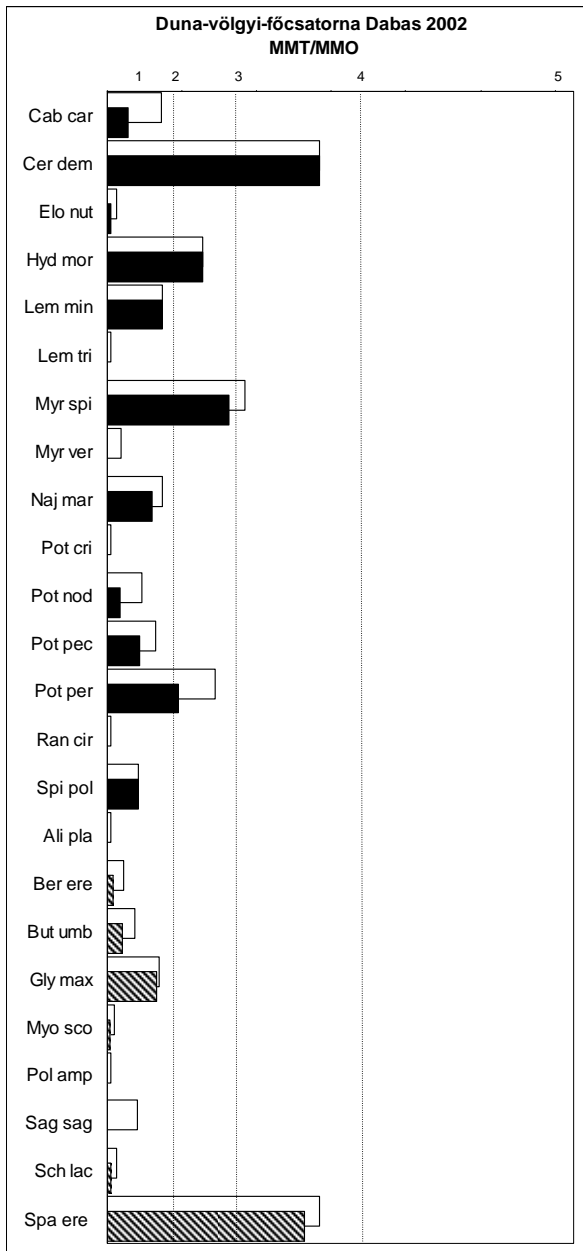
## 45. melléklet

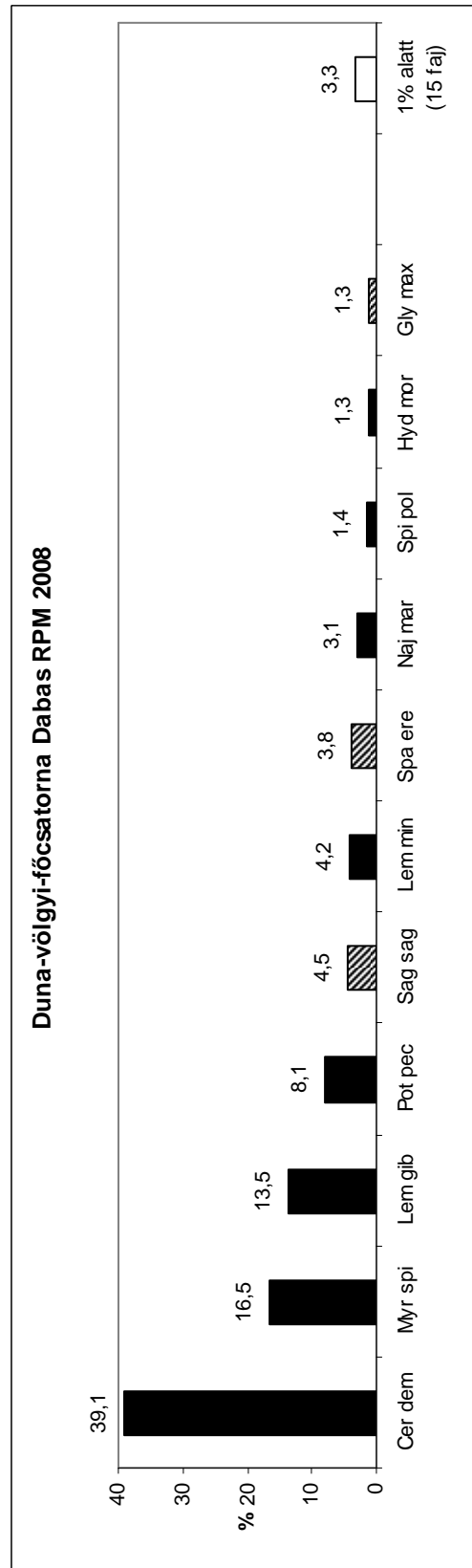
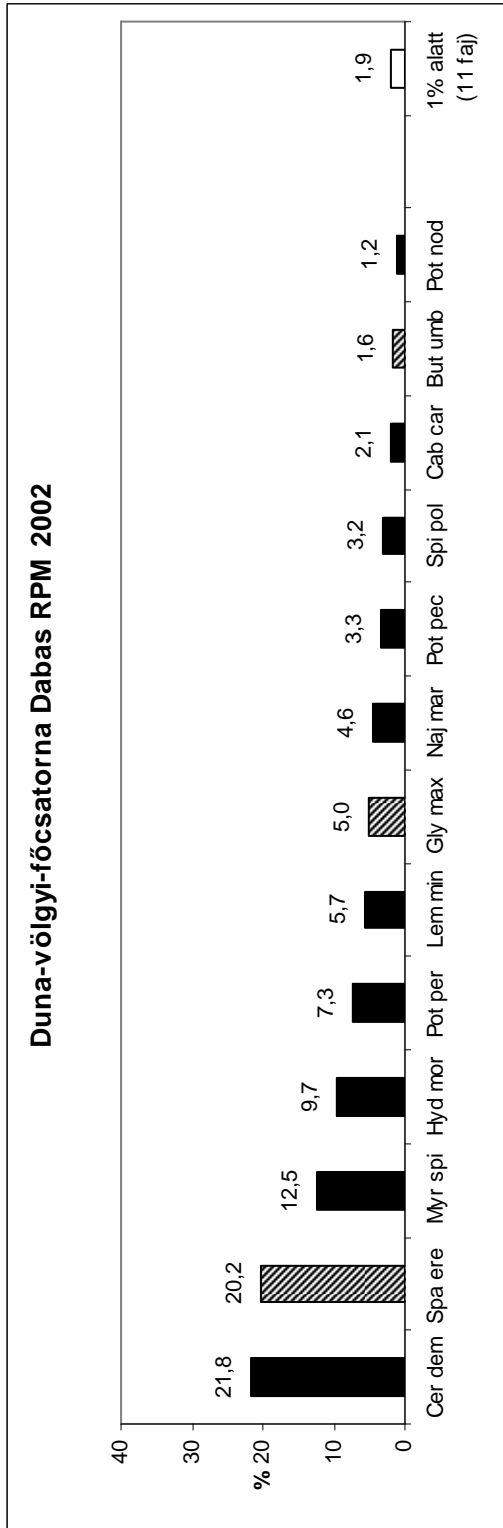
## DTCS hőterkép 2008



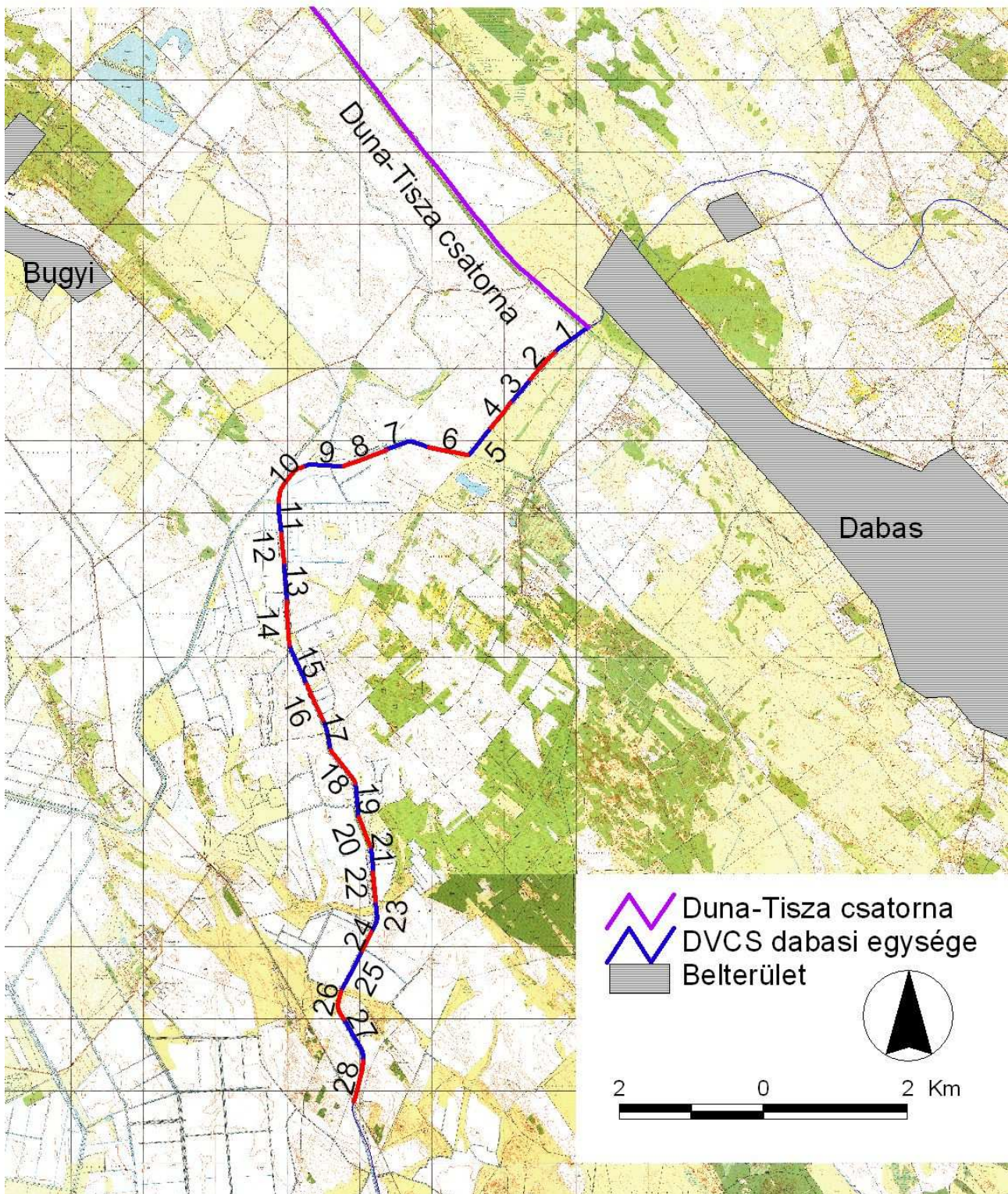


## 47. melléklet





## A Duna-völgyi-főcsatorna dabasi egységének szakaszbeosztása



## 50. melléklet

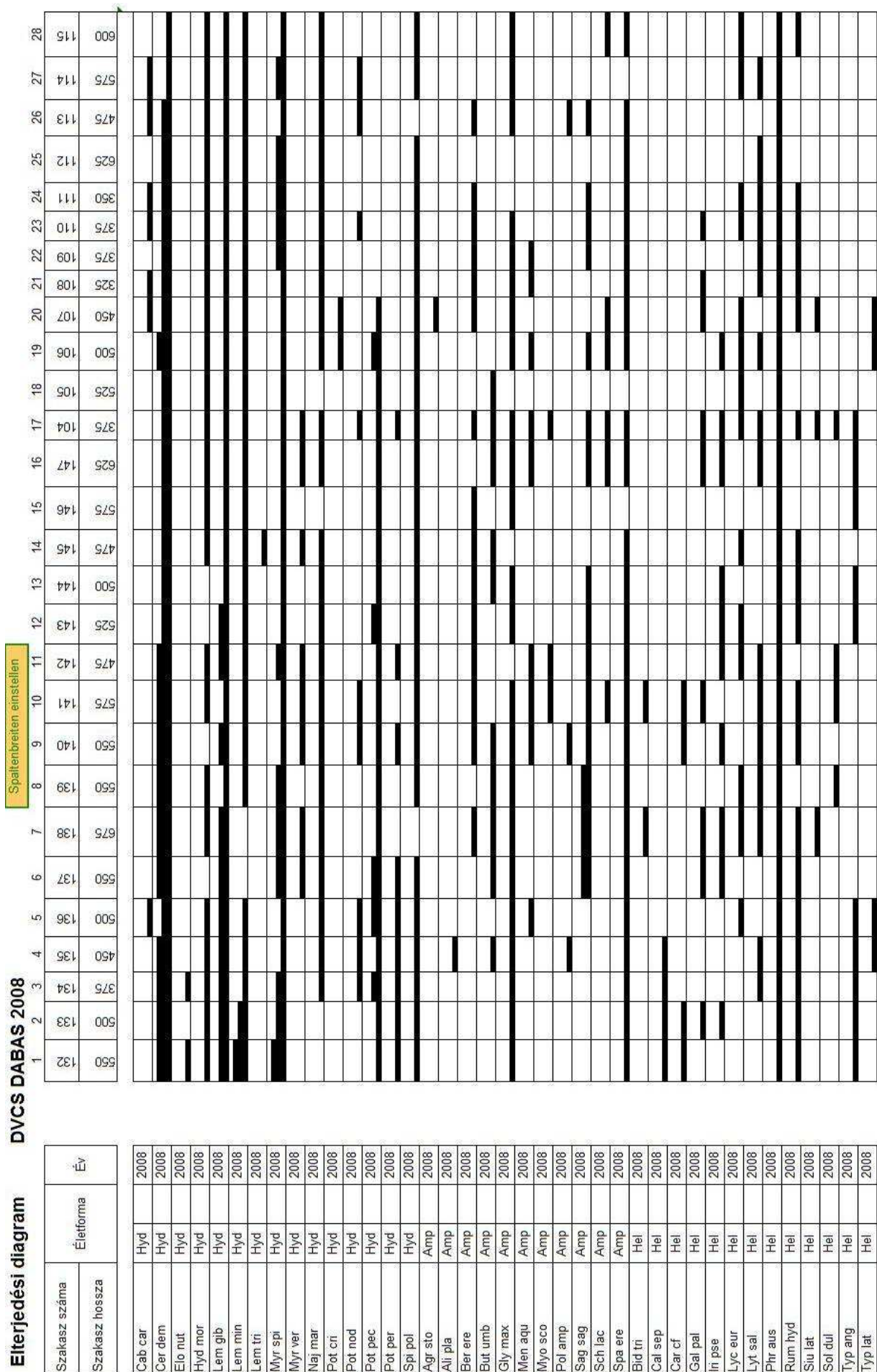
**Elterjedési diagram**

**DVCS DABAS 2002**

Spaltenbreiten einstellen

Szakasz száma	Szakasz hossza	Életforma	Év
Cab car		Hyd	2002
Cer dem		Hyd	2002
Elo nut		Hyd	2002
Hyd mor		Hyd	2002
Lem min		Hyd	2002
Lem tri		Hyd	2002
Myr spi		Hyd	2002
Myr ver		Hyd	2002
Naj mar		Hyd	2002
Pot cri		Hyd	2002
Pot nod		Hyd	2002
Pot pec		Hyd	2002
Pot per		Hyd	2002
Ran cir		Hyd	2002
Spi pol		Hyd	2002
Ali pla		Amp	2002
Ber ere		Amp	2002
Bluf umb		Amp	2002
Gly max		Amp	2002
Myo sco		Amp	2002
Pol amp		Hyd	2002
Sag sag		Amp	2002
Sch lac		Amp	2002
Spa ere		Amp	2002
Bol mar		Hel	2002
Cal sep		Hel	2002
Car of		Hel	2002
Cic vir		Hel	2002
Epi hir		Hel	2002
Equ pal		Hel	2002
Eup can		Hel	2002
Gat pal		Hel	2002
Iri pse		Hel	2002
Lyc eur		Hel	2002
Lys vul		Hel	2002
Lyf sal		Hel	2002
Phr aus		Hel	2002
Pol hyd		Hel	2002
Rum hyd		Hel	2002
Siul lat		Hel	2002
Sol dul		Hel	2002
Sta pal		Hel	2002
Typ ang		Hel	2002

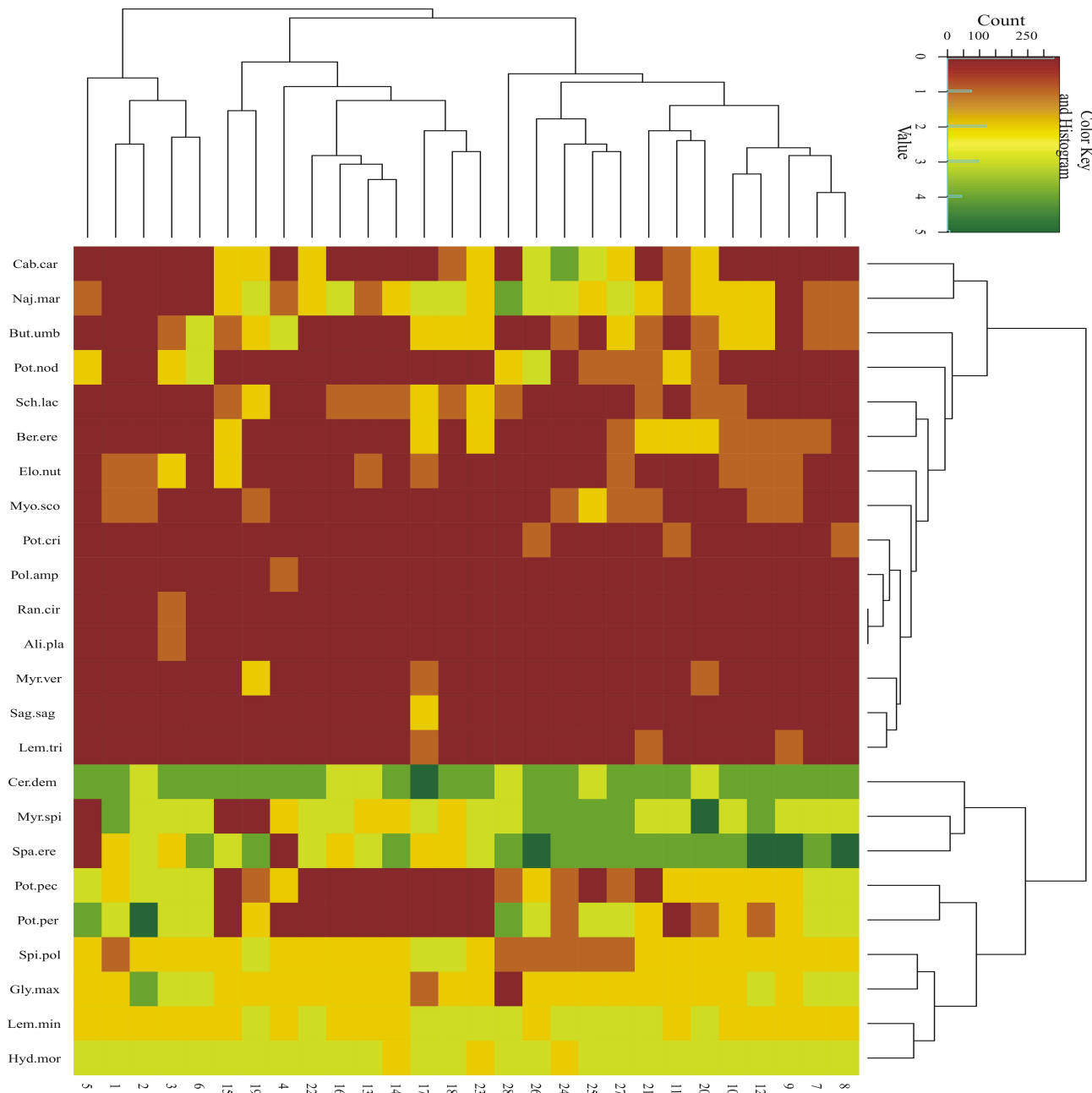
## 51. melléklet





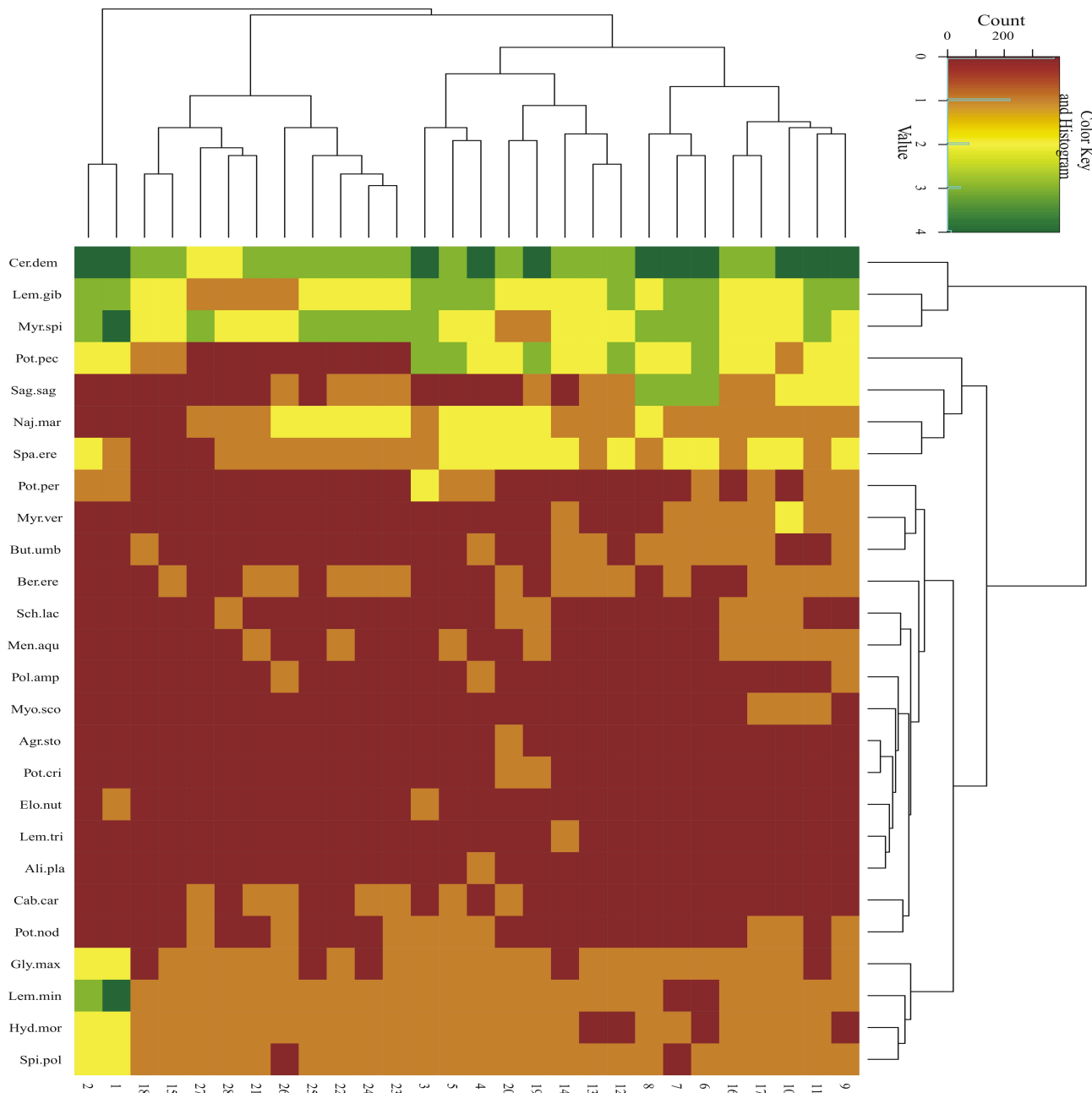
## 52. melléklet

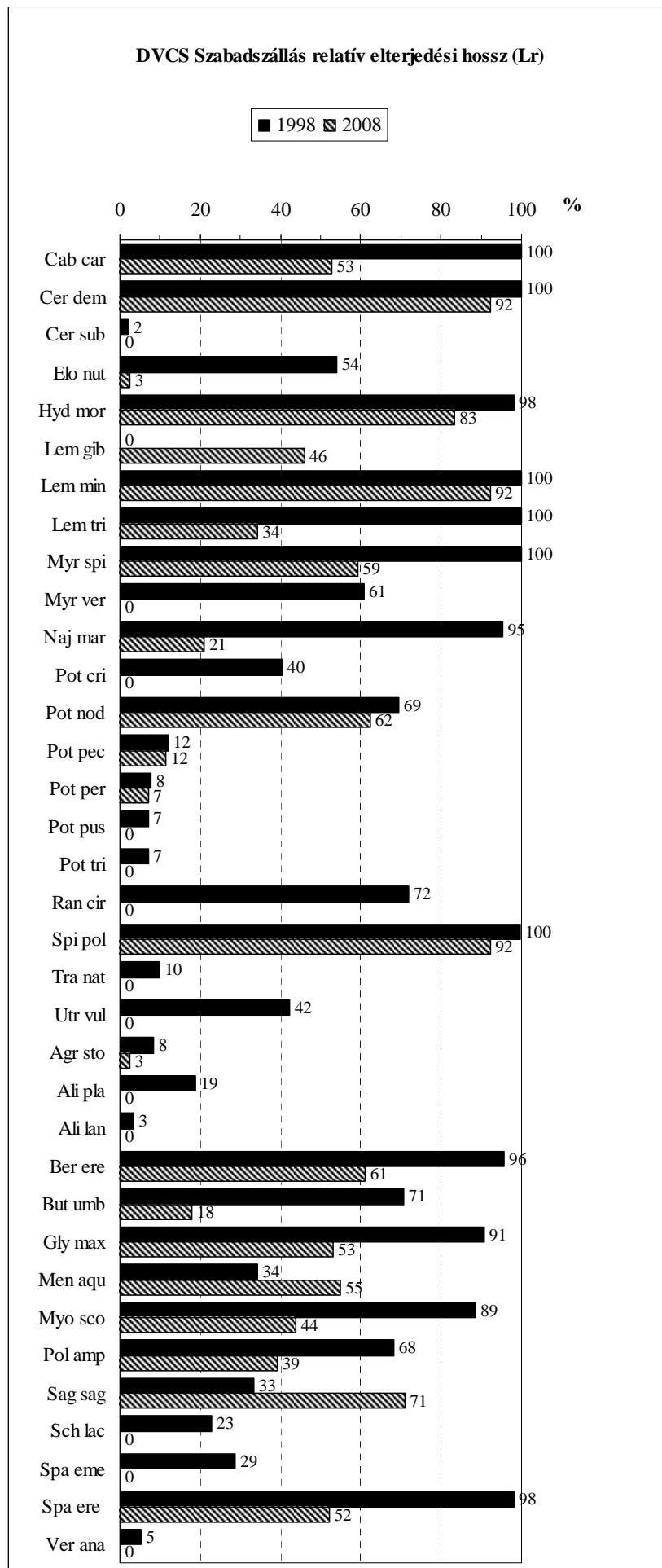
## DVCS Dabas hőterkép 2002



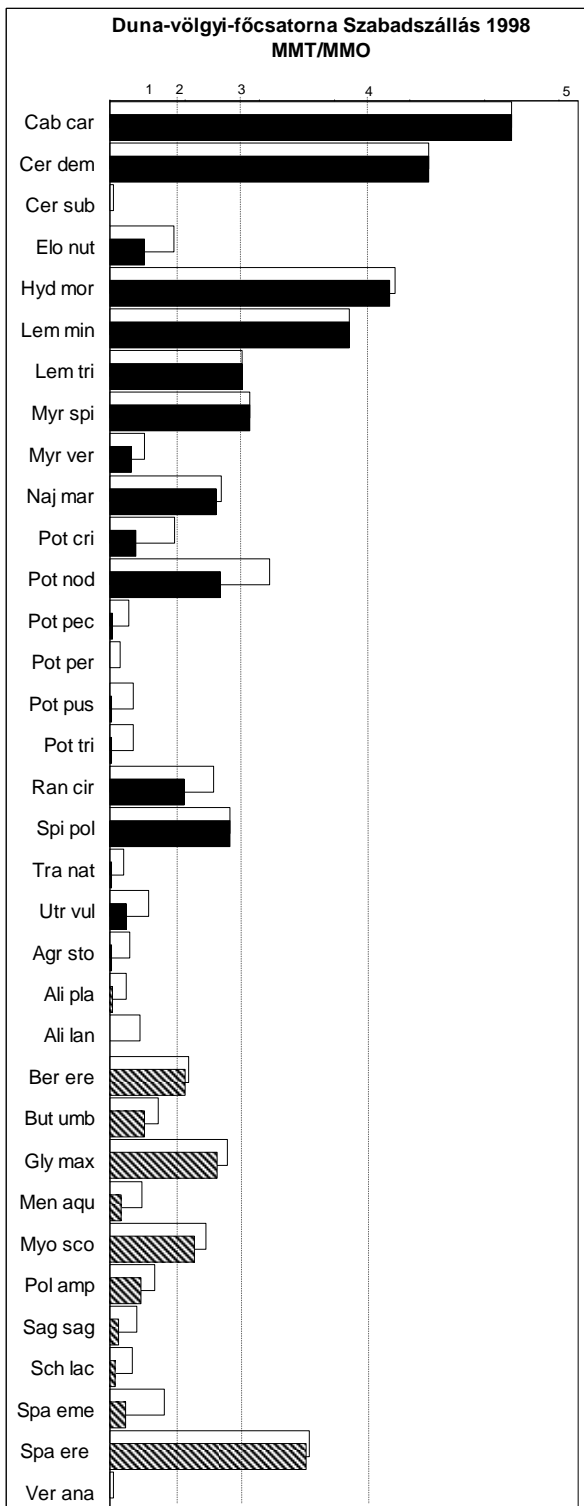
## 53. melléklet

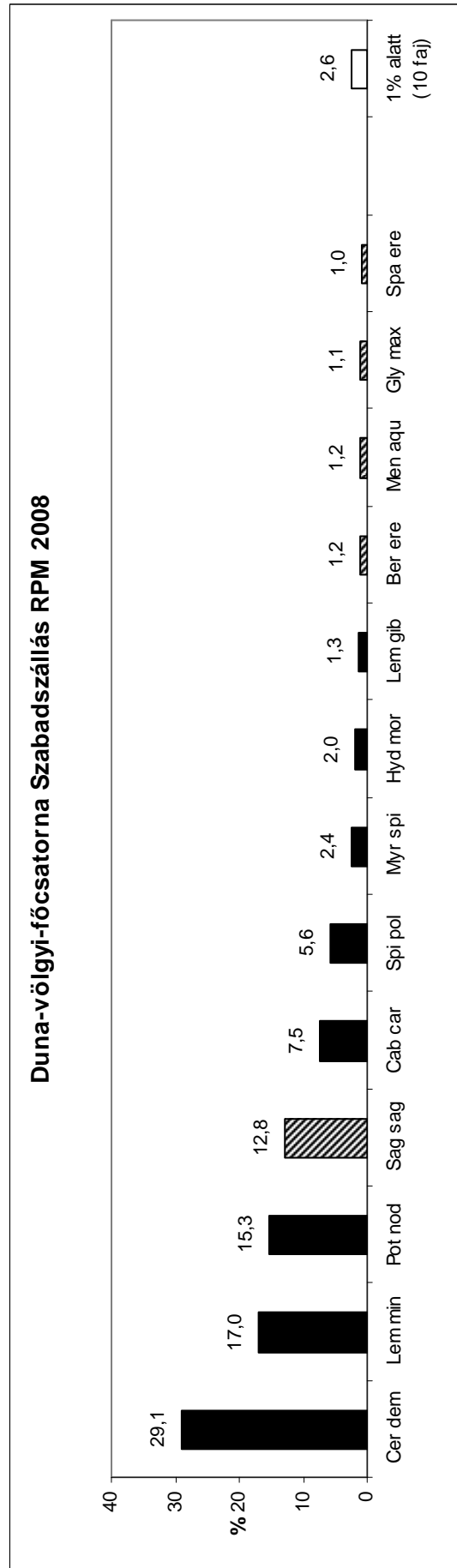
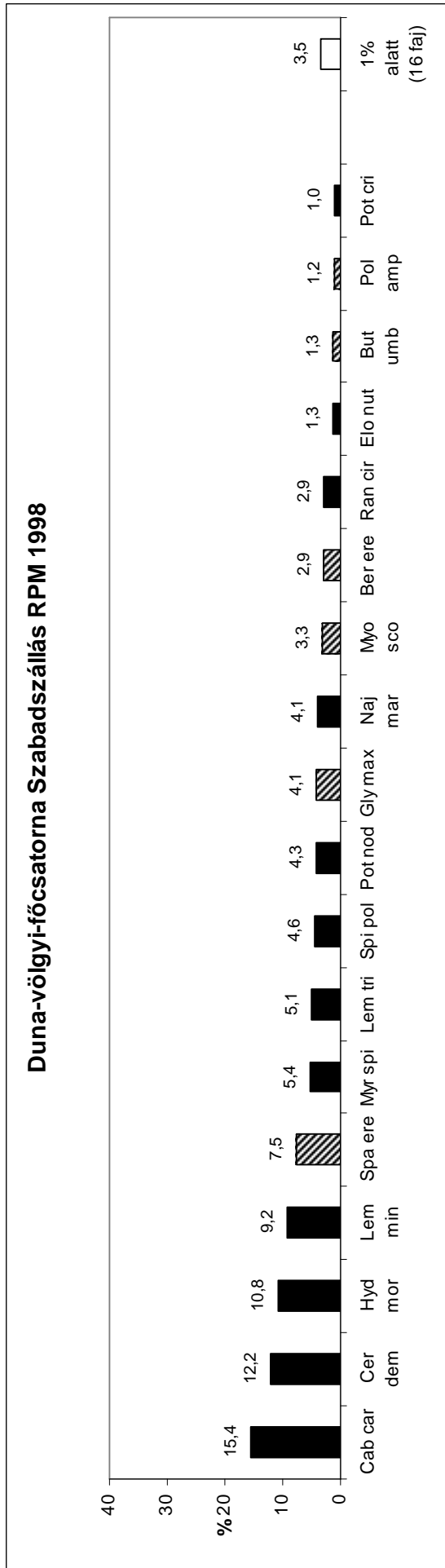
## DVCS Dabas hőterkép 2008



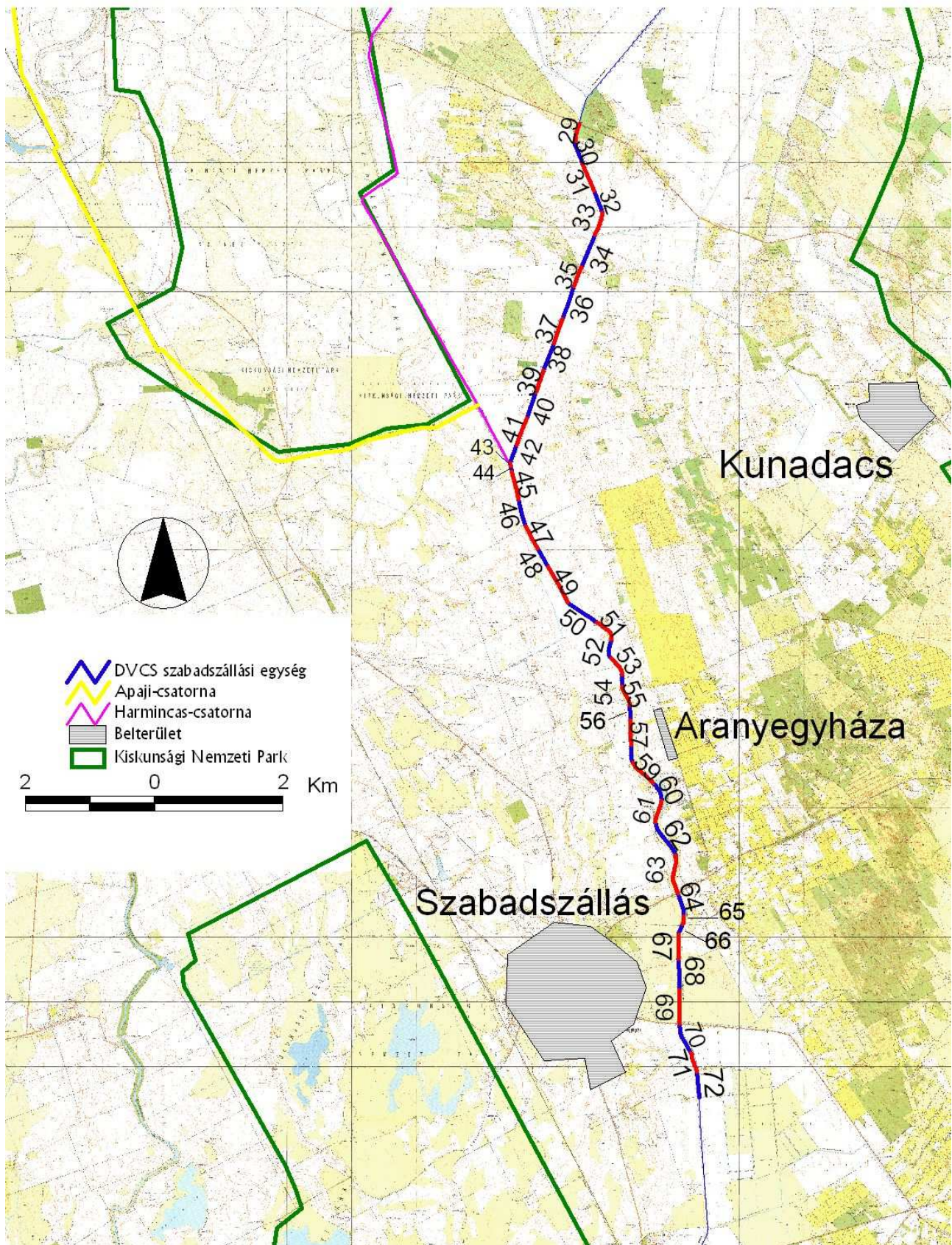


## 55. melléklet

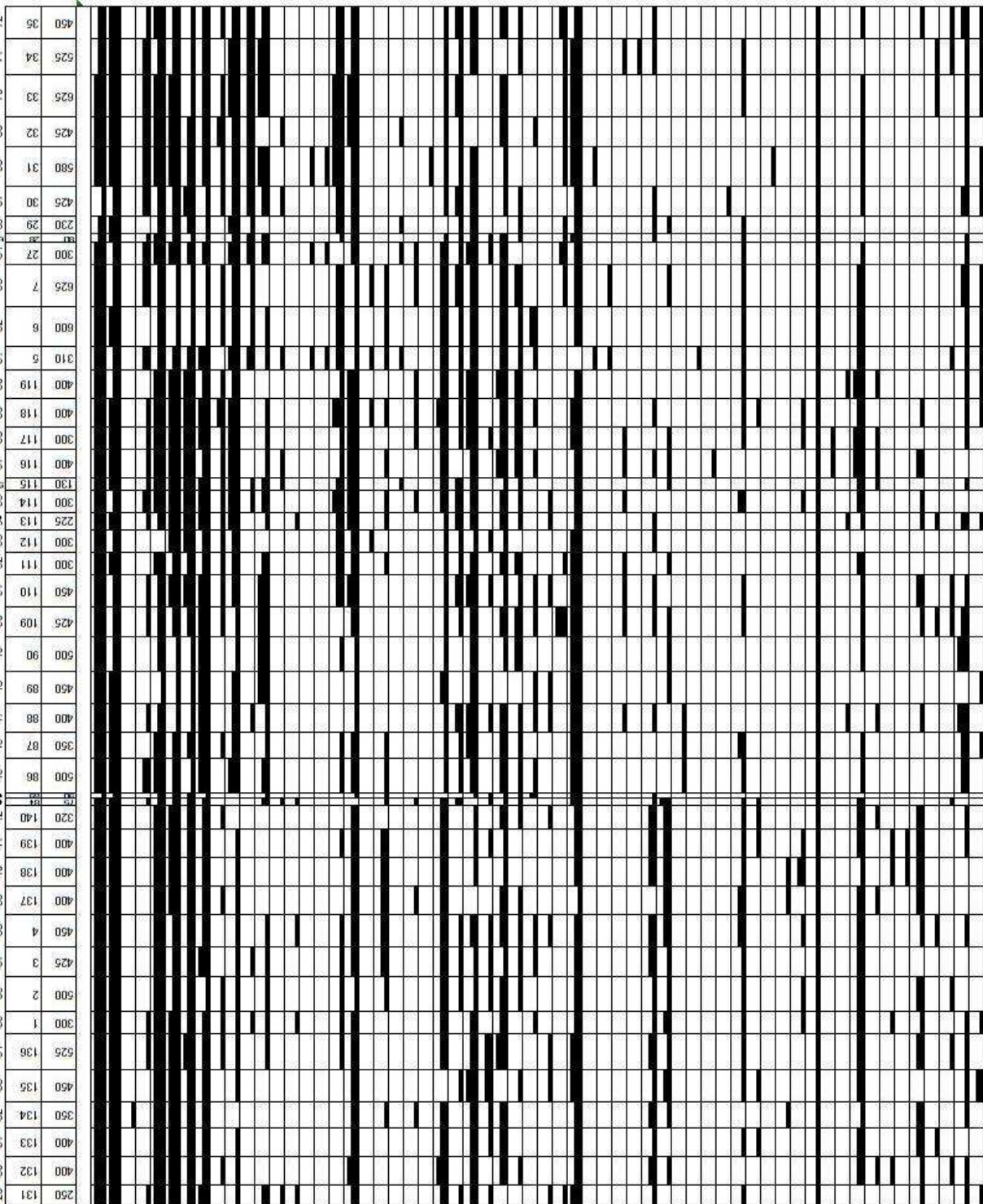




## A Duna-völgyi-főcsatorna szabadszállási egységének szakaszbeosztása



Elterjedési diagram DVCS SZABADSZÁLLÁS 1998



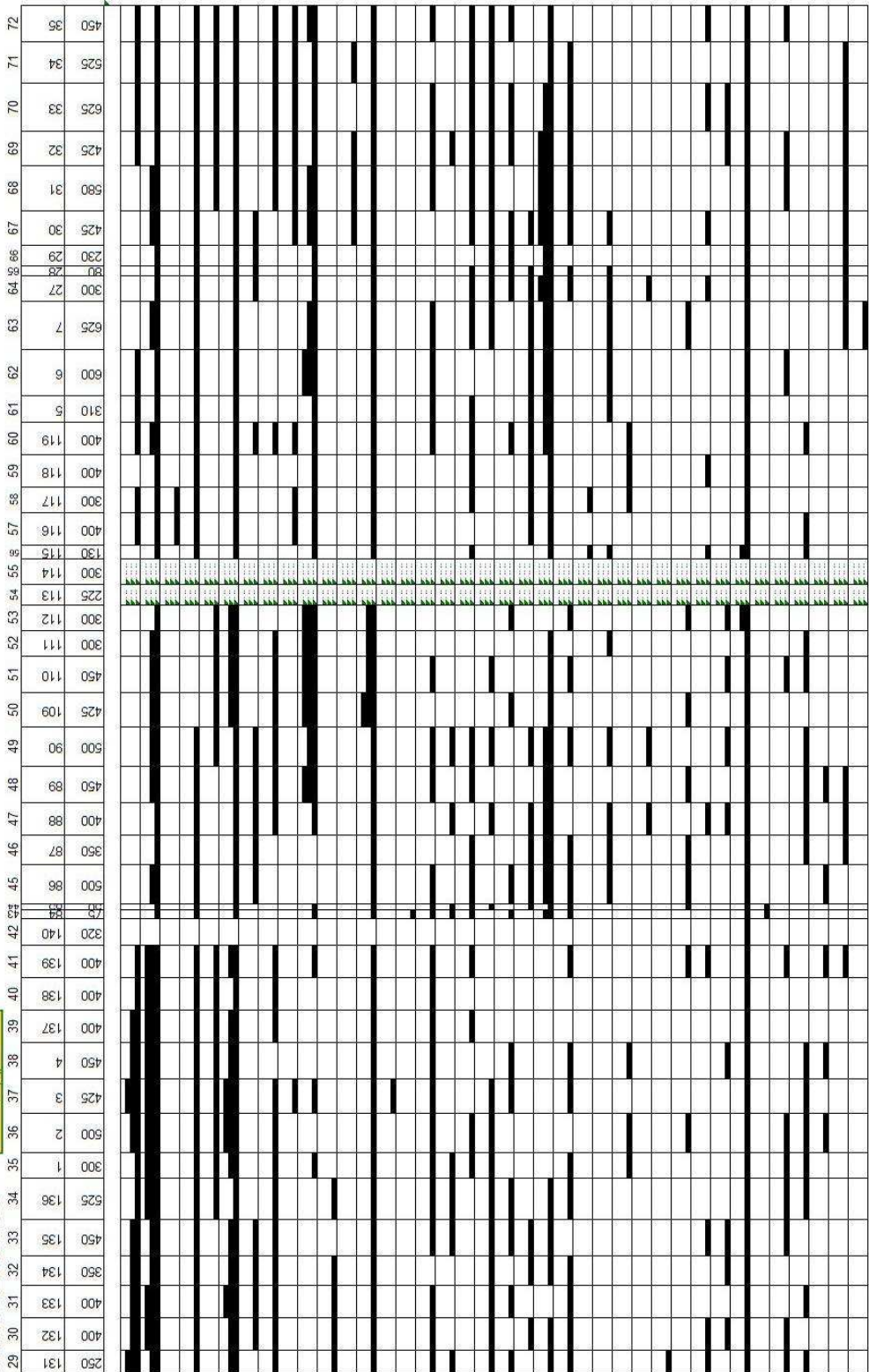
Stukasz száma	Életforma	Év
Cab car	Hyd	1998
Cer dem	Hyd	1998
Cer sub	Hyd	1998
Eto rut	Hyd	1998
Hyd mor	Hyd	1998
Lem min	Hyd	1998
Lem tr	Hyd	1998
Myr Spi	Hyd	1998
Myr ver	Hyd	1998
Naj mar	Hyd	1998
Pot nod	Hyd	1998
Pot rec	Hyd	1998
Pot per	Hyd	1998
Pot bus	Hyd	1998
Pot tri	Hyd	1998
Ran or	Hyd	1998
Spi pol	Hyd	1998
Tra nat	Hyd	1998
Utr vul	Hyd	1998
Agri sto	Amp	1998
All pla	Amp	1998
All lan	Amp	1998
But umb	Amp	1998
Gly max	Amp	1998
Men aqu	Amp	1998
Myo soo	Amp	1998
Pol amp	Amp	1998
Sag sag	Amp	1998
Sol lac	Amp	1998
Spa ame	Amp	1998
Spa ere	Amp	1998
Ver zira	Amp	1998
Bar int	Hel	1998
Big tri	Hel	1998
Bol mar	Hel	1998
Cal sep	Hel	1998
Car of	Hel	1998
Cyp ion	Hel	1998
Eto pal	Hel	1998
Eto pal	Hel	1998
Gal pal	Hel	1998
Ini pse	Hel	1998
Lyo eur	Hel	1998
Lys num	Hel	1998
Lys vul	Hel	1998
Lyr sal	Hel	1998
Phr aus	Hel	1998
Ran rep	Hel	1998
Ror amp	Hel	1998
Rum hyd	Hel	1998
Rum pal	Hel	1998
Sai cap	Hel	1998
Sou gal	Hel	1998
Siu lat	Hel	1998
Sol jul	Hel	1998
Sha pal	Hel	1998
Typ ang	Hel	1998
Typ lat	Hel	1998

59. melléklet

**Elterjedési diagram DVCS SZABADSZÁLLÁS 2008**

Spaltenbreiten

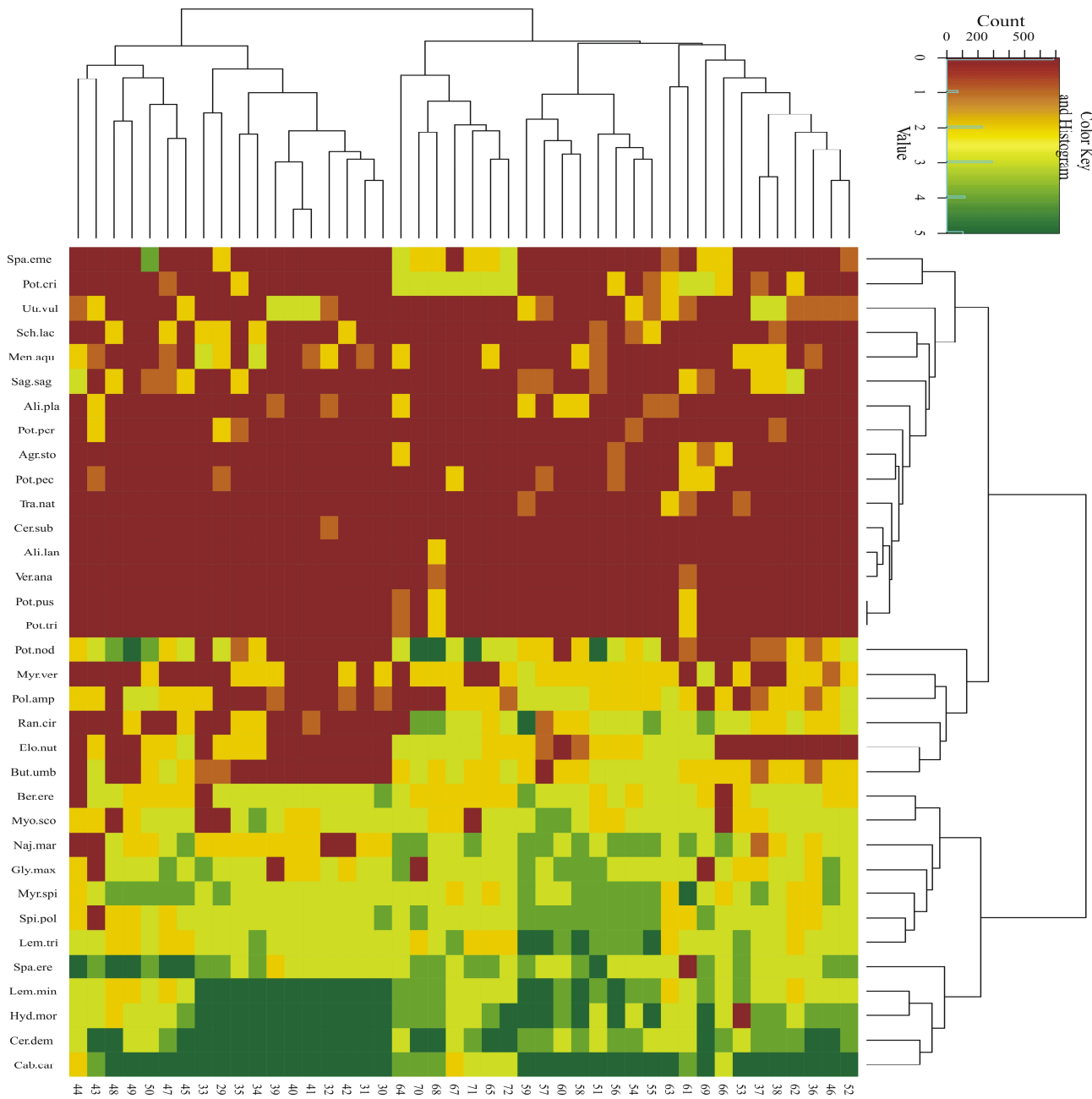
Szakasz száma	Életforma	Év
Cab car	Hyd	2008
Cer dem	Hyd	2008
Elo nut	Hyd	2008
Hyd mor	Hyd	2008
Lem gib	Hyd	2008
Lem min	Hyd	2008
Lem tri	Hyd	2008
Myr spi	Hyd	2008
Naj mar	Hyd	2008
Pot nod	Hyd	2008
Pot pec	Hyd	2008
Pot per	Hyd	2008
Spi pol	Hyd	2008
Agr sto	Amp	2008
Ali pla	Amp	2008
Ber ere	Amp	2008
But umb	Amp	2008
Gly max	Amp	2008
Men aqu	Amp	2008
Myo sco	Amp	2008
Pol amp	Amp	2008
Sag sag	Amp	2008
Spa ere	Amp	2008
Bid tri	Hel	2008
Cal sep	Hel	2008
Car cf	Hel	2008
Eup can	Hel	2008
Gal pal	Hel	2008
Iri pse	Hel	2008
Lyc eur	Hel	2008
Lyt sal	Hel	2008
Phr aus	Hel	2008
Pol hyd	Hel	2008
Rum hyd	Hel	2008
Siu lat	Hel	2008
Sol dul	Hel	2008
Typ ang	Hel	2008
Typ lat	Hel	2008





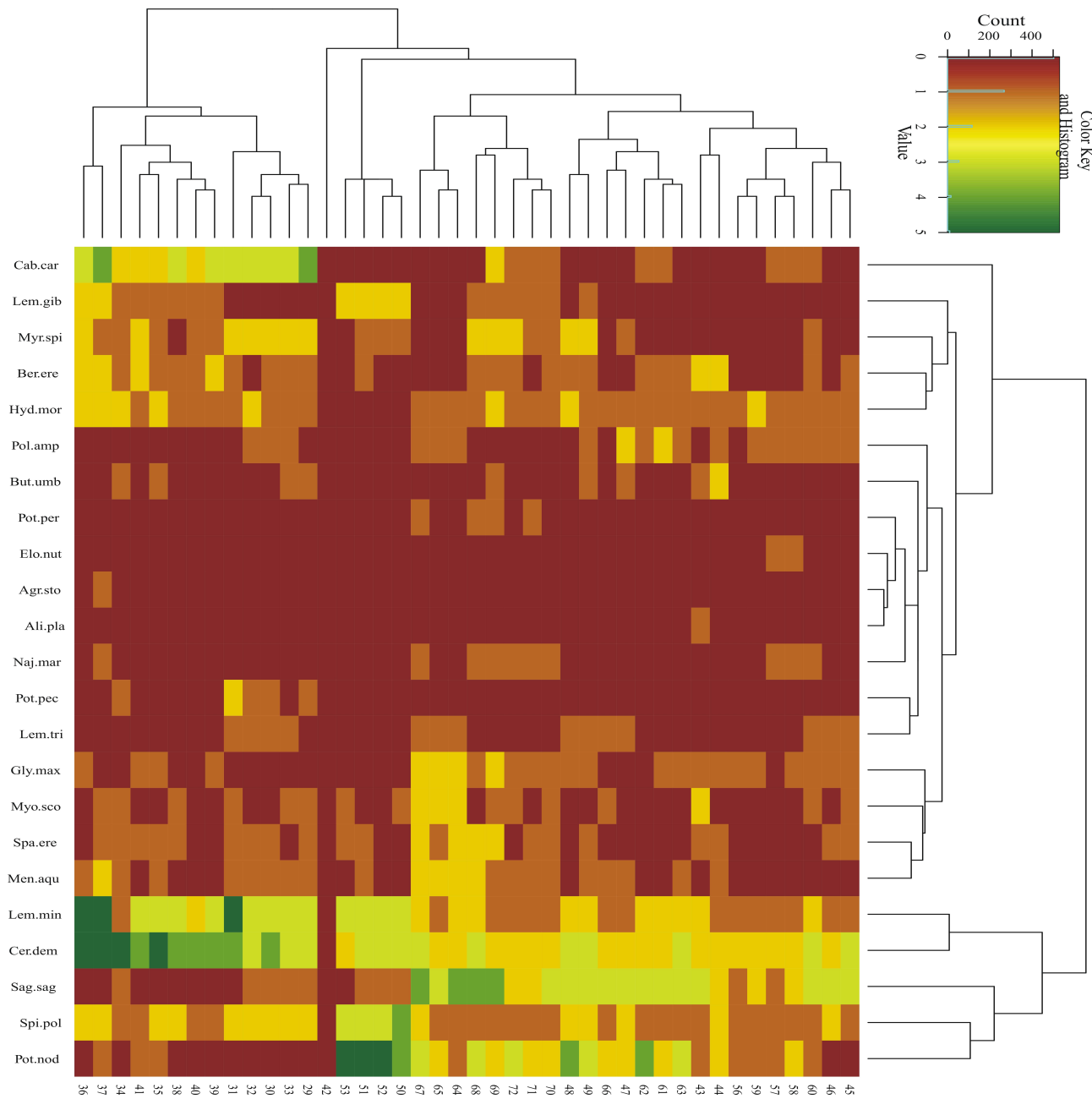
## 60. melléklet

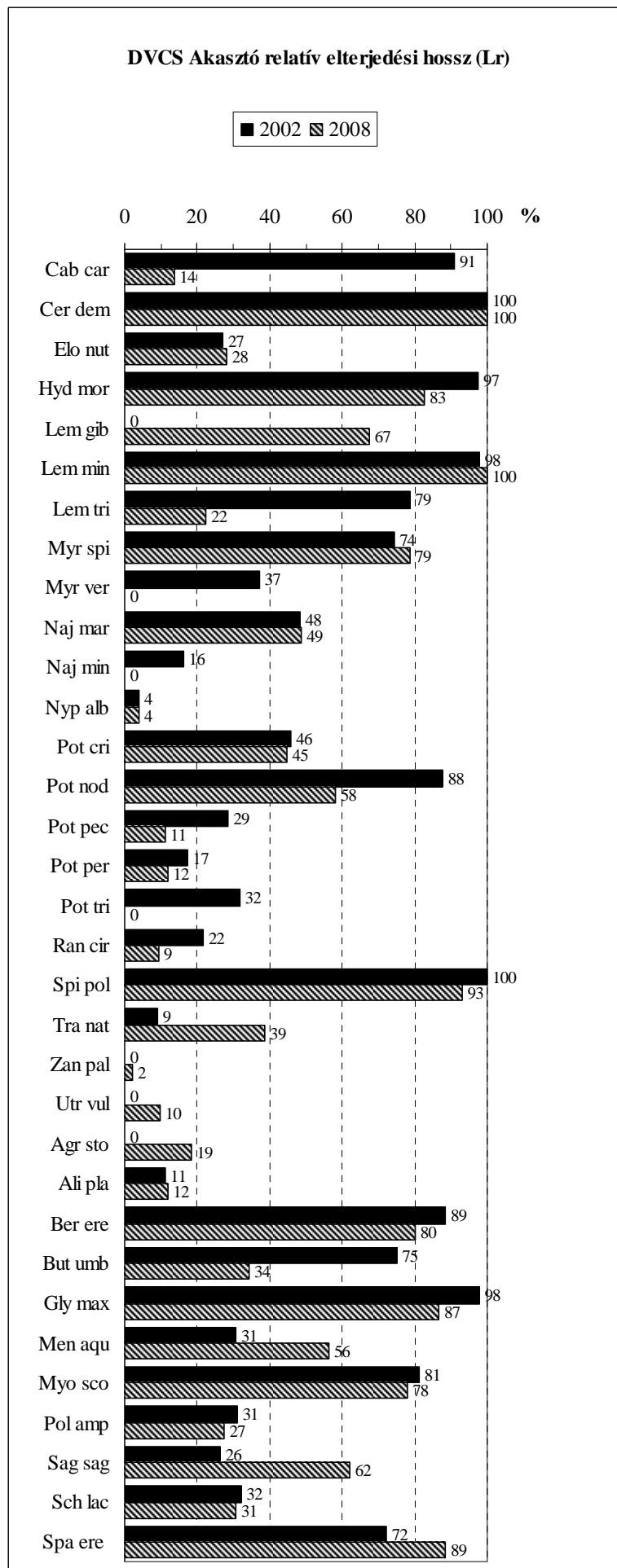
## DVCS Szabadszállás hőterkép 1998



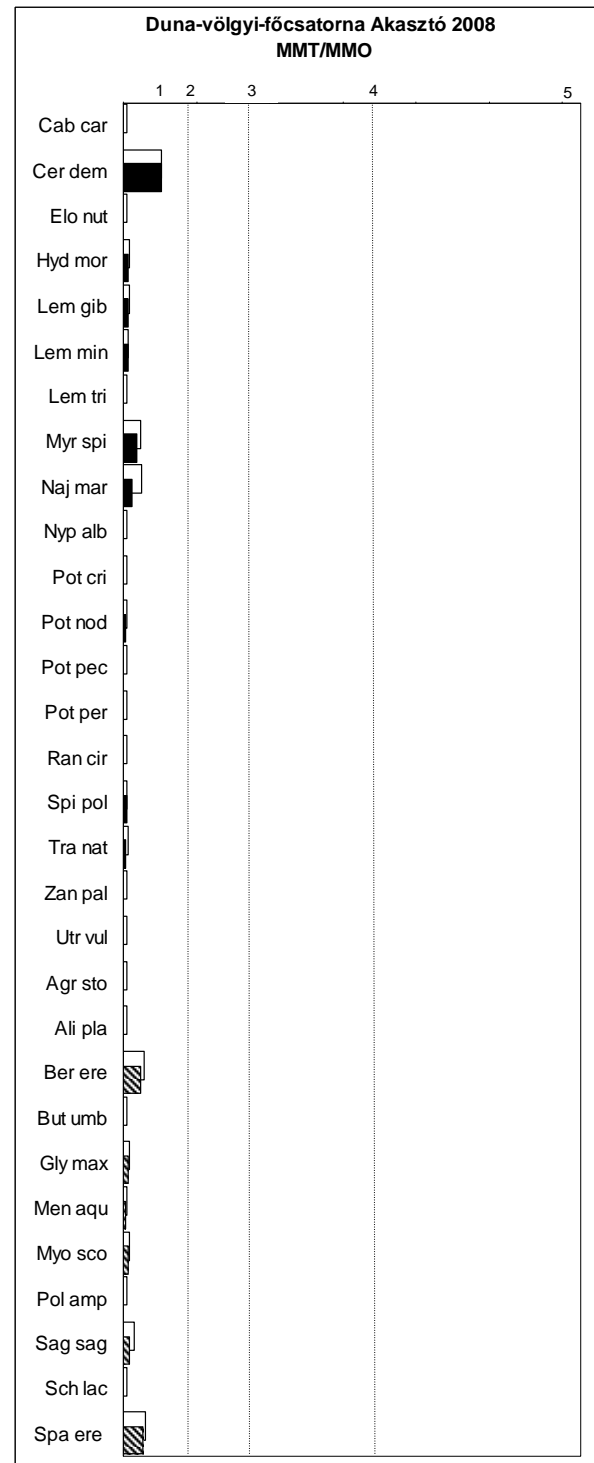
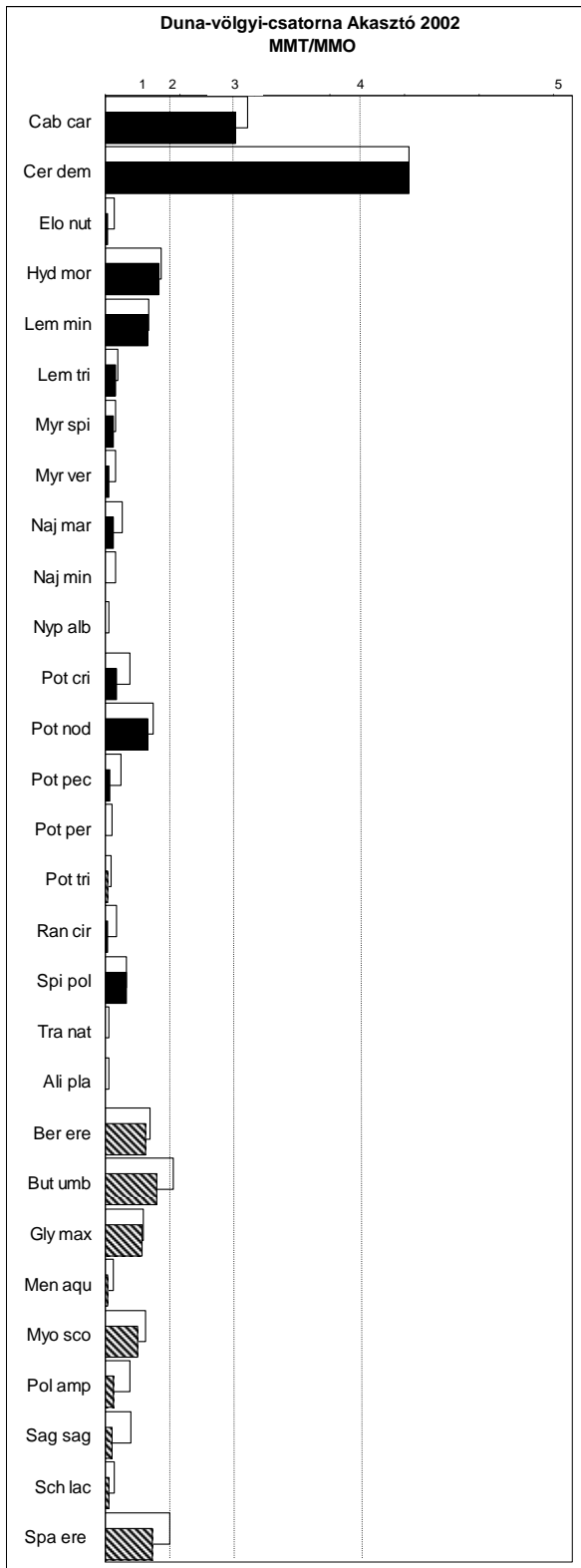
## 61. melléklet

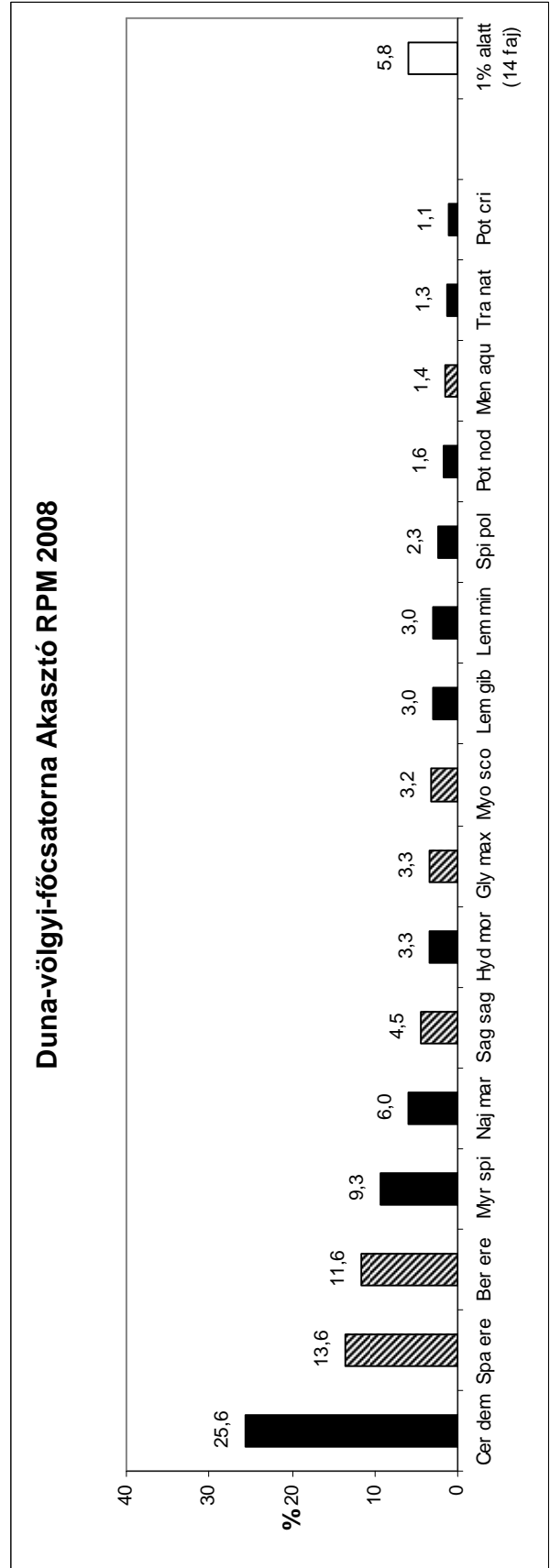
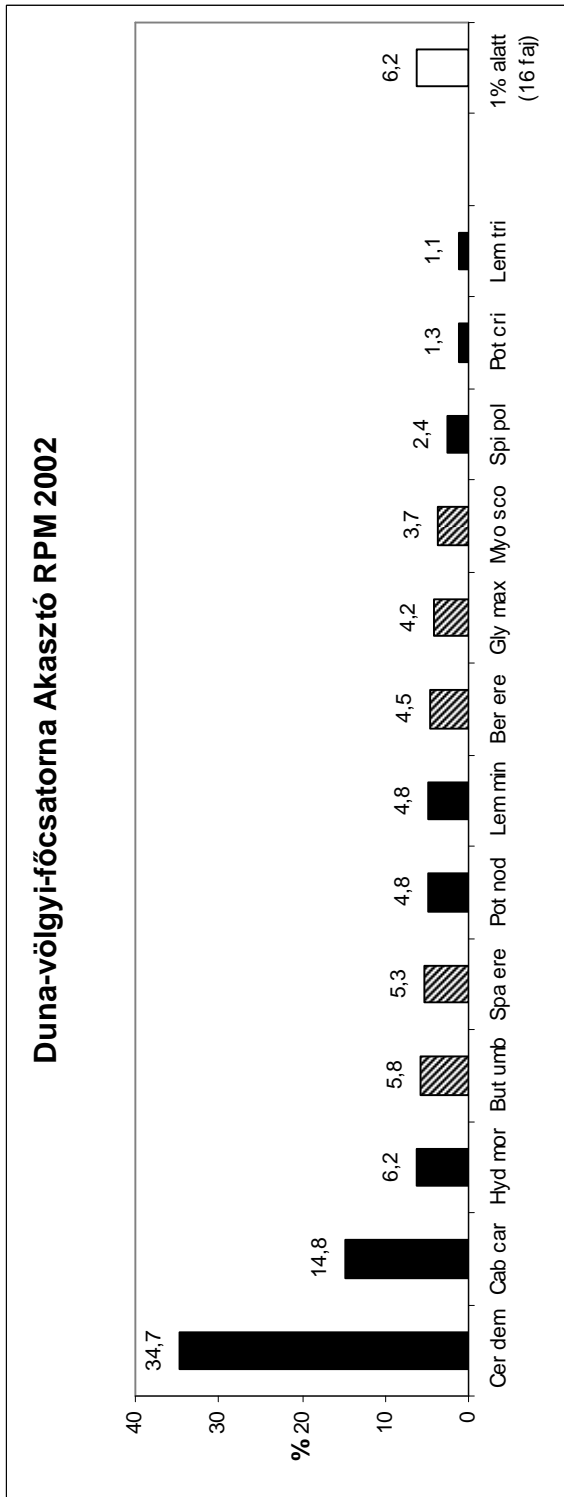
## DVCS Szabadszállás hő térkép 2008



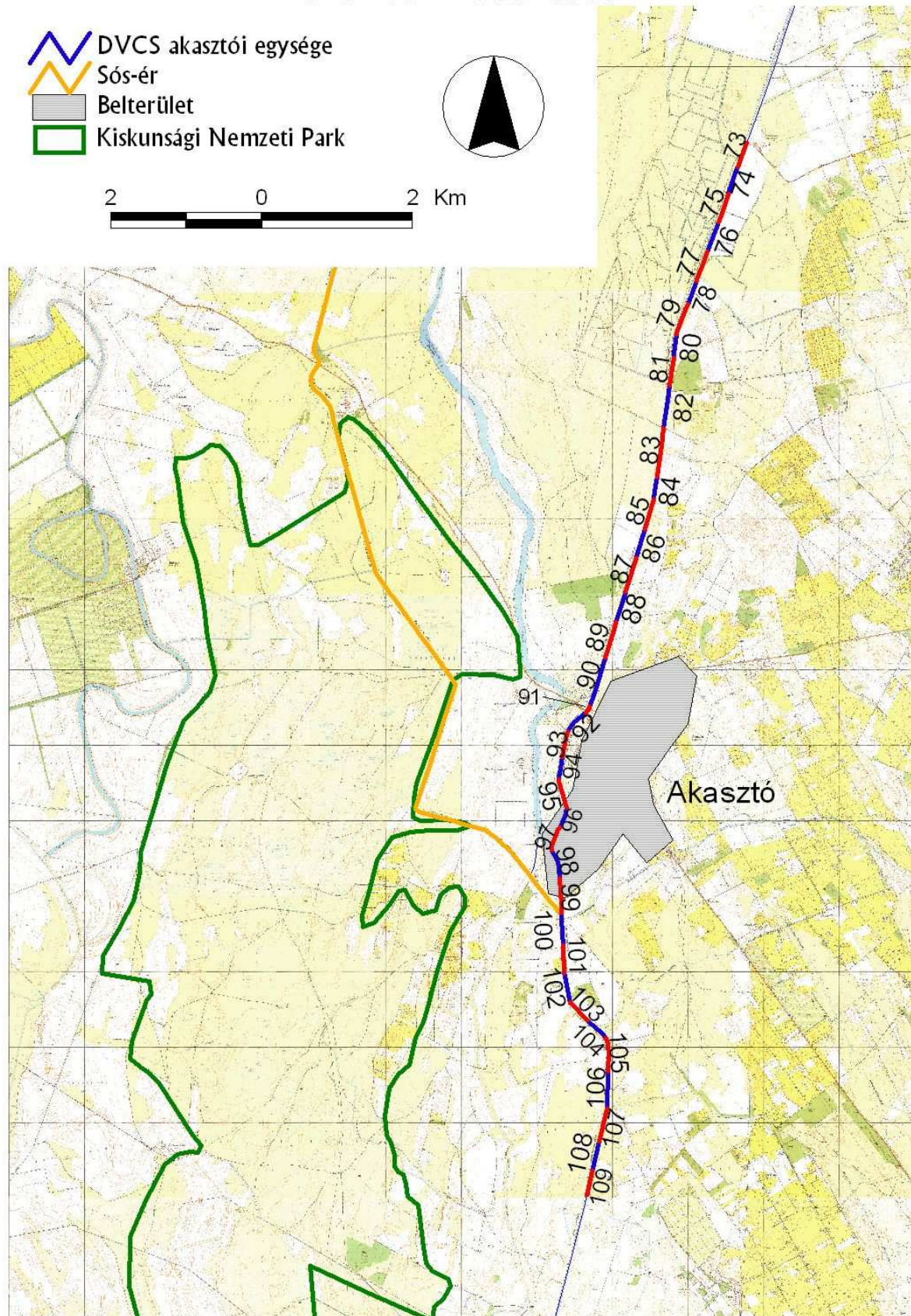


## 63. melléklet



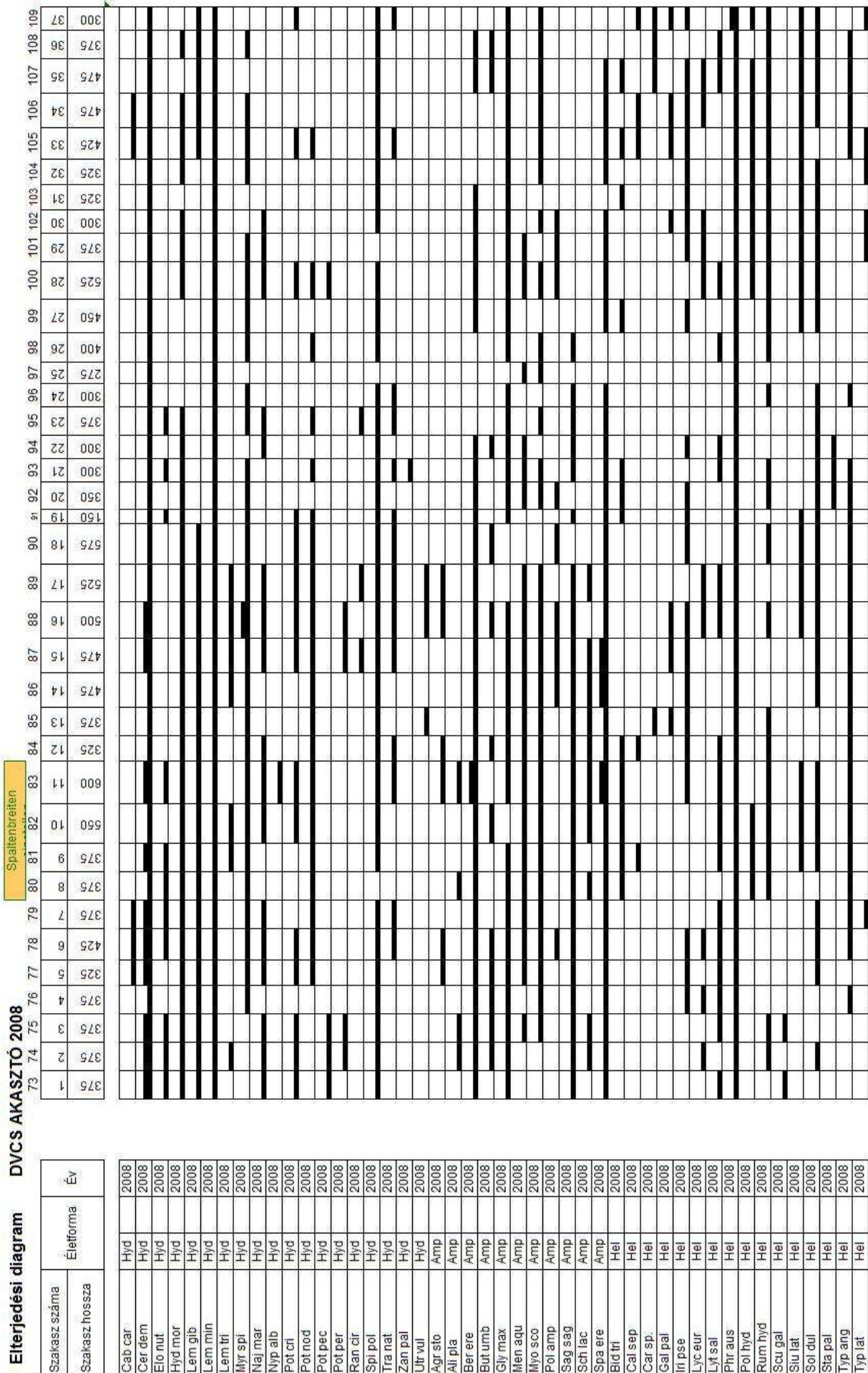


# A Duna-völgyi-főcsatorna akasztói egységének szakaszbeosztása





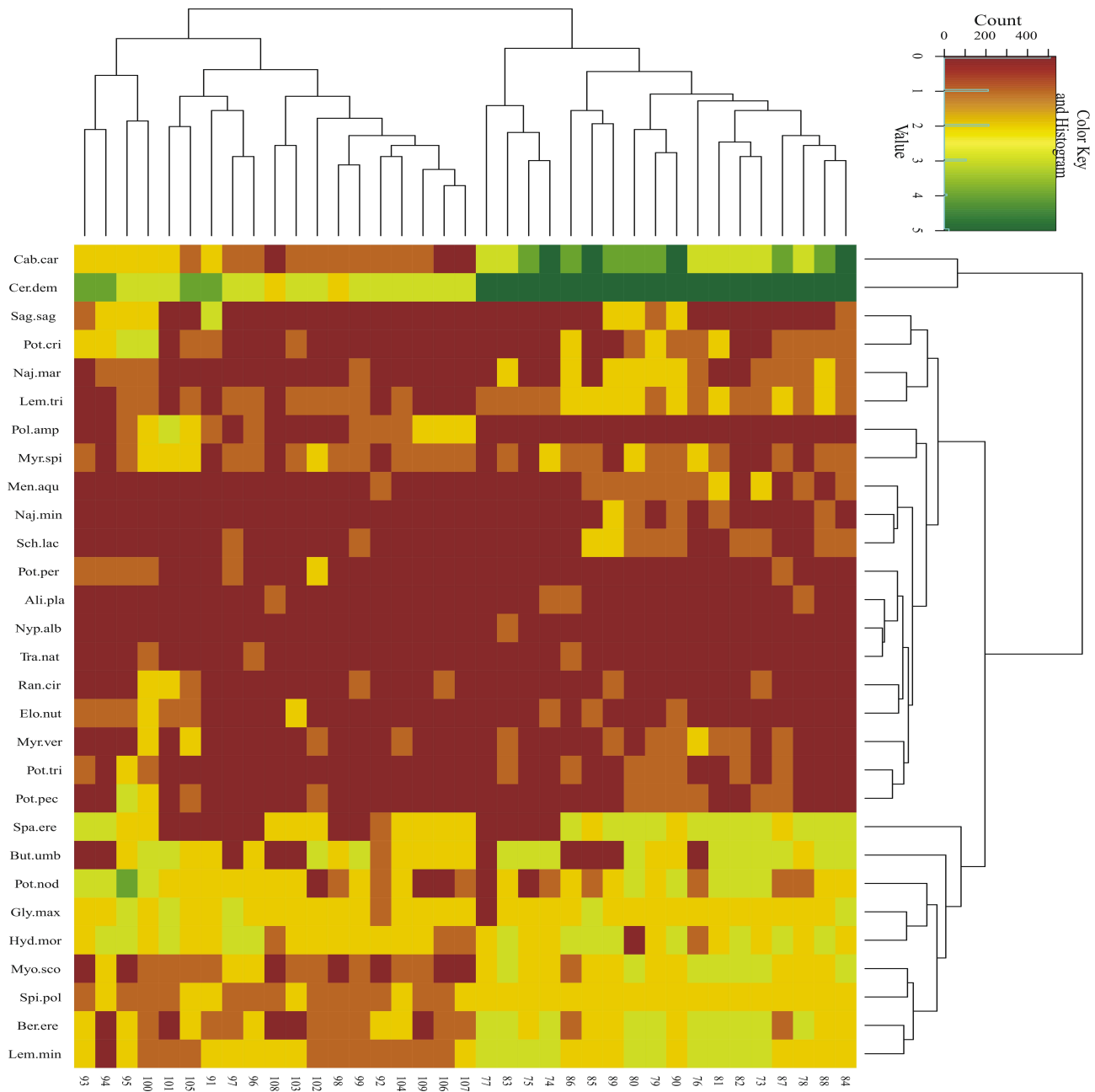
## 67. melléklet





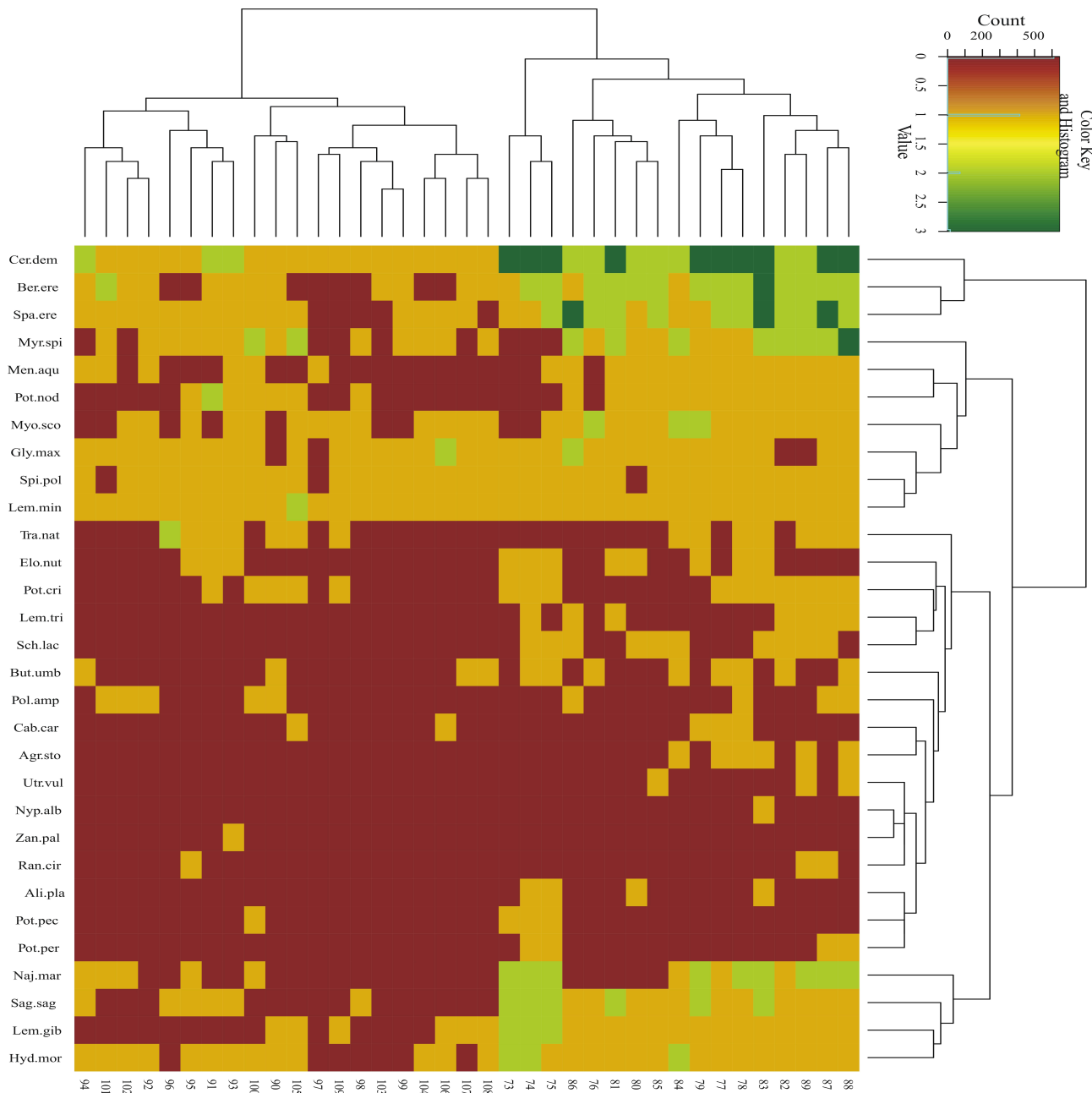
## 68. melléklet

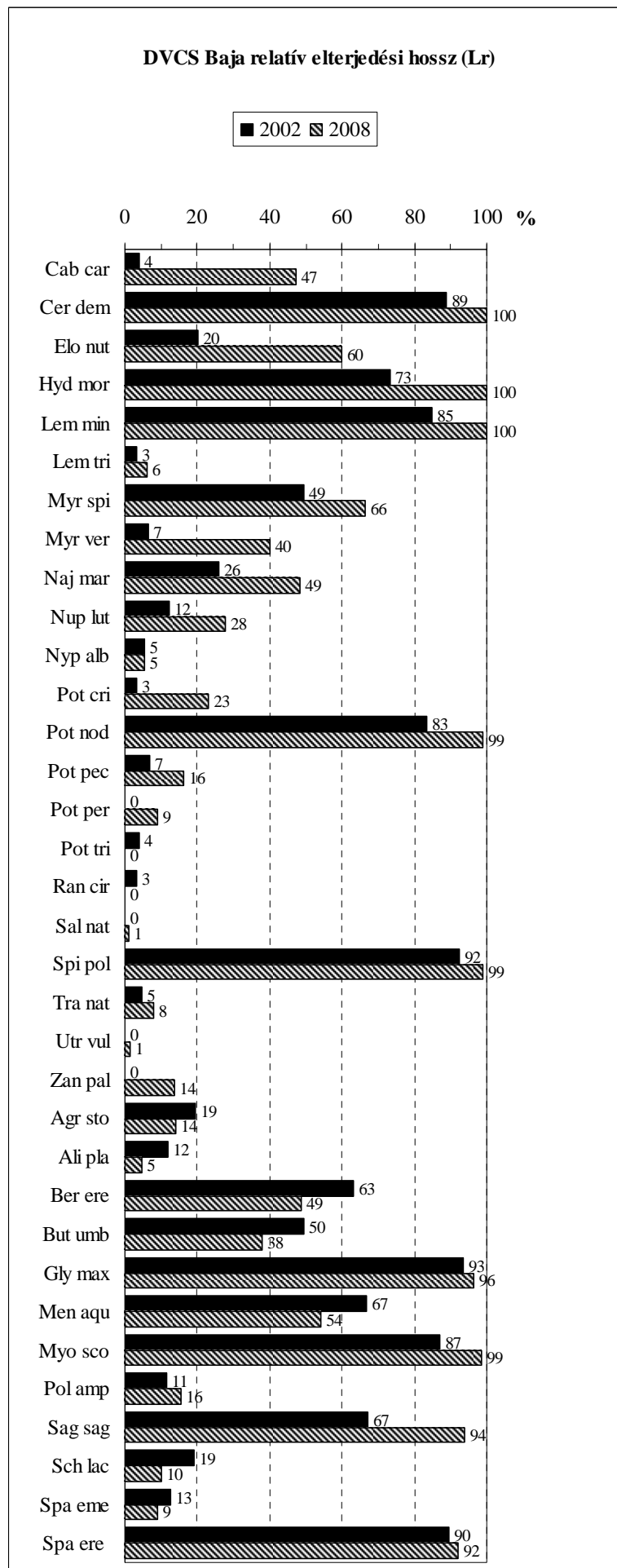
## DVCS Akasztó hőterkép 2002



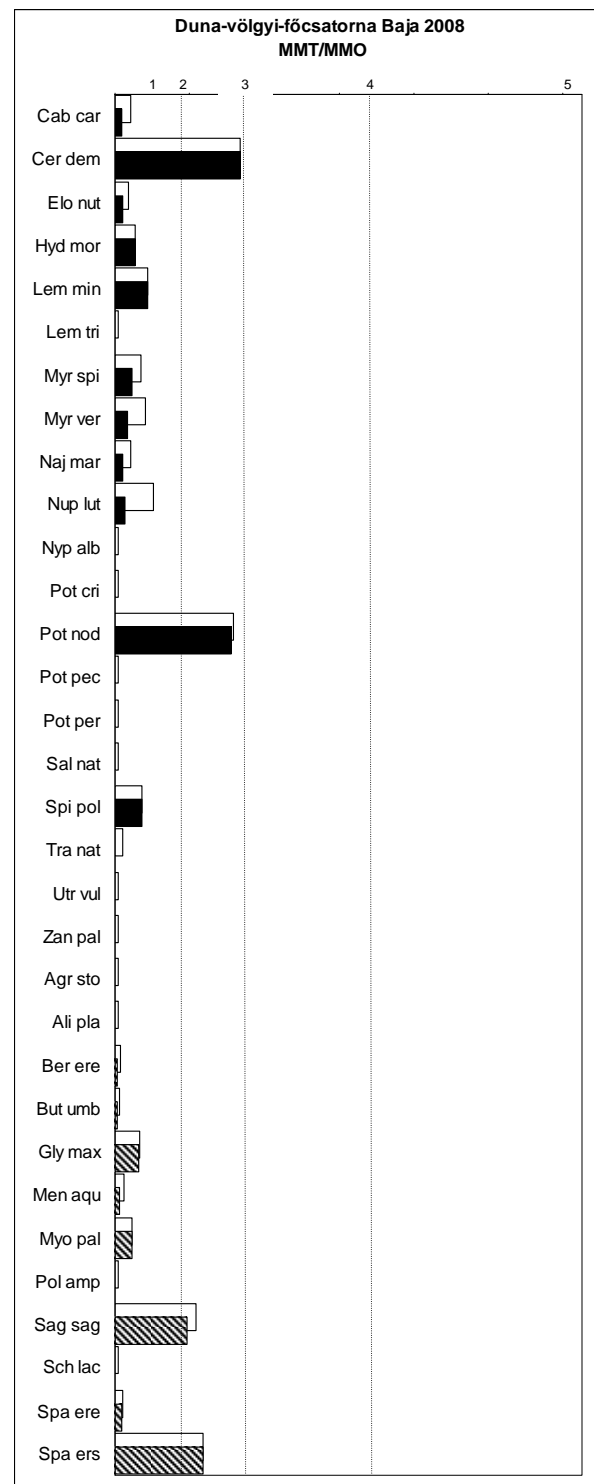
## 69. melléklet

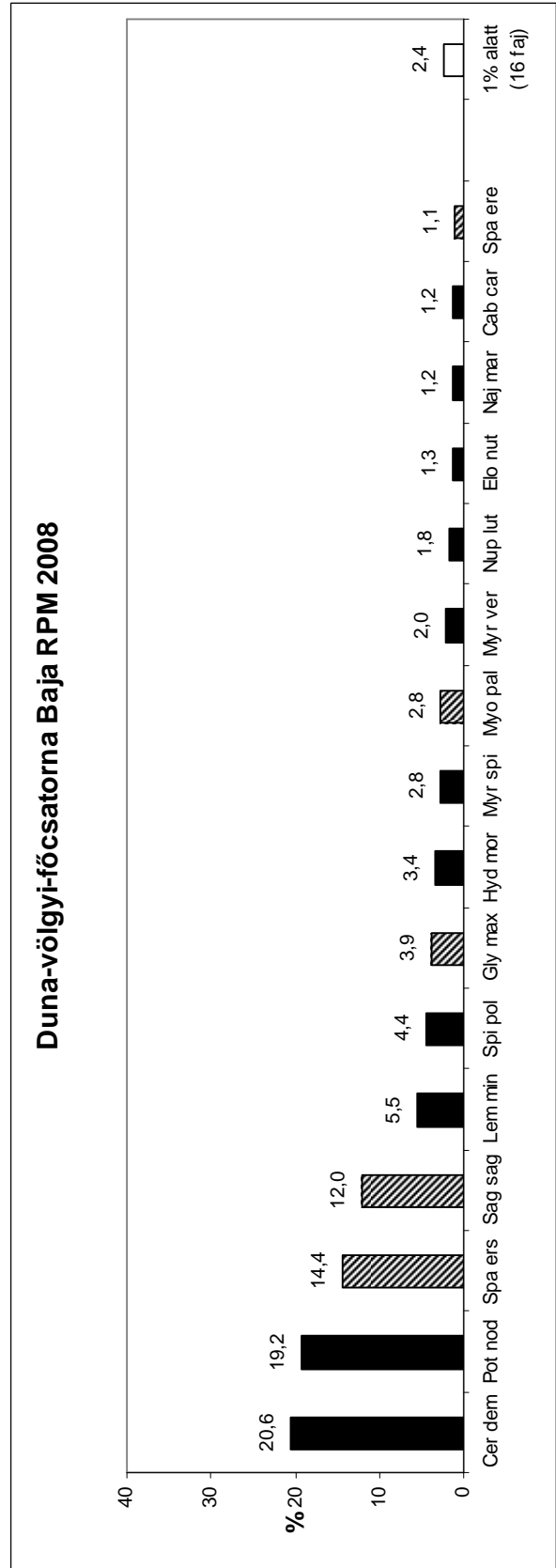
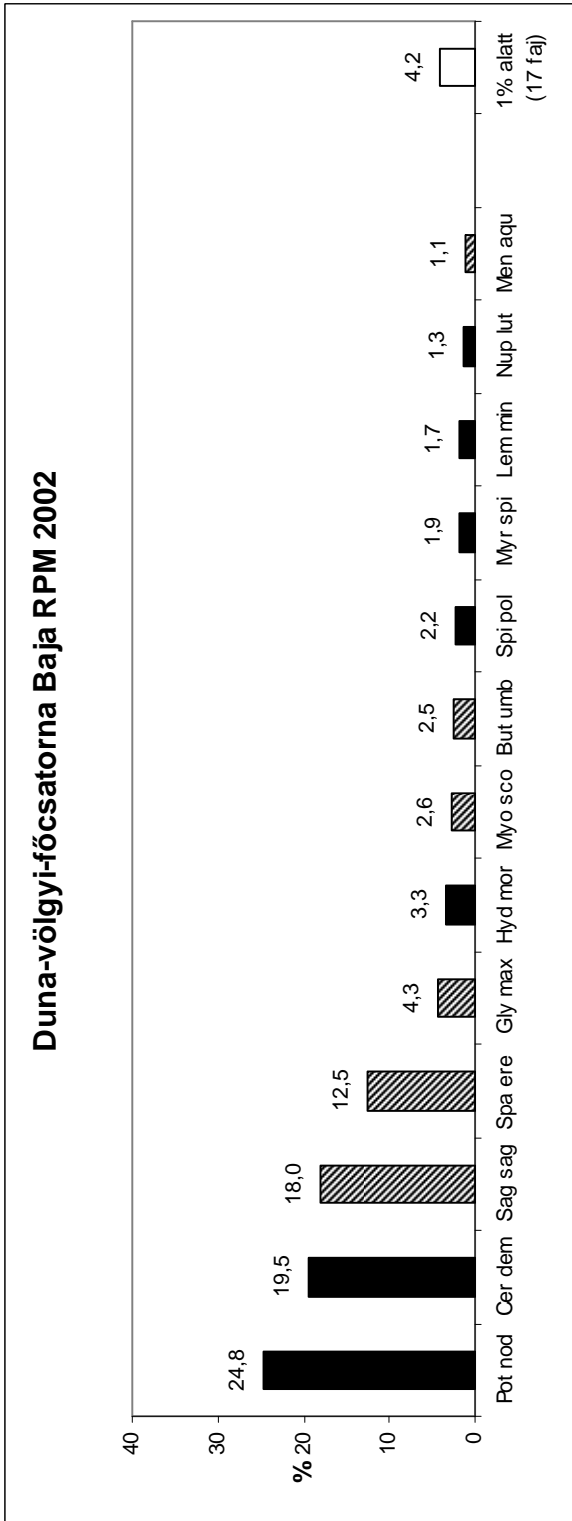
## DVCS Akasztó 2008



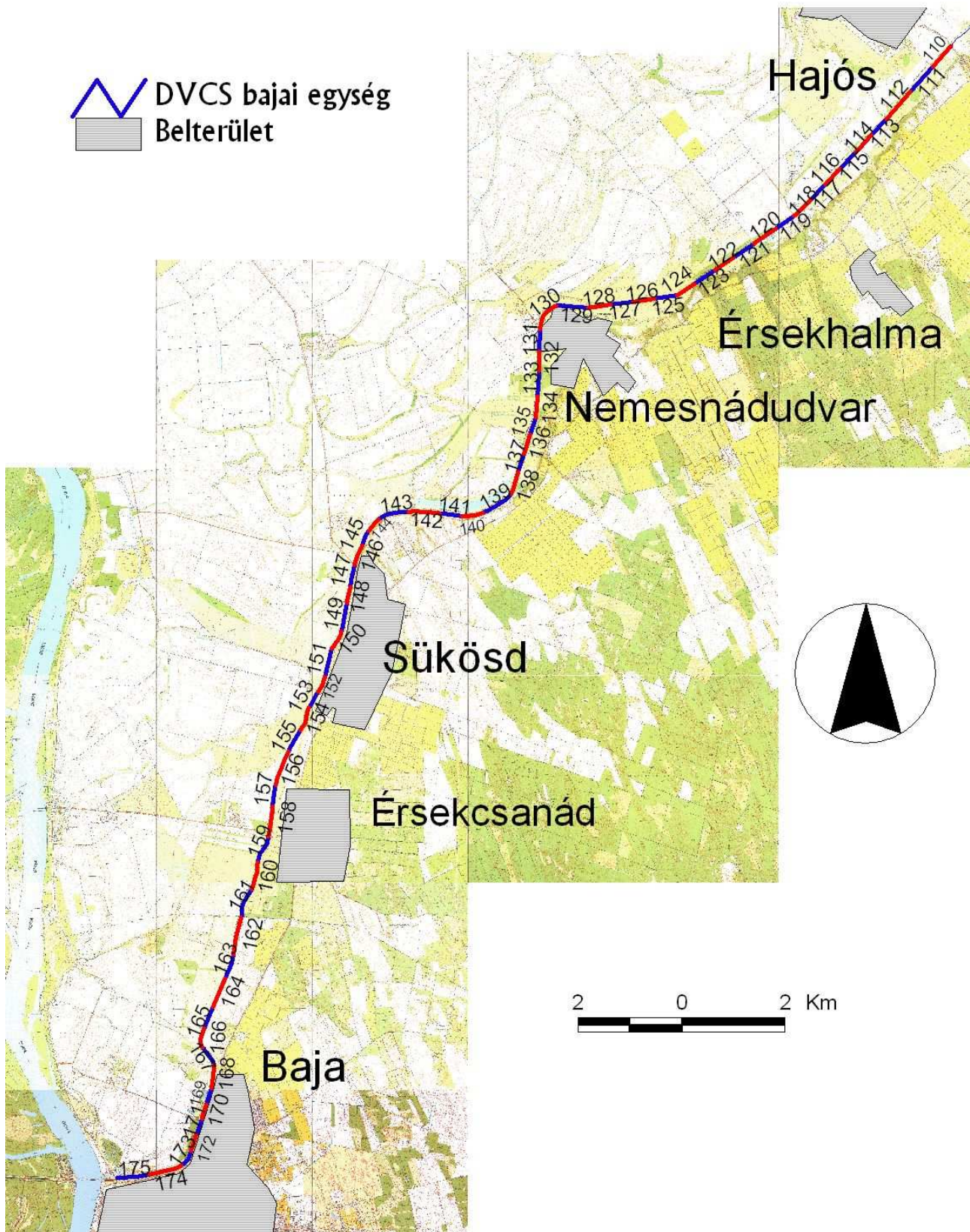


## 71. melléklet





# A Duna-völgyi-főcsatorna bajai egységének szakaszbeosztása



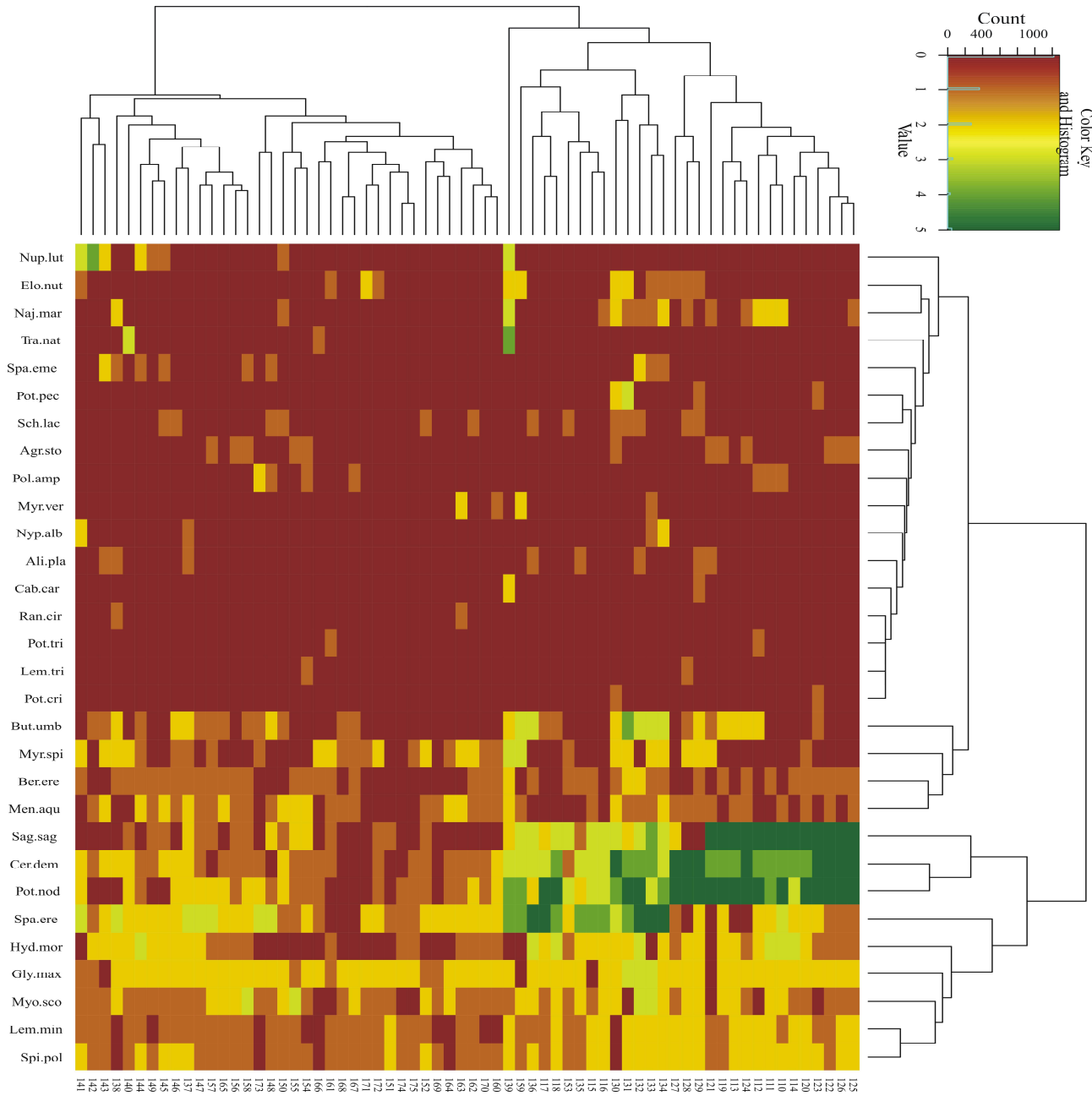






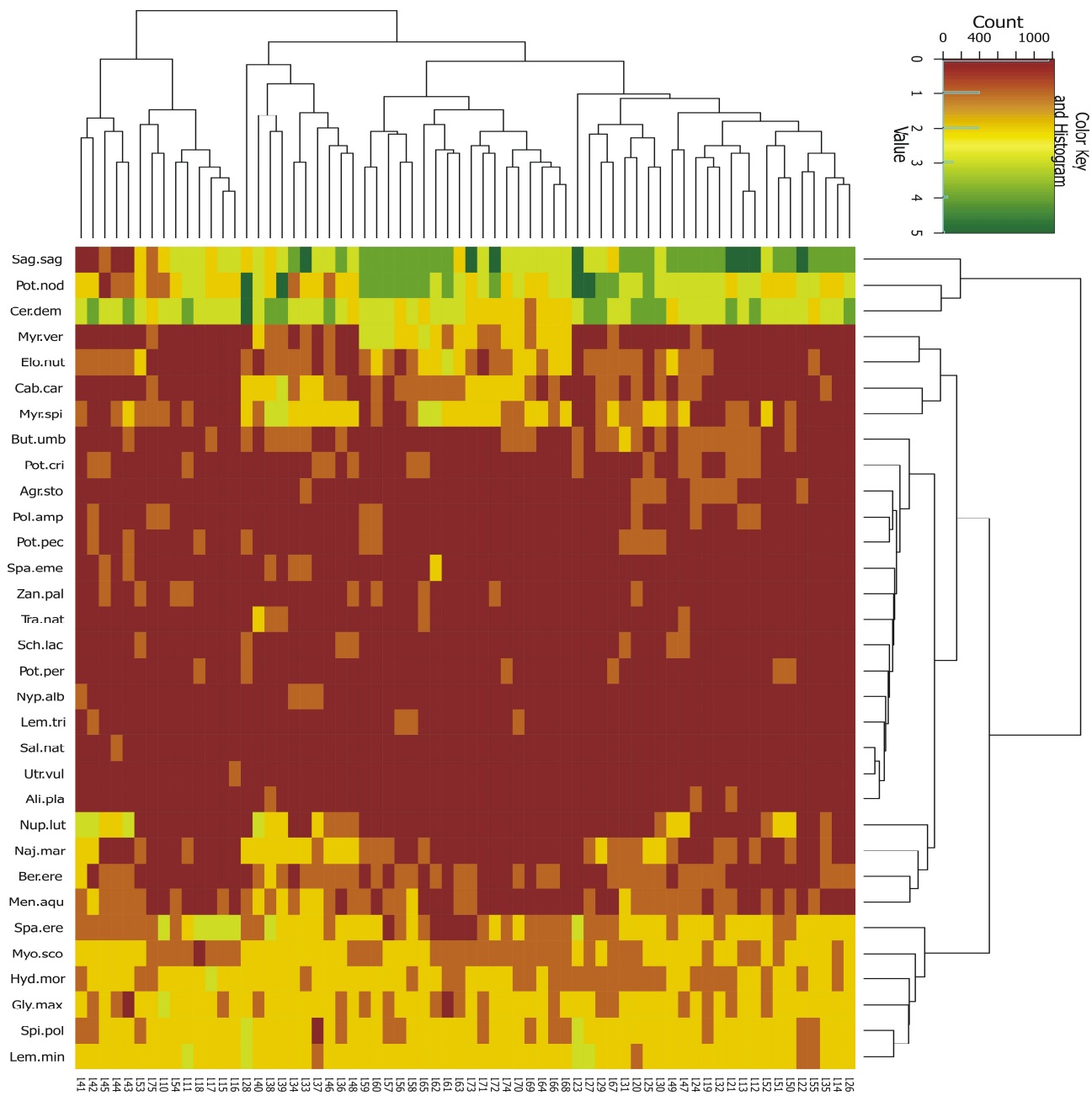
## 76. melléklet

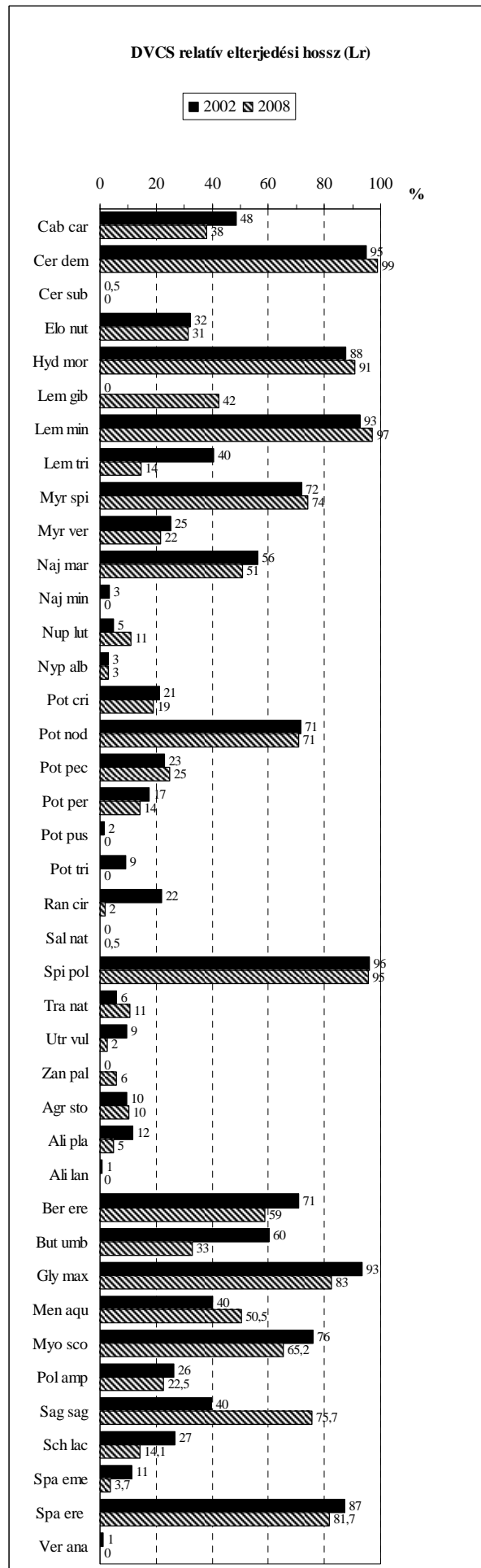
## DVCS Baja hőterkép 2002



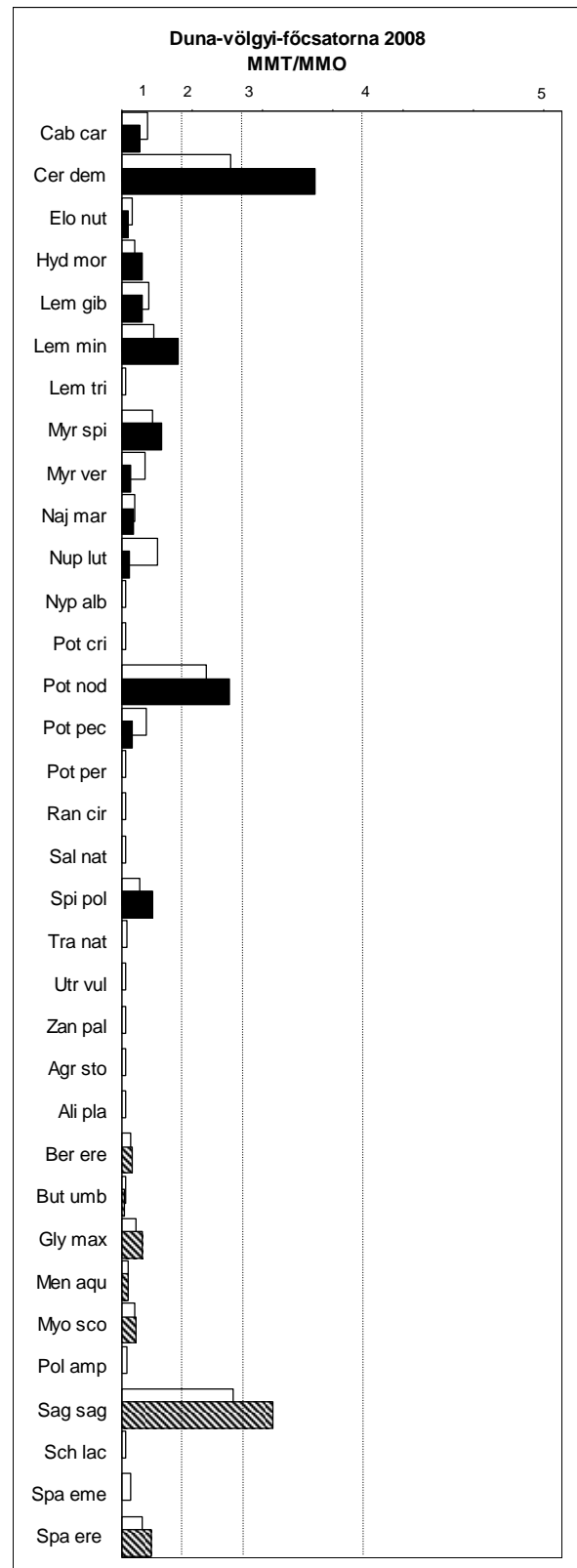
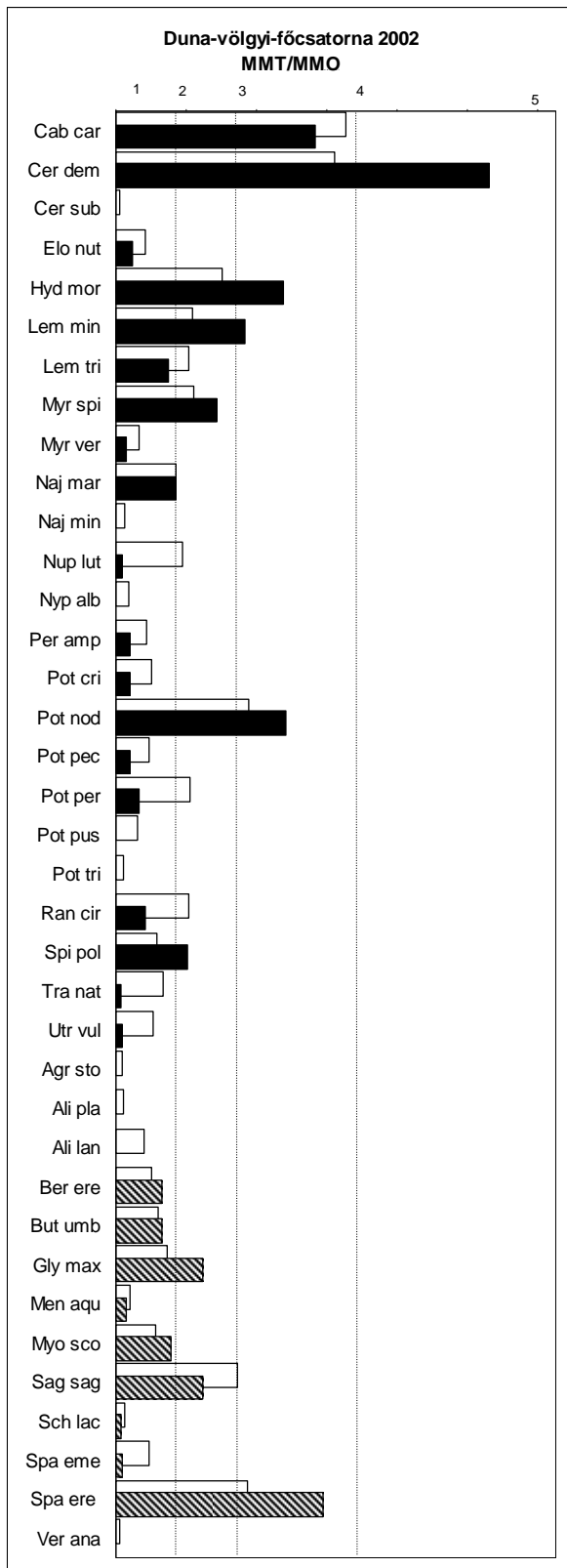
## 77. melléklet

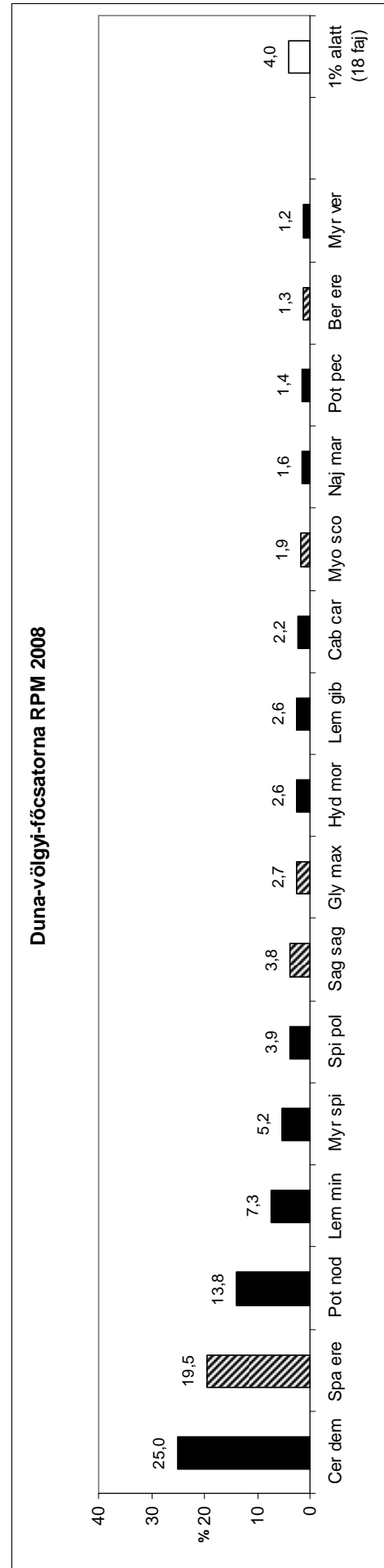
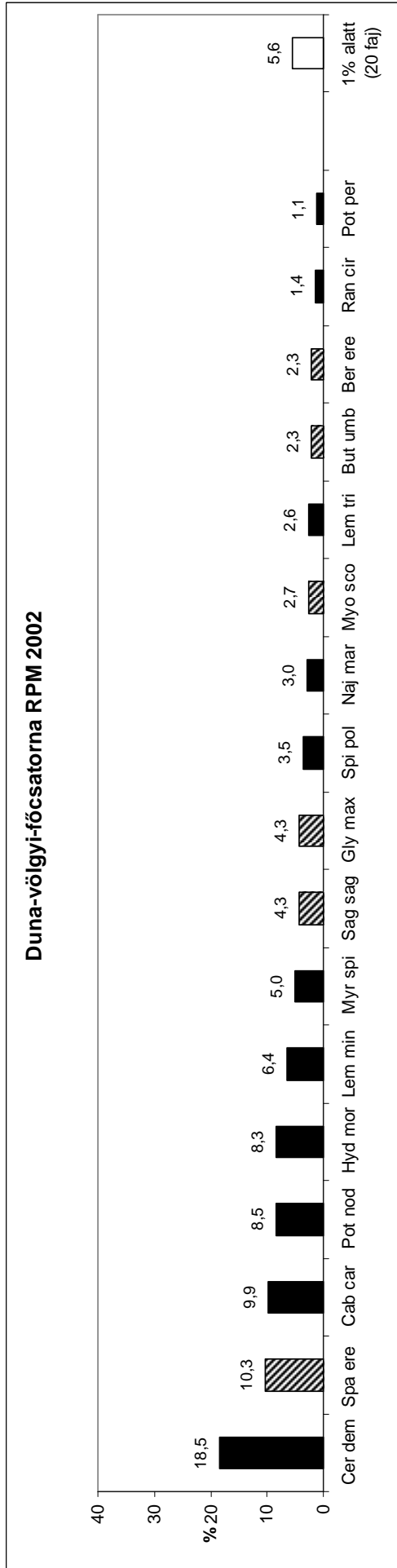
## DVCS Baja hőterkép 2008





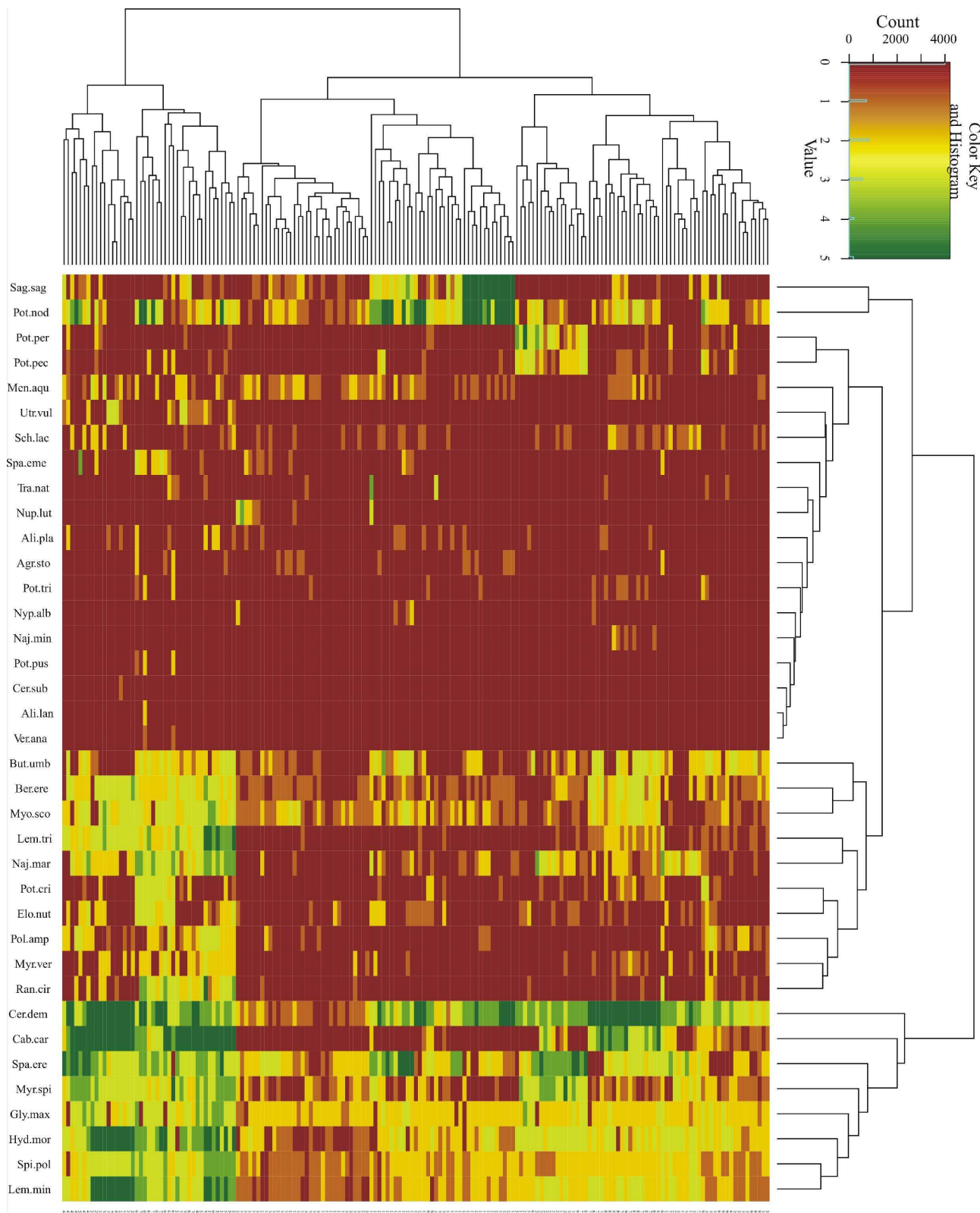
## 79. melléklet





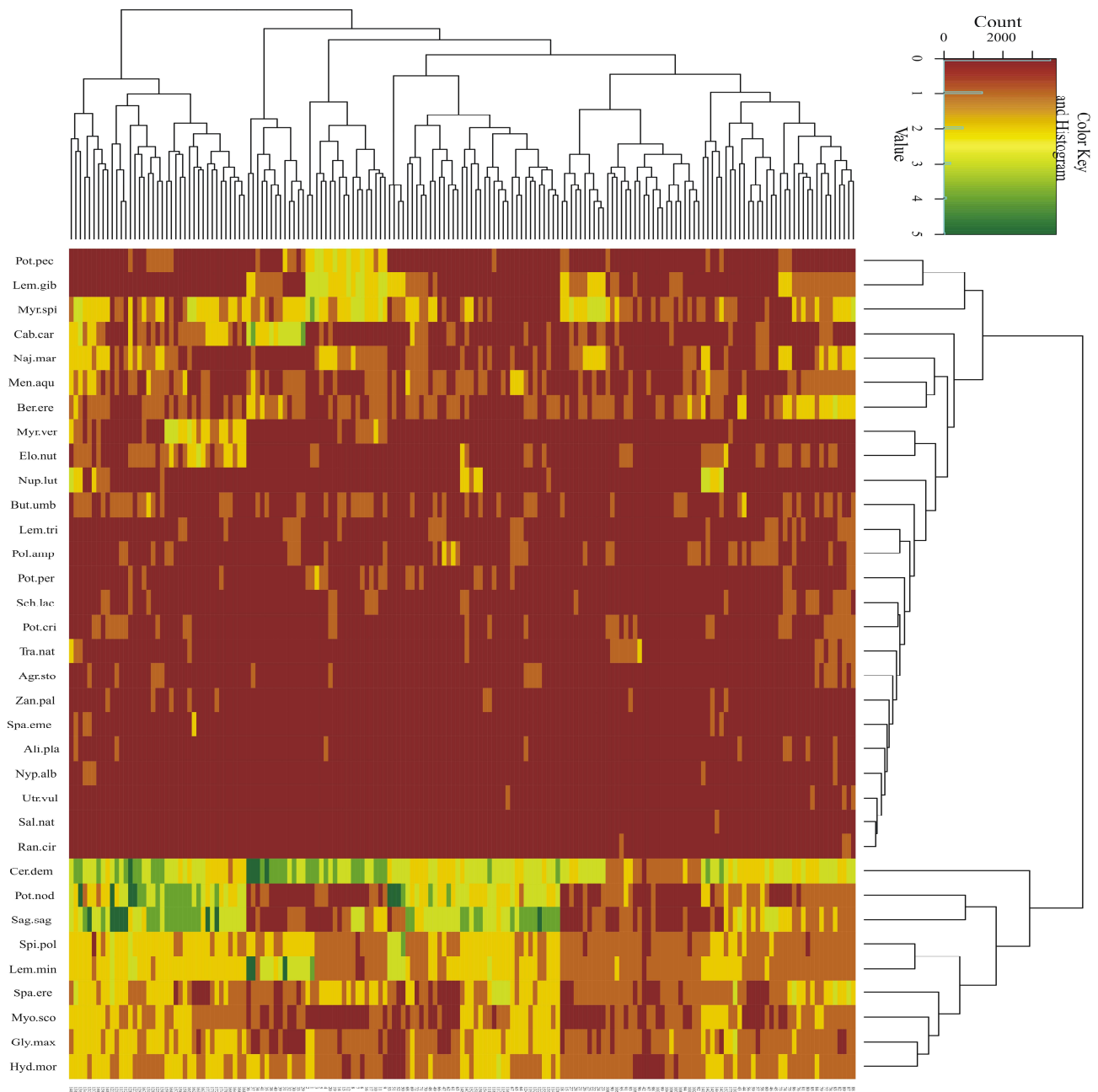
## 81. melléklet

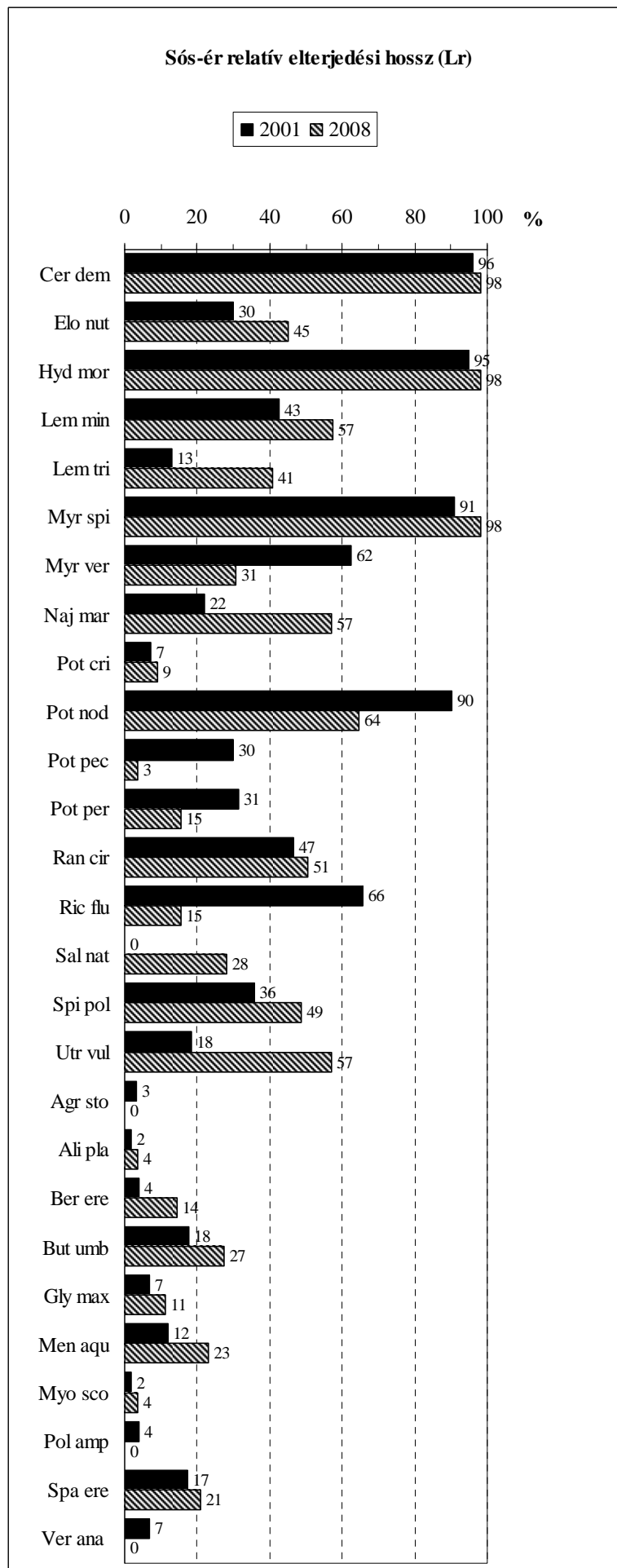
## DVCS összes hőterkép 2002



## 82. melléklet

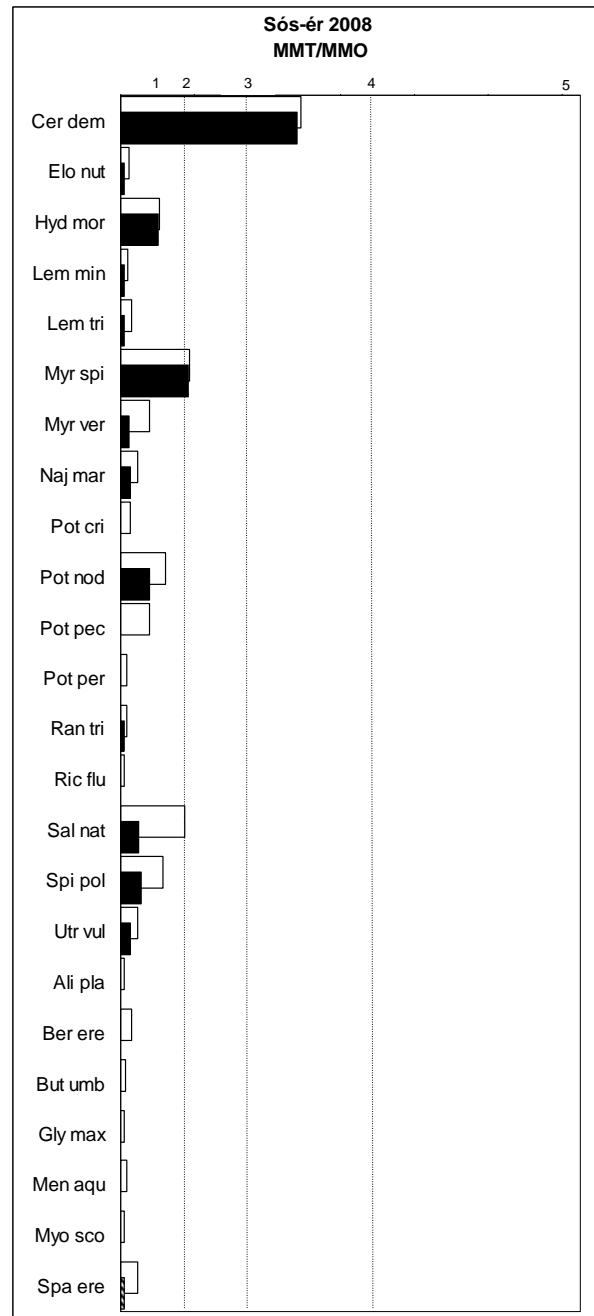
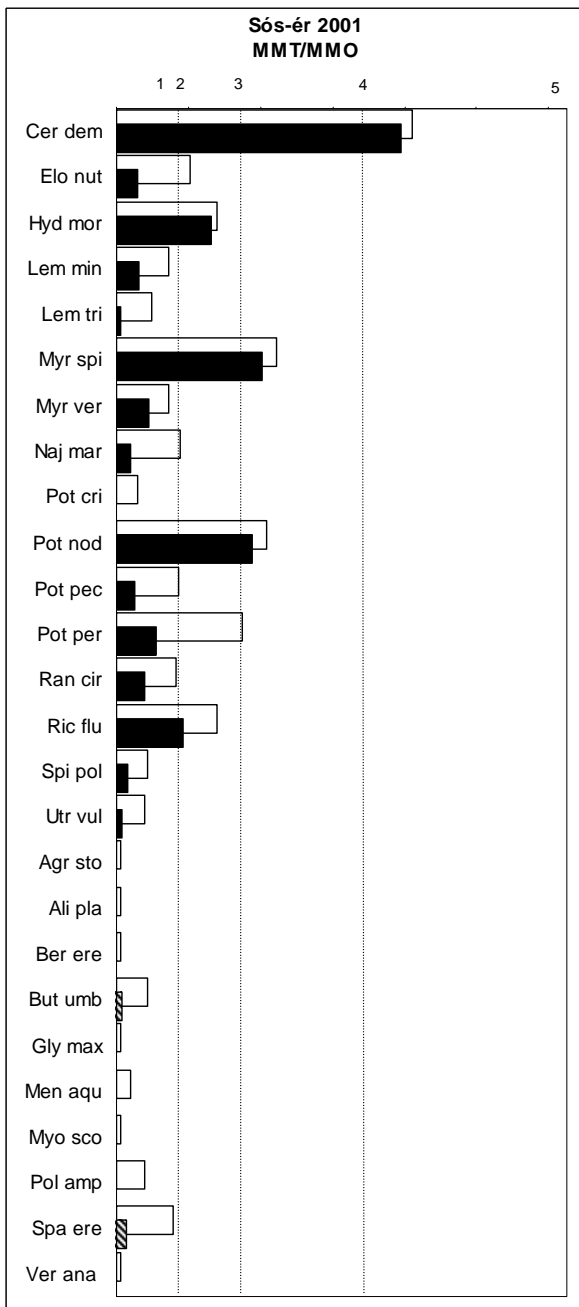
## DVCS összes hőterkép 2008

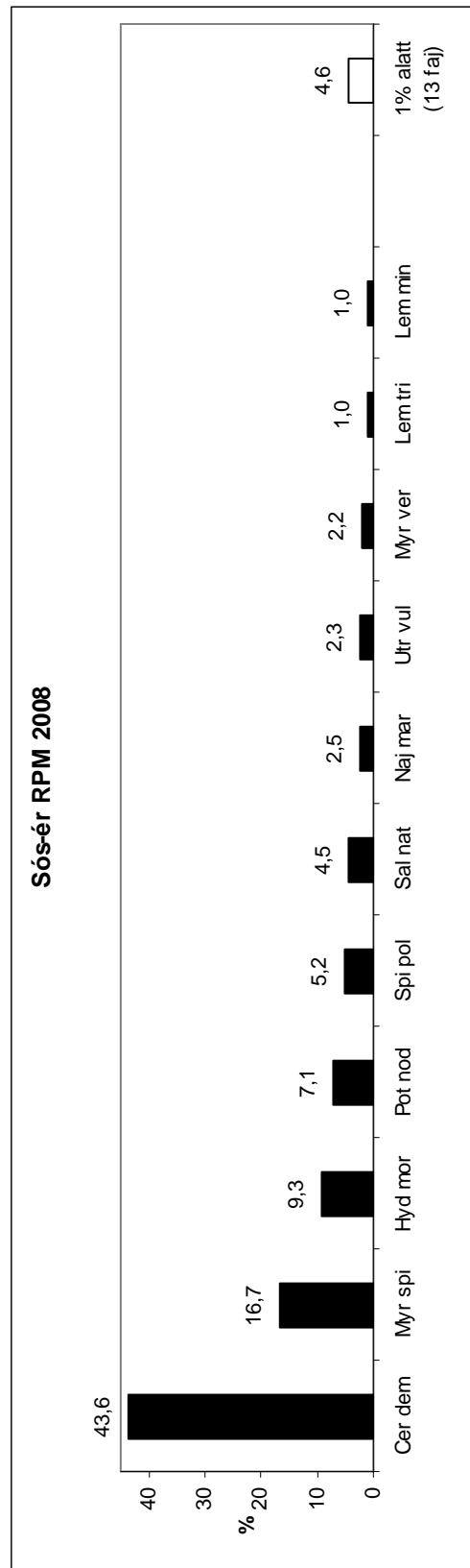
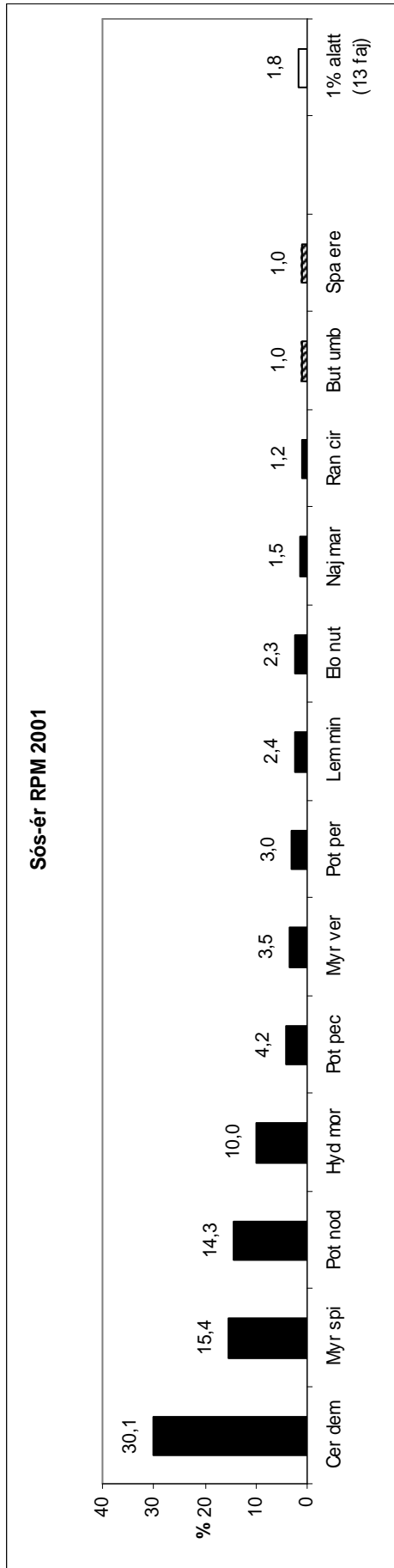




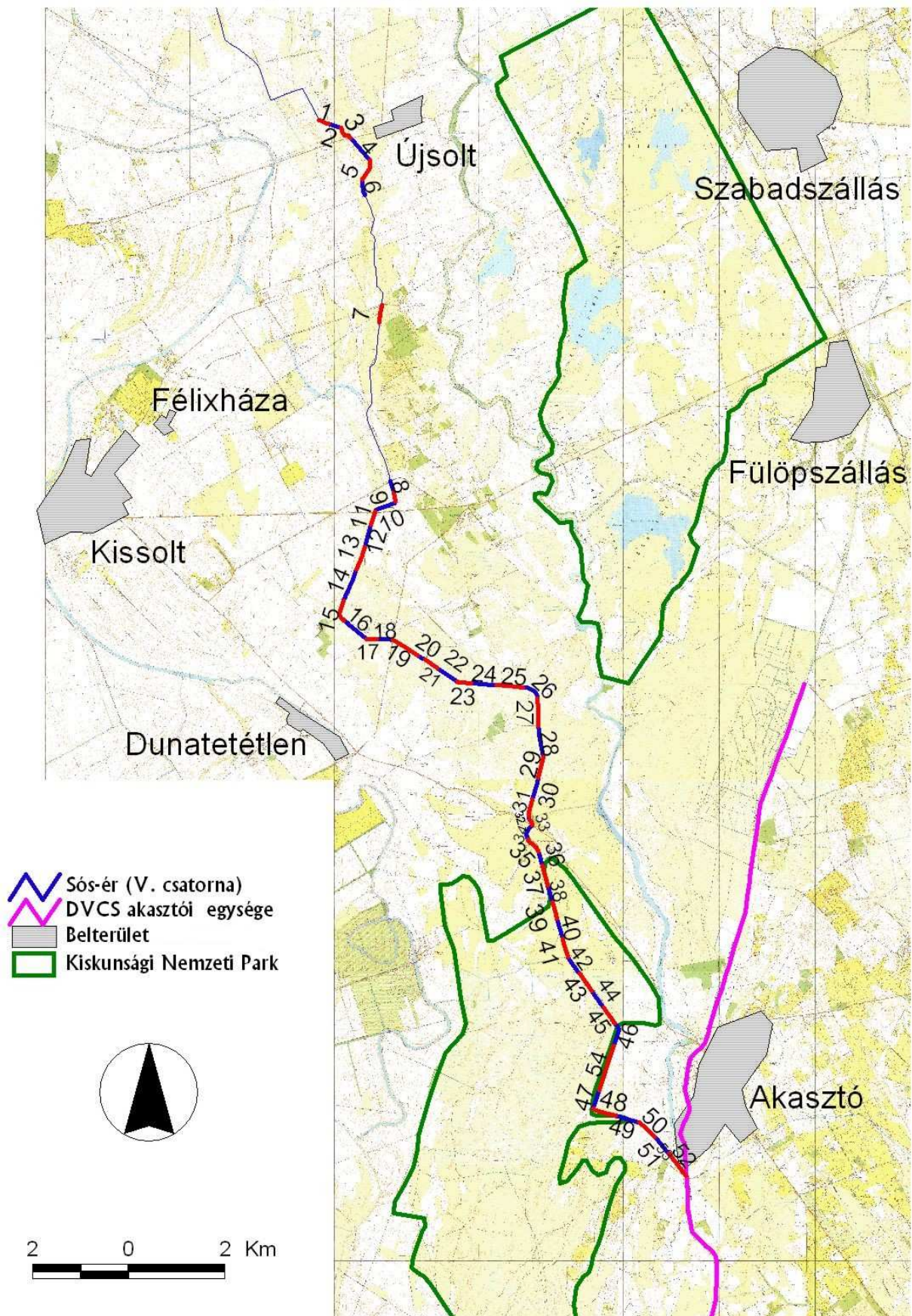


## 84. melléklet

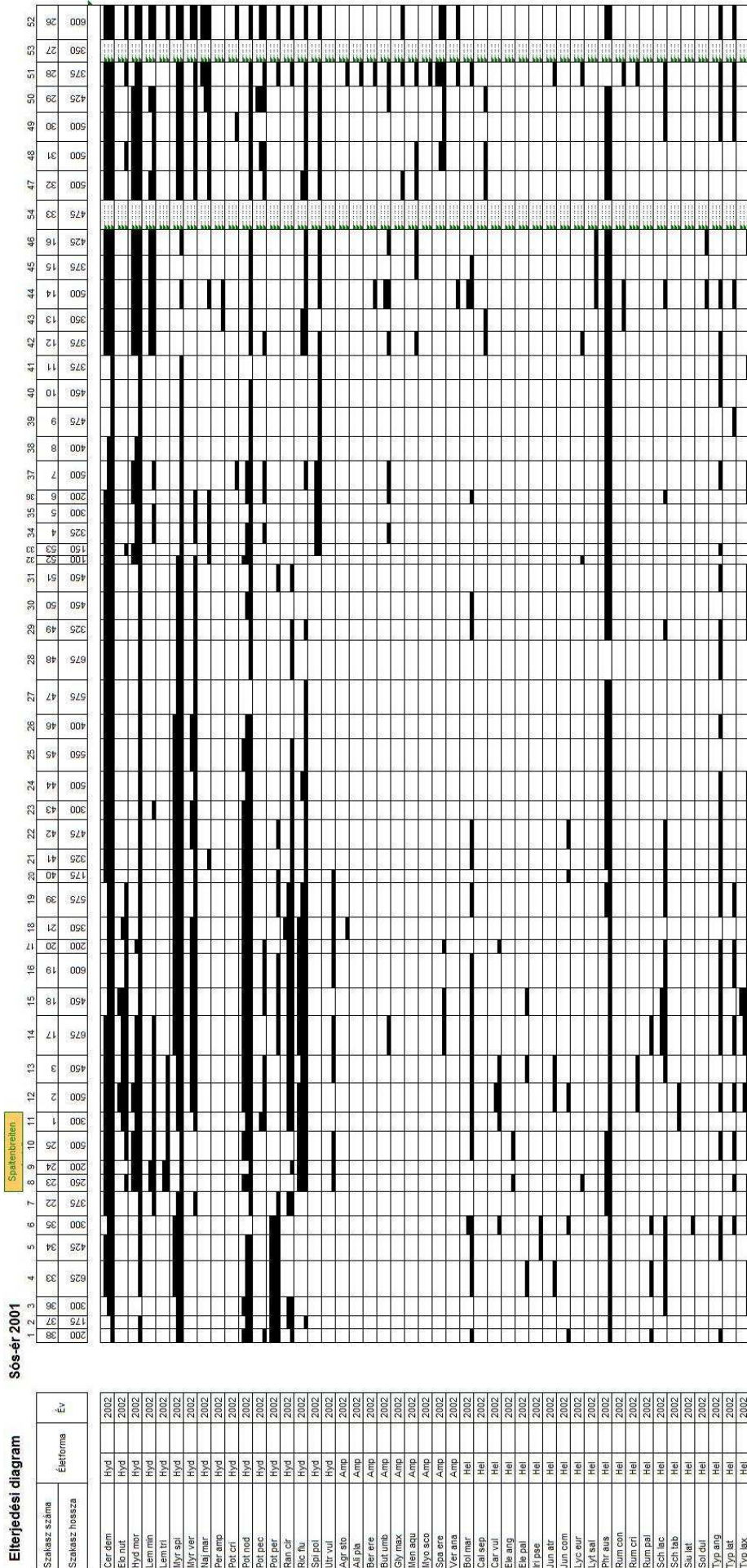




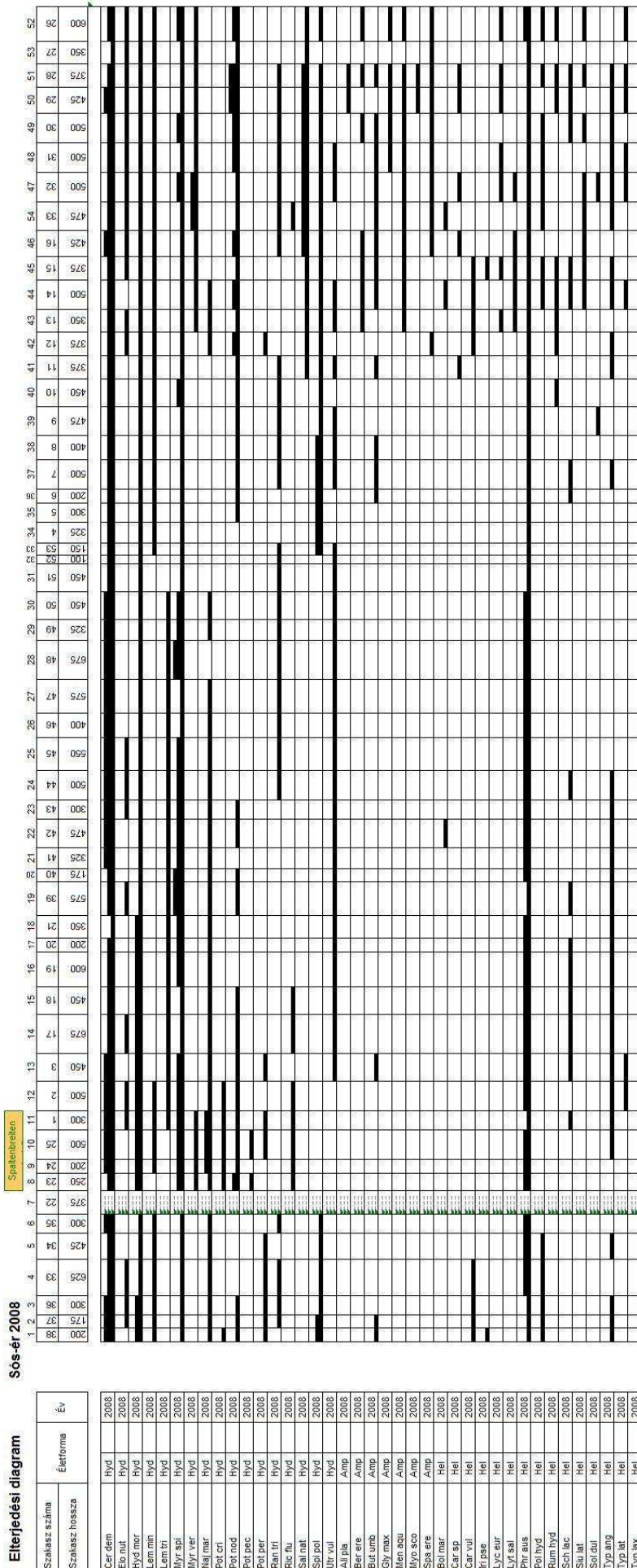
# A Sós-ér vizsgált egységeinek szakaszbeosztása



87. melléklet

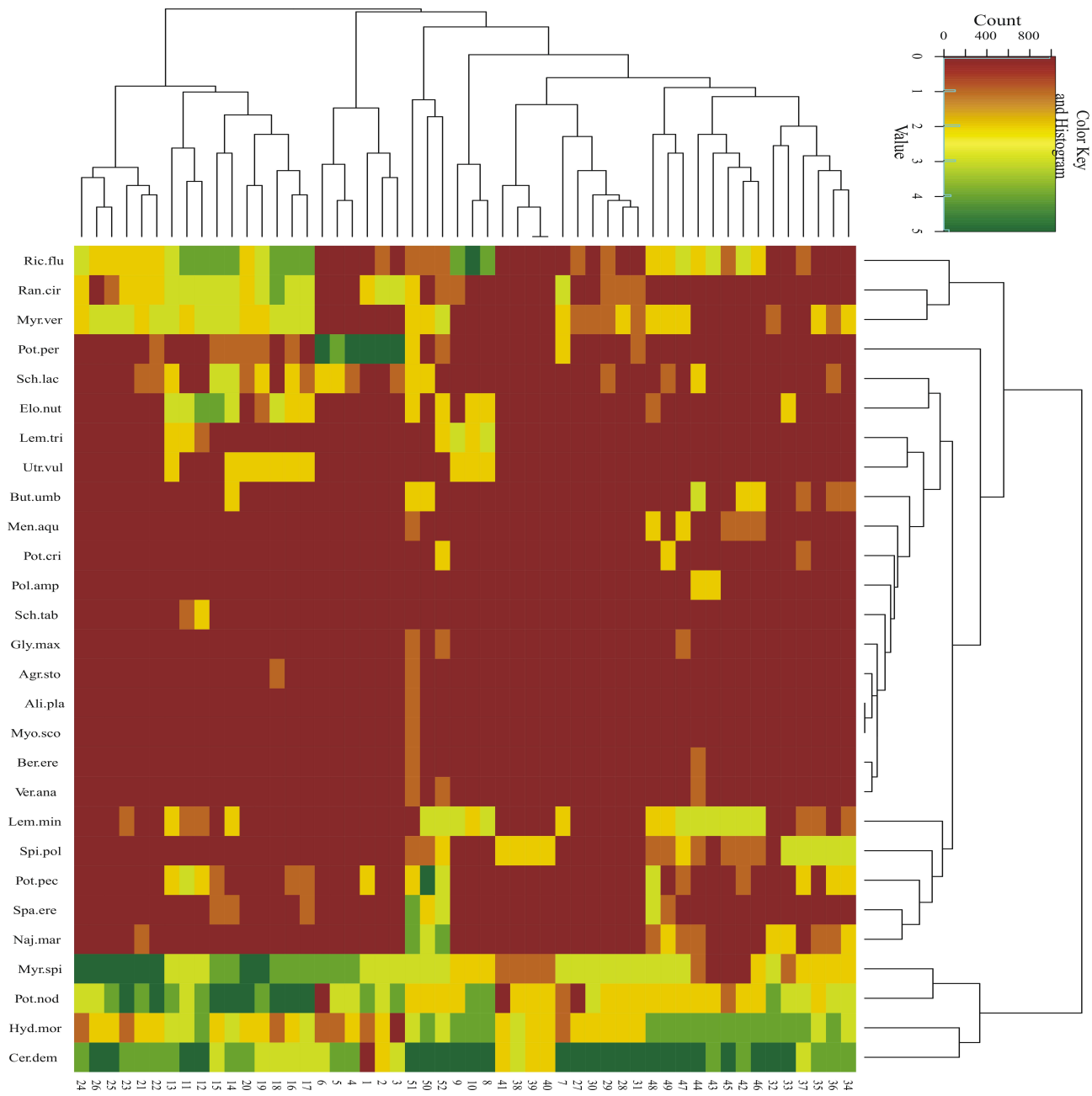


88. melléklet



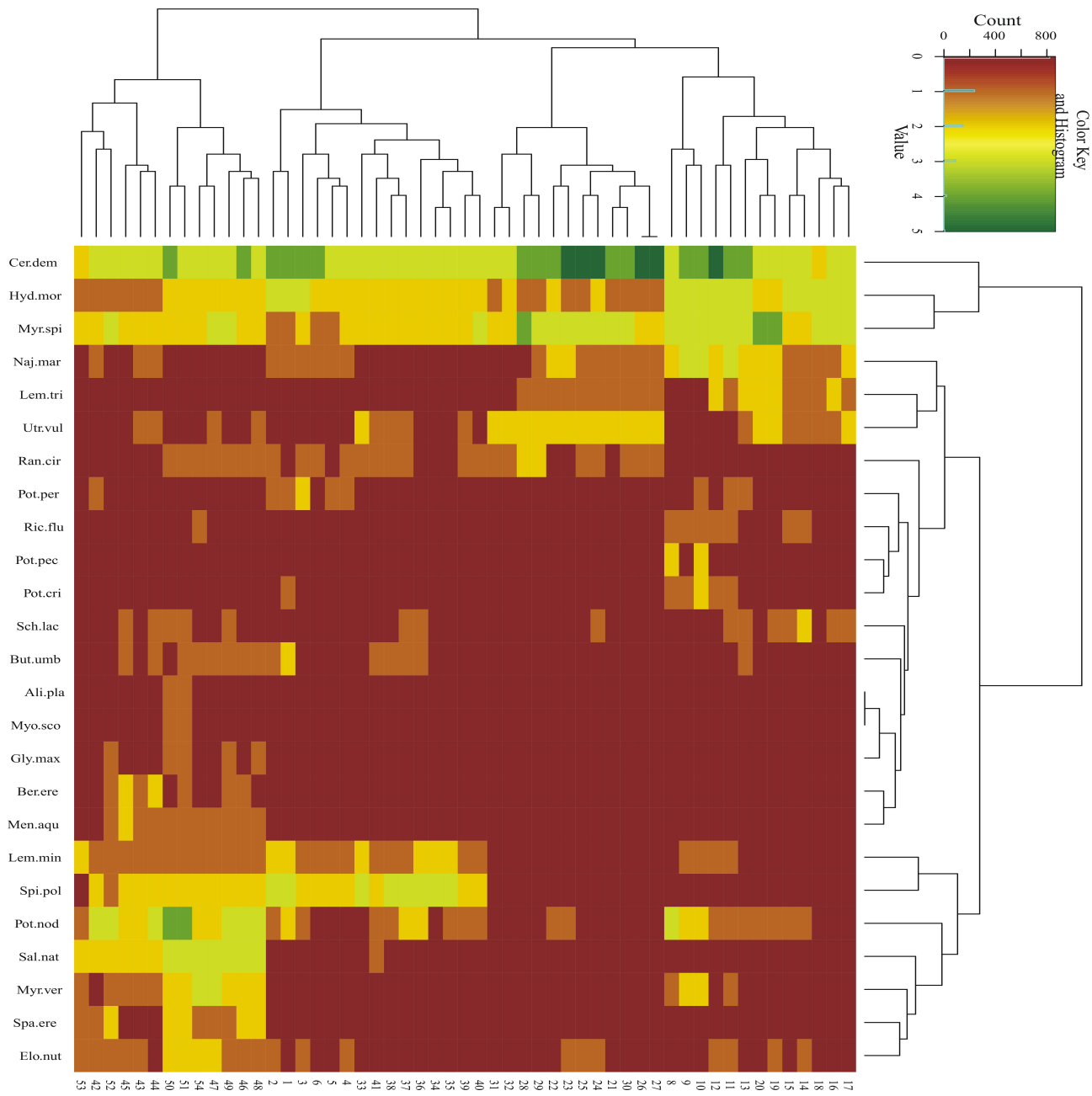
## 89. melléklet

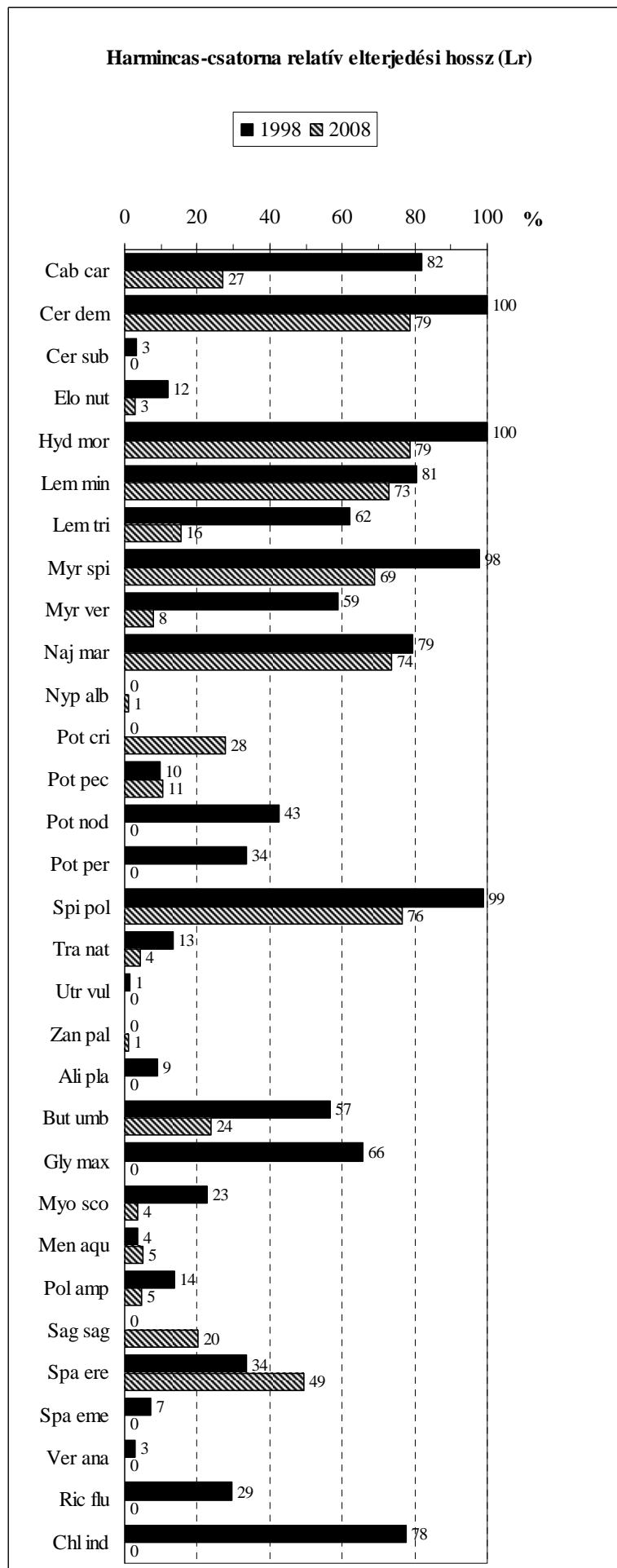
## Sós-ér hőtérvkép 2001



## 90. melléklet

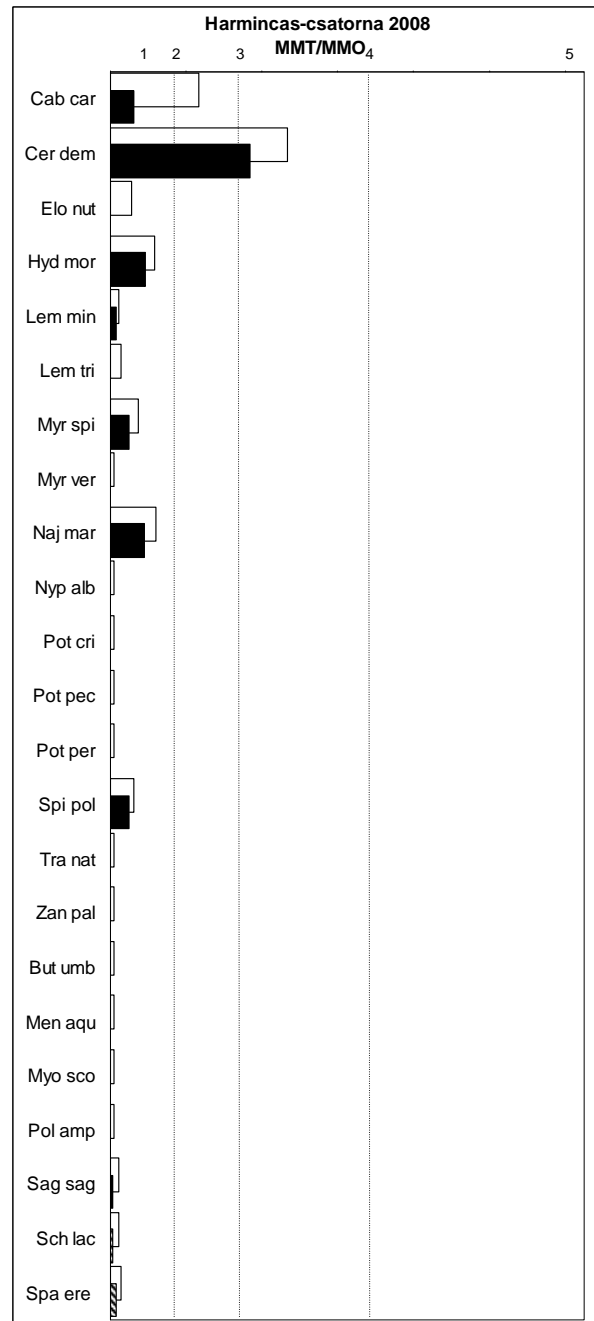
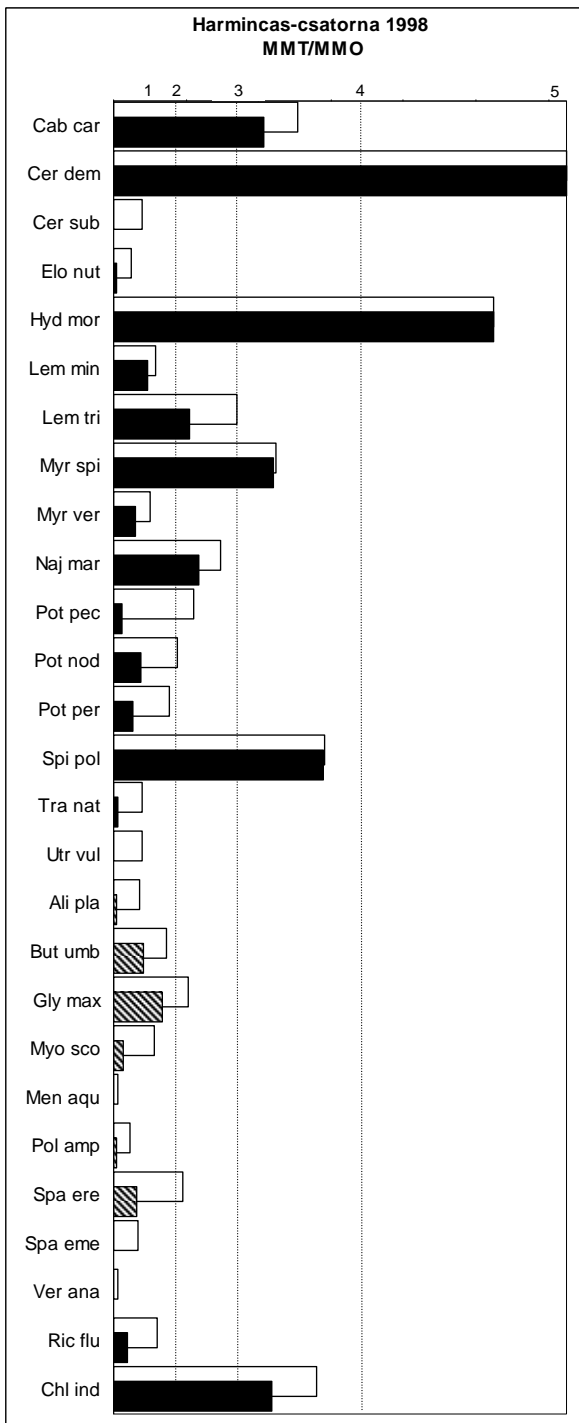
## Sós-ér hőtérekép 2008

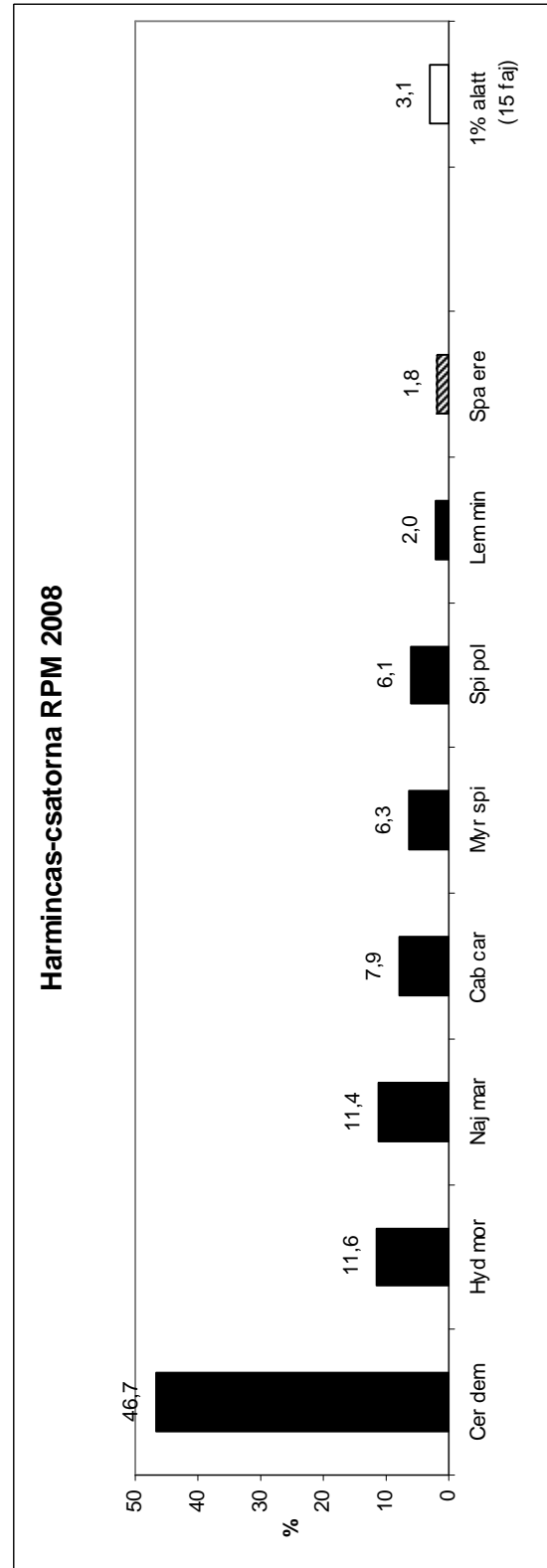
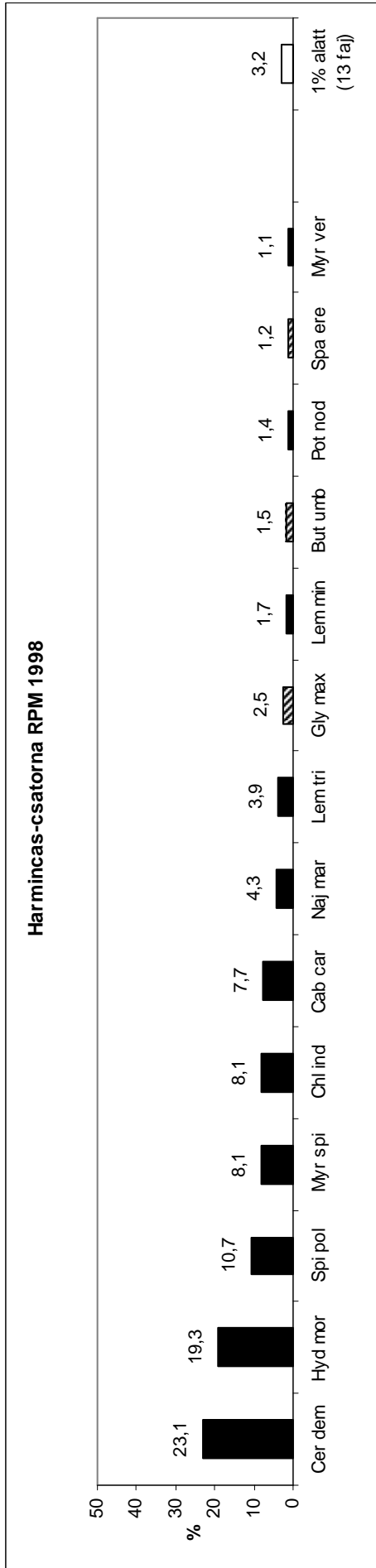




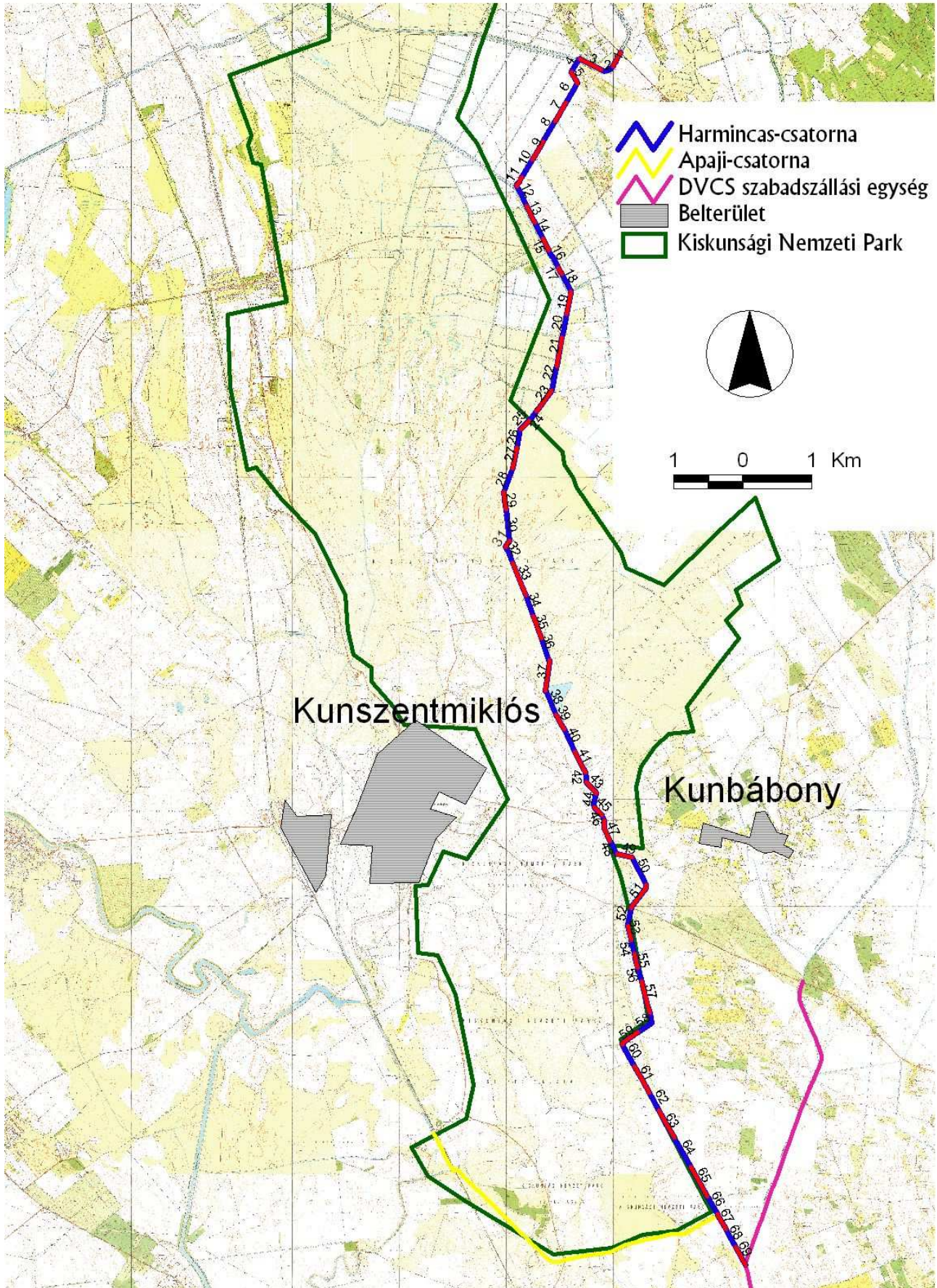


## 92. melléklet



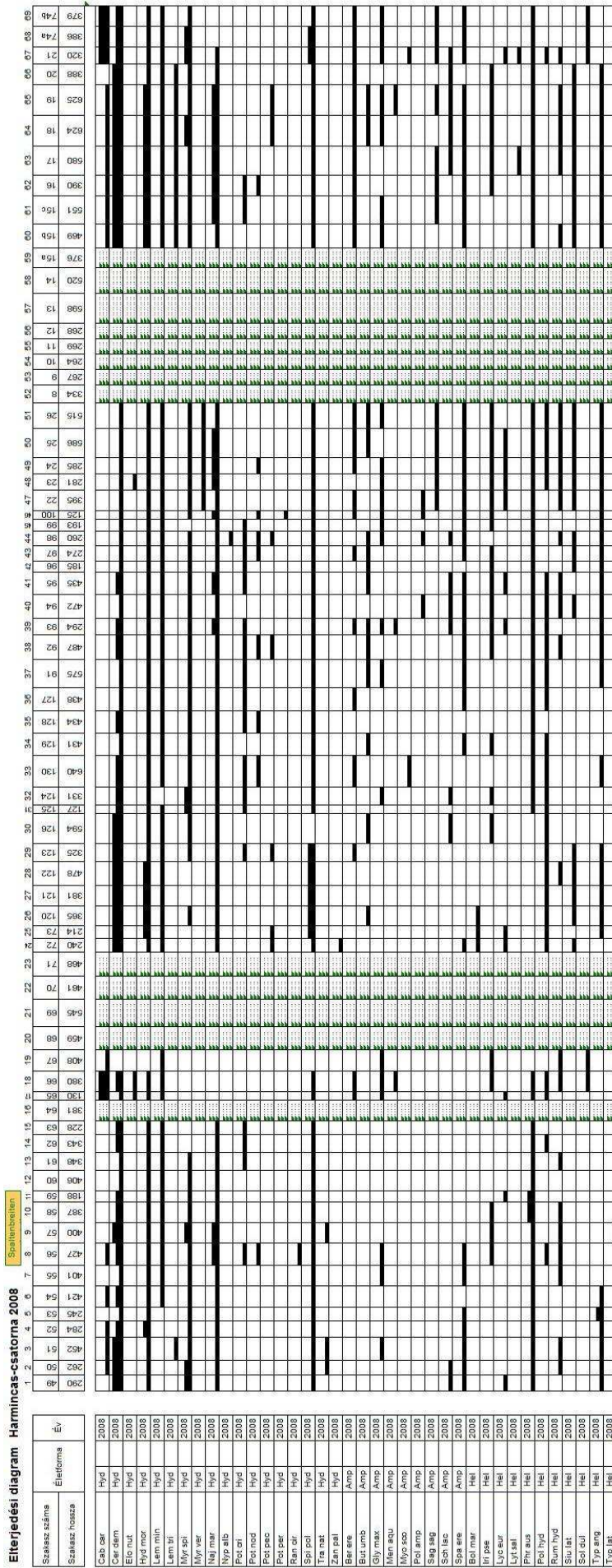


## A Harmincas-csatorna vizsgált egységének szakaszbeosztása



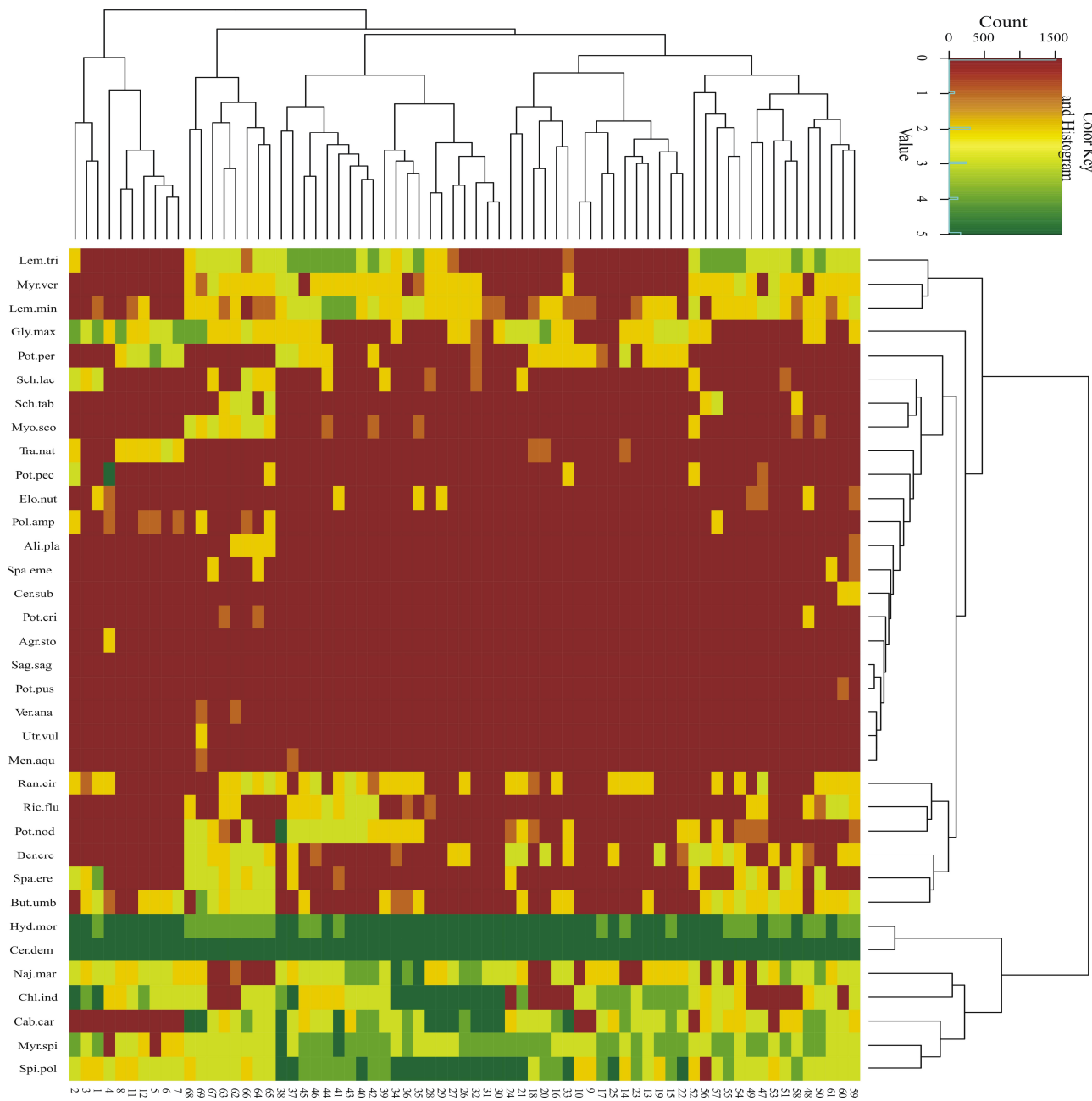


96. melléklet



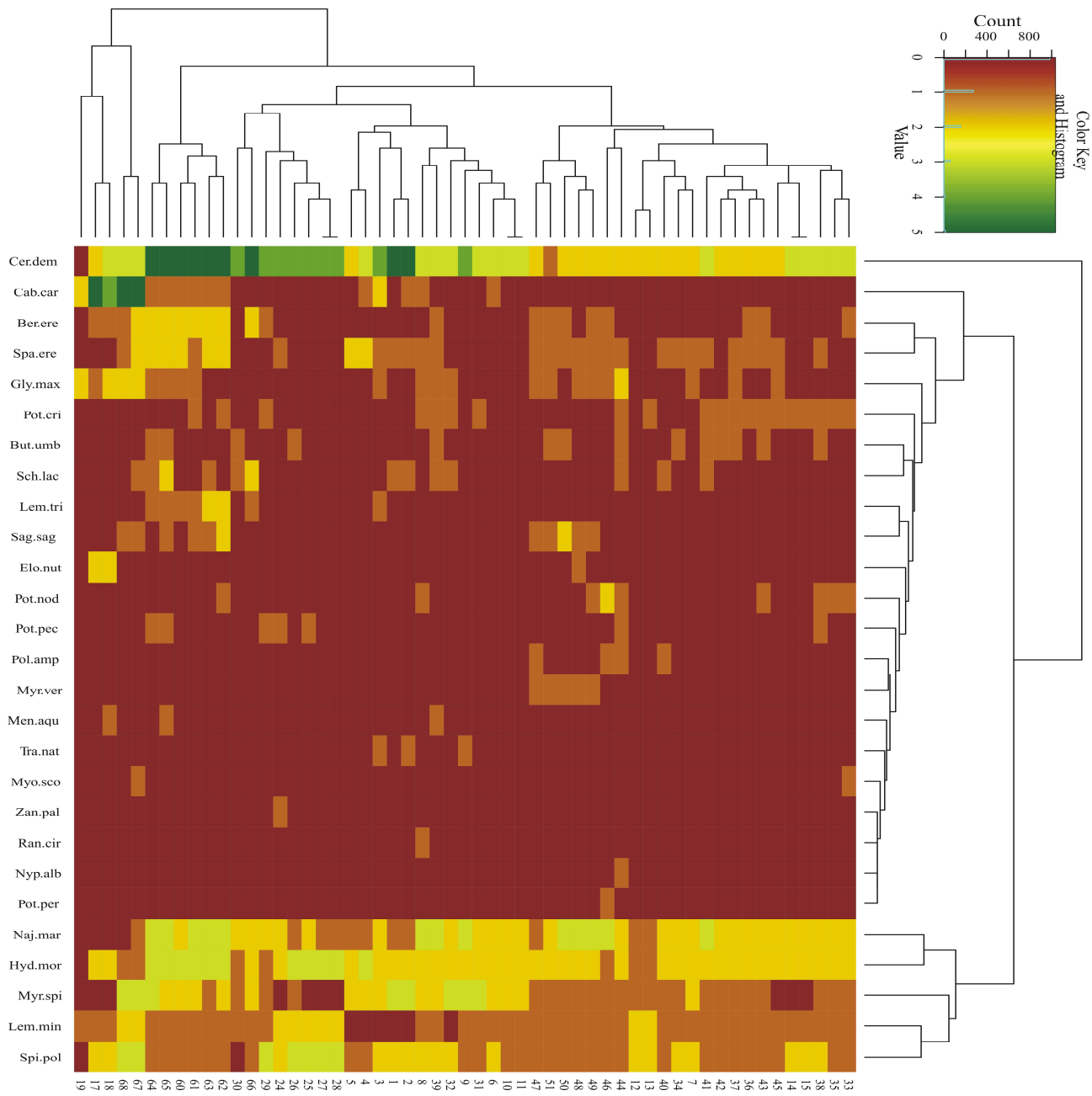
## 97. melléklet

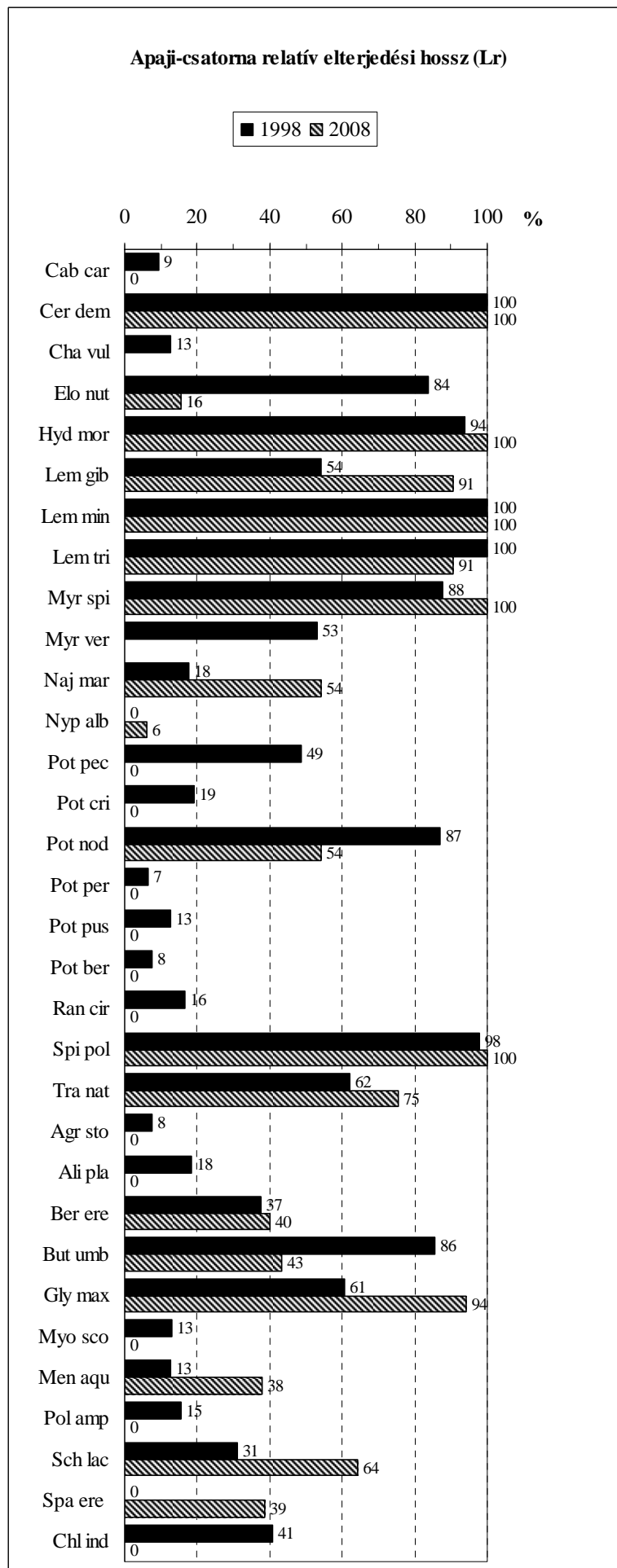
## Harmincas-csatorna hőterkép 1998



## 98. melléklet

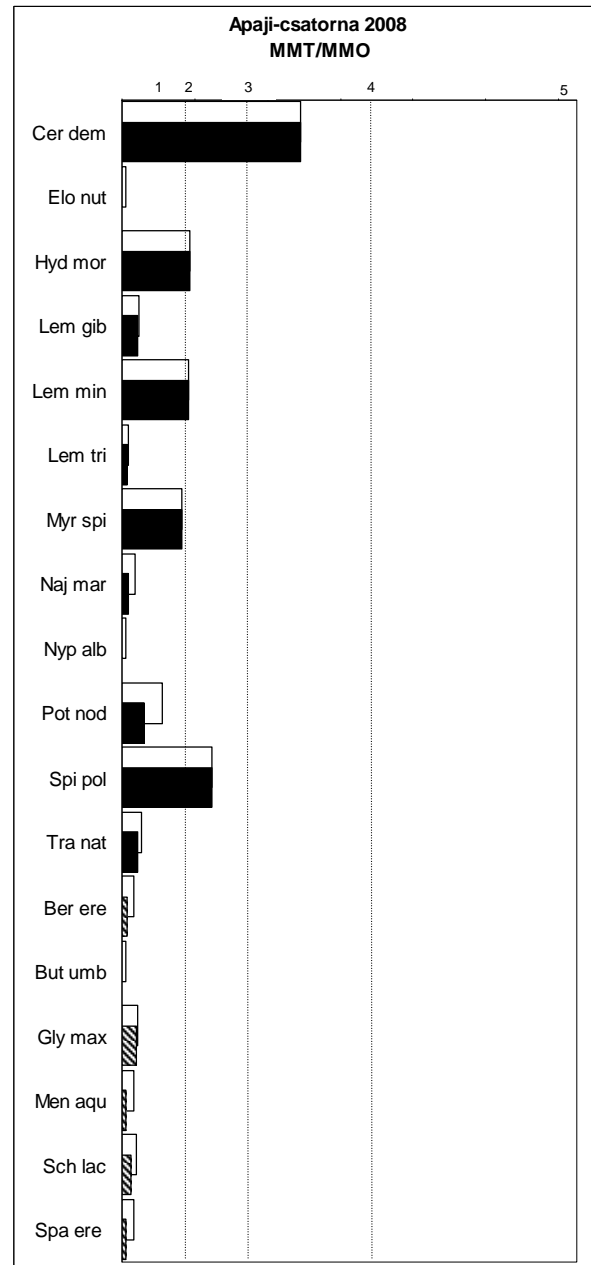
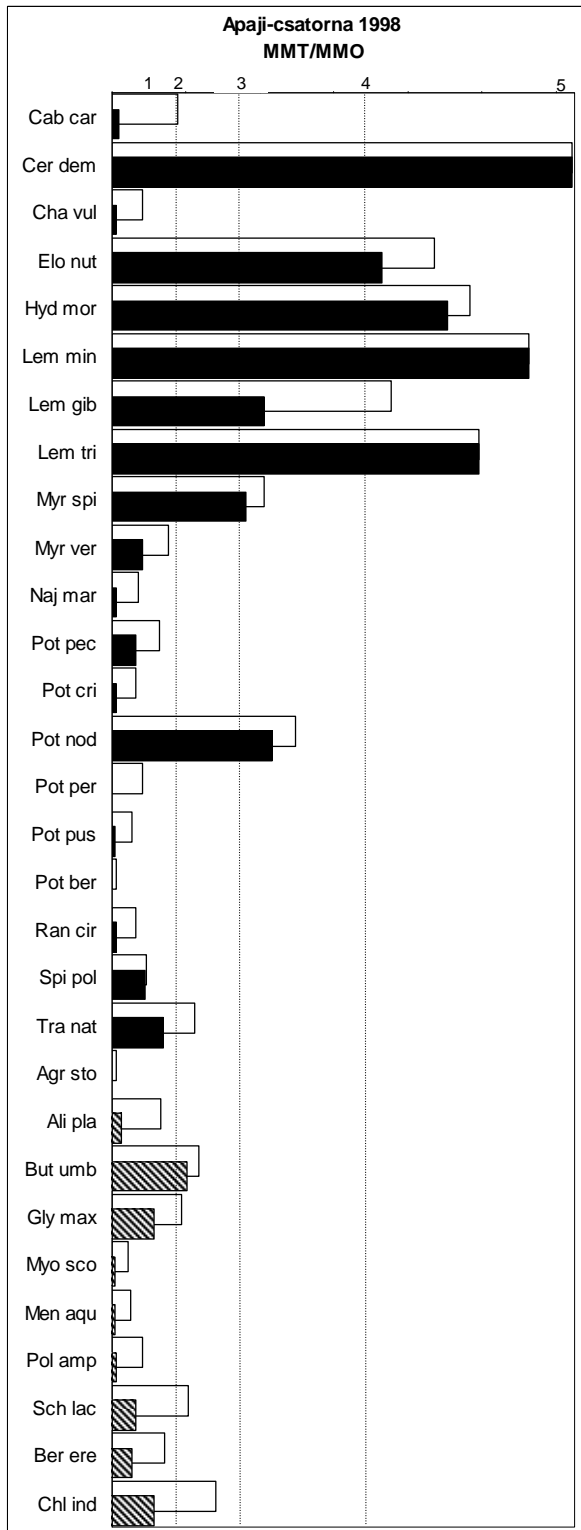
## Harmincas-csatorna hőterkép 2008



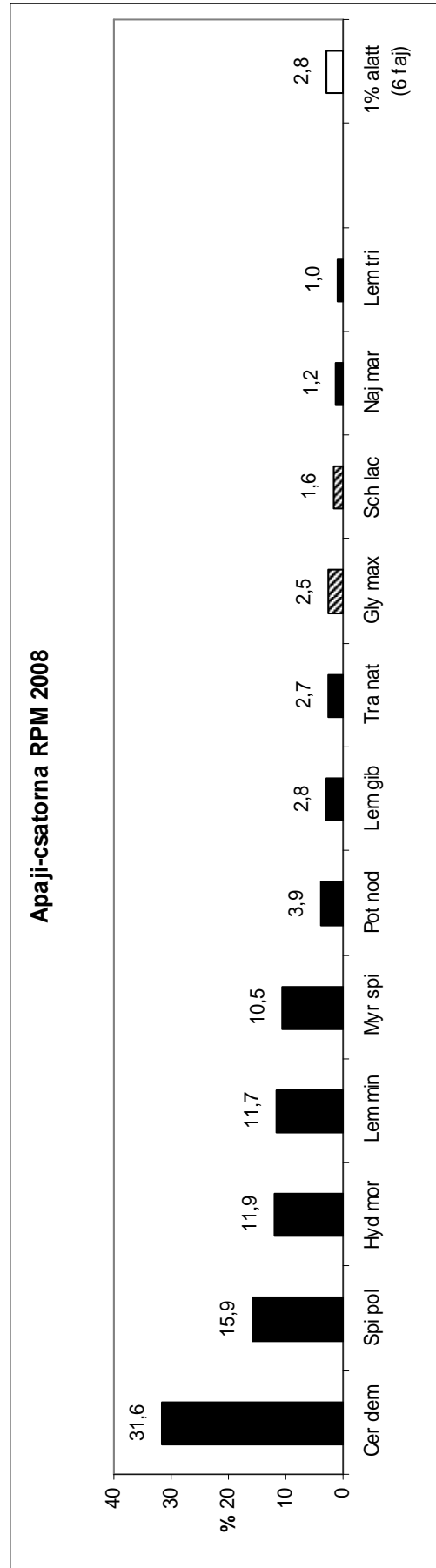
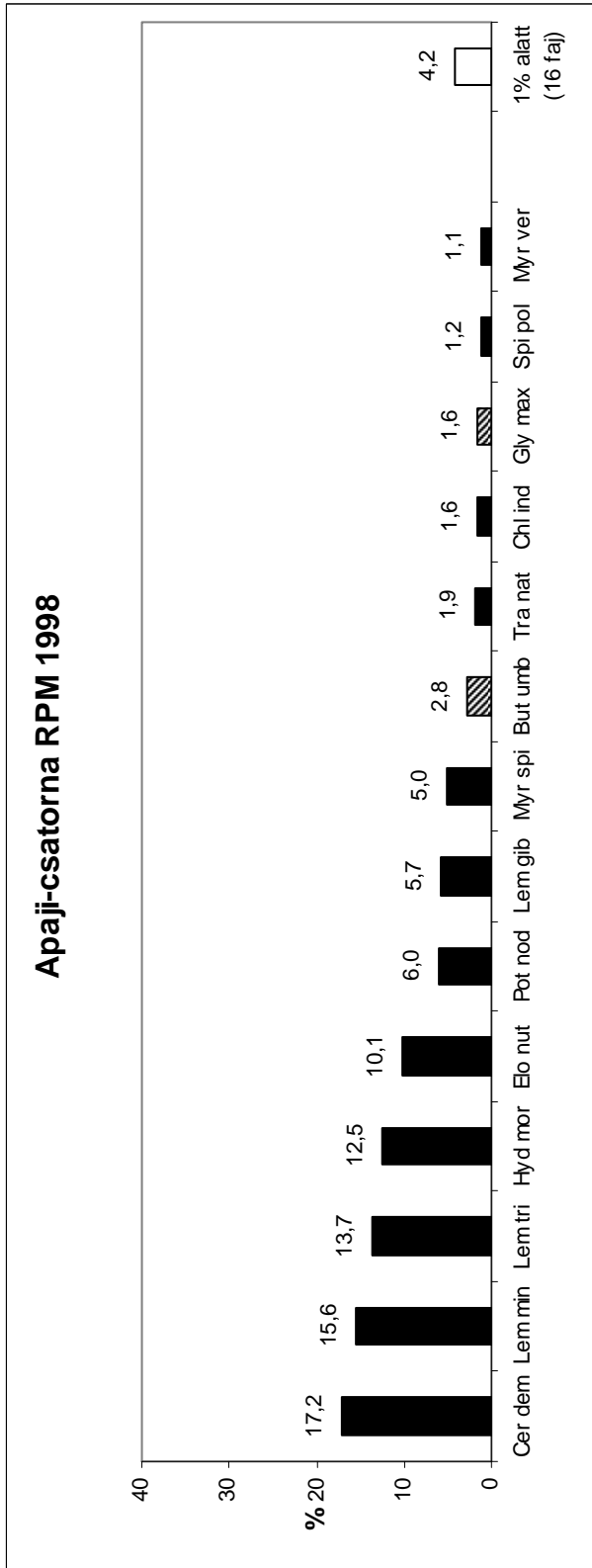




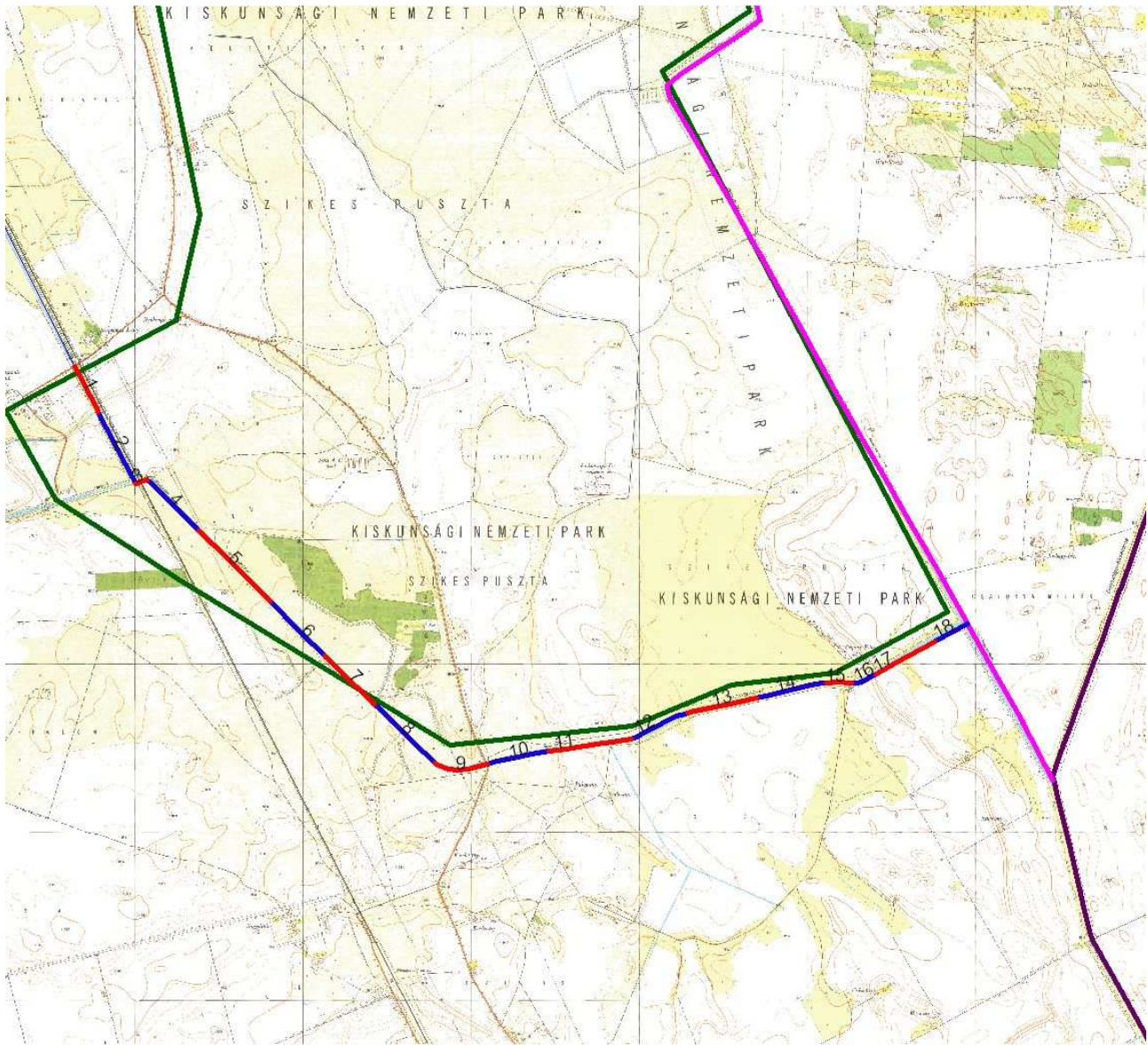
## 100. melléklet







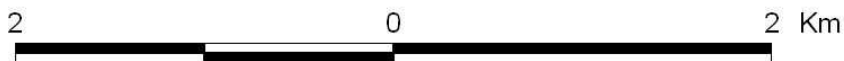
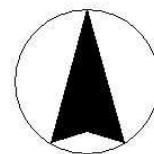
101. melléklet



# Az Apaji-csatorna vizsgált egységének szakaszbeosztása



-  Apaji-csatorna
-  Harmincas-csatorna
-  DVCS szabadszállási egység
-  Kiskunsági Nemzeti Park



## 103. melléklet

## Elterjedési diagram

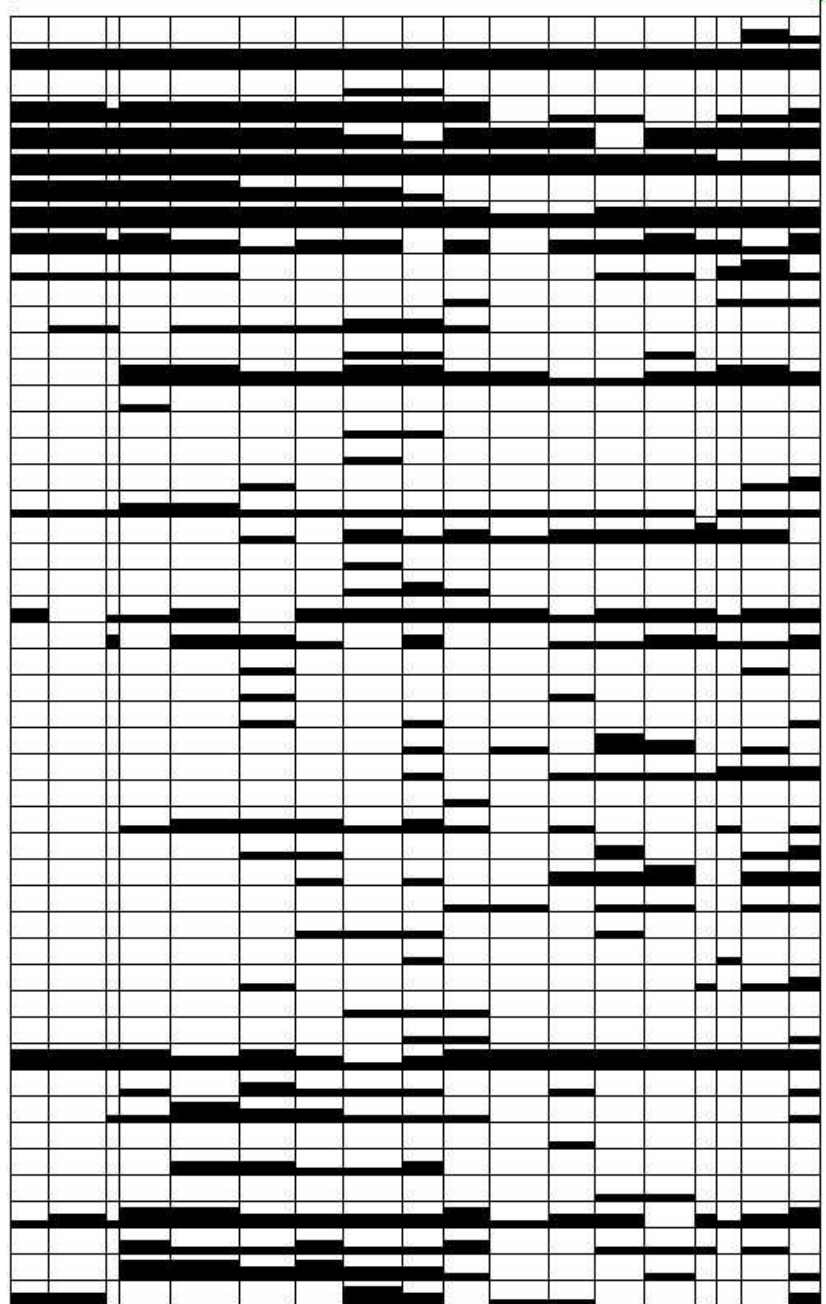
## Apaji-csatorna 1998

Spaltenbreiten

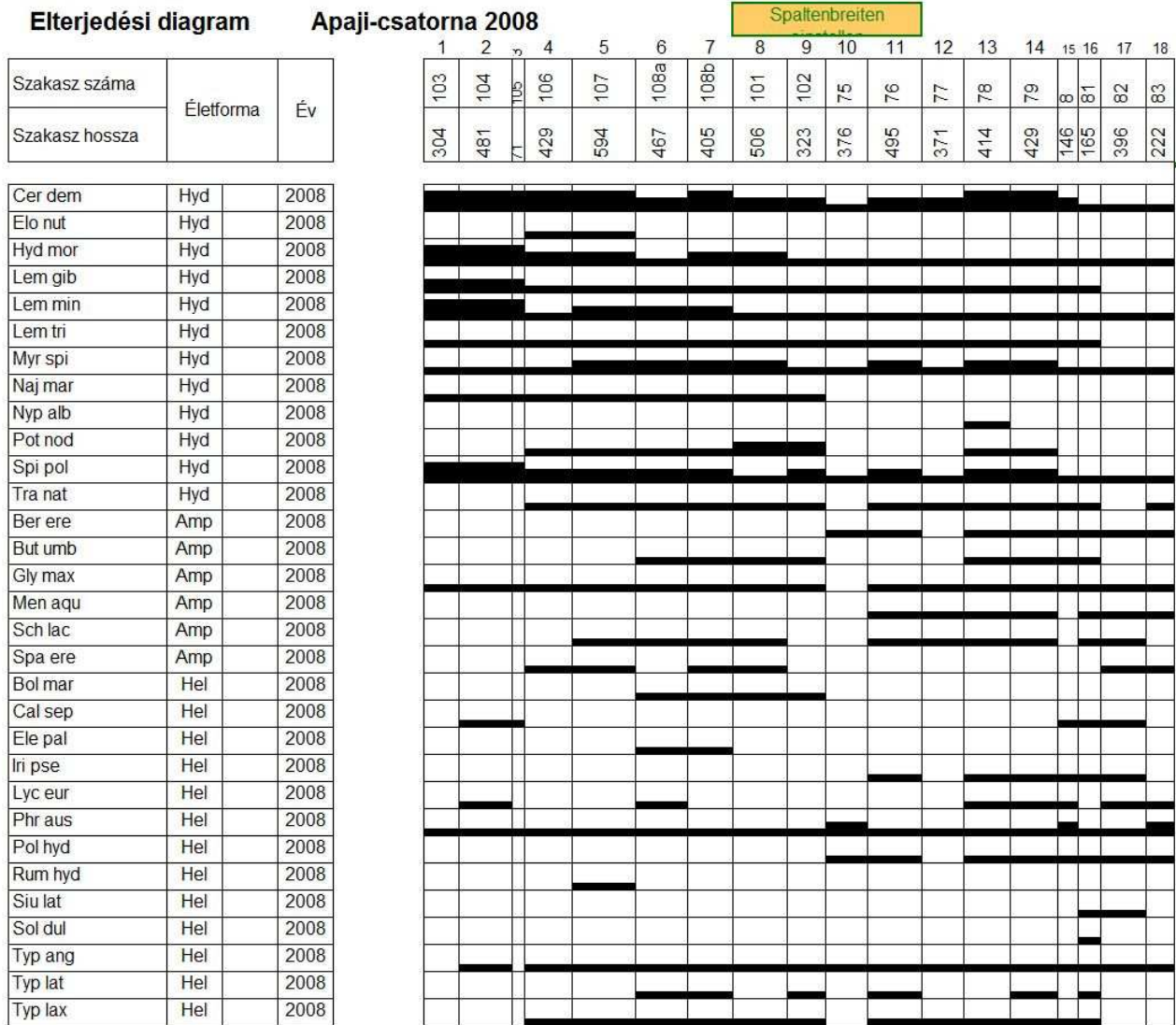
Szakasz száma	Életforma	Év
Szakasz hossza		

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
304	103	104	105	106	107	108a	108b	101	102	75	76	77	78	79	8	81	82	83
		481		429	594	467	405	506	323	376	495	371	414	429	146	165	396	222

Cab car	Hyd	1998
Cer dem	Hyd	1998
Cha vul	Hyd	1998
Elo nut	Hyd	1998
Hyd mor	Hyd	1998
Lem min	Hyd	1998
Lem gib	Hyd	1998
Lem tri	Hyd	1998
Myr spi	Hyd	1998
Myr ver	Hyd	1998
Naj mar	Hyd	1998
Pot pec	Hyd	1998
Pot cri	Hyd	1998
Pot nod	Hyd	1998
Pot per	Hyd	1998
Pot pus	Hyd	1998
Pot ber	Hyd	1998
Ran cir	Hyd	1998
Spi pol	Hyd	1998
Tra nat	Hyd	1998
Agr sto	Amp	1998
Ali pla	Amp	1998
But umb	Amp	1998
Gly max	Amp	1998
Myo sco	Amp	1998
Men aqu	Amp	1998
Pol amp	Hyd	1998
Sch lac	Amp	1998
Ber ere	Amp	1998
Bid tri	Hel	1998
Bol mar	Hel	1998
Car ves	Hel	1998
Car rip	Hel	1998
Cal sep	Hel	1998
Ele pal	Hel	1998
Gal pal	Hel	1998
Iri pse	Hel	1998
Jun atr	Hel	1998
Lyc eur	Hel	1998
Phr aus	Hel	1998
Rum hyd	Hel	1998
Rum pal	Hel	1998
Sal cap	Hel	1998
Sch tab	Hel	1998
Siu lat	Hel	1998
Typ ang	Hel	1998
Typ lat	Hel	1998
Typ lax	Hel	1998
Chi ind	Alg	1998

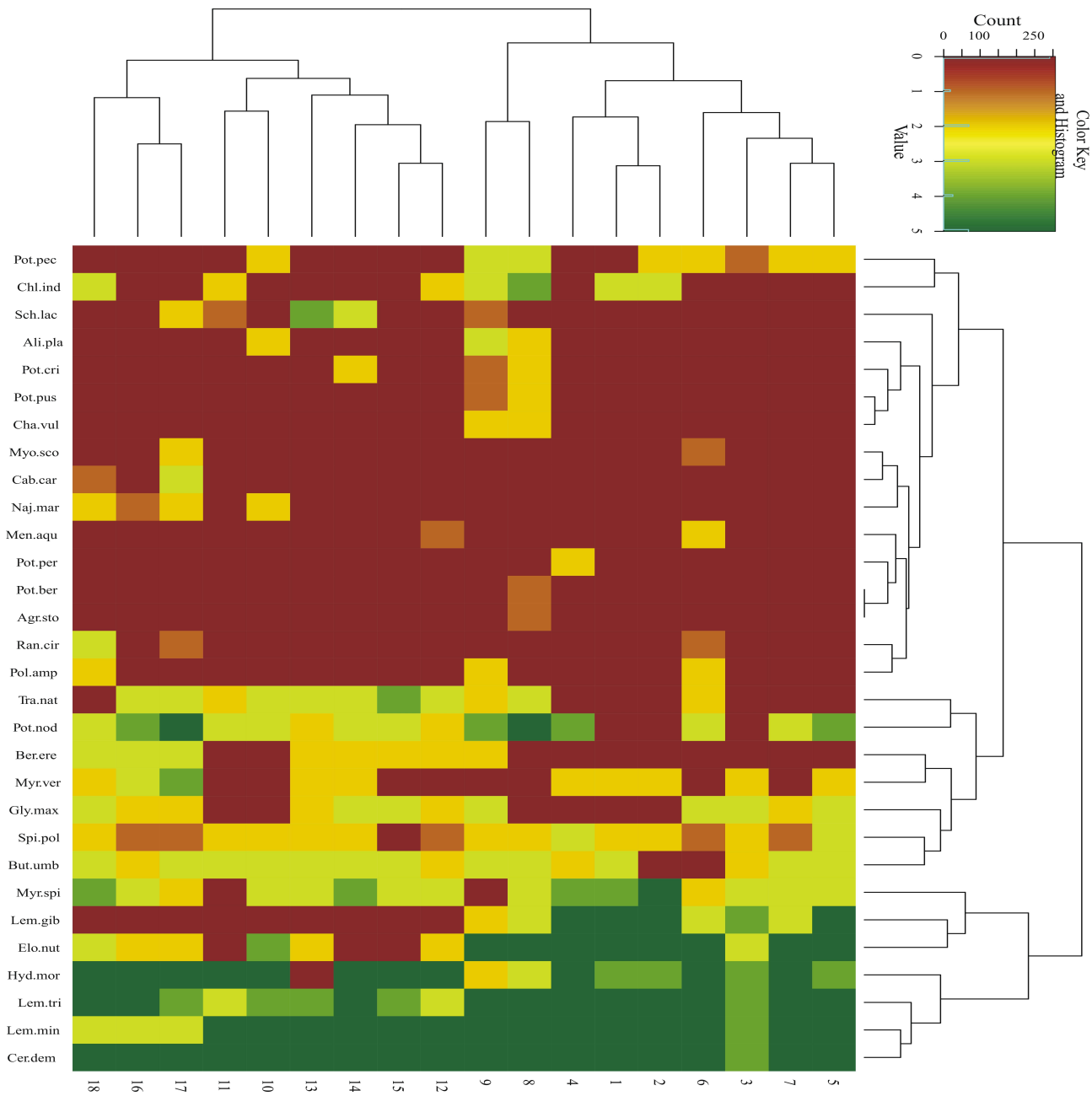


## 104. melléklet



## 105. melléklet

## Apaji-csatorna hőterkép 1998



## 106. melléklet

## Apaji-csatorna hőtérkép 2008

