



SZENT ISTVÁN EGYETEM
MEZŐGAZDASÁG- ÉS KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KAR
KÖRNYEZET- ÉS TÁJGAZDÁLKODÁSI INTÉZET
TERMÉSZETVÉDELMI ÉS TÁJÖKOLÓGIAI TANSZÉK

KISKUNHALAS KÖRNYÉKI HULLADÉKLERAKÓ JÖVŐBENI KÁRMENTESÍTÉSÉNEK TERMÉSZETVÉDELMI SZEMPONTÚ HATÁSBECSLÉSE

Készítette:
Kende Zoltán
SZIE-MKK/KTI 2. évfolyam
Természetvédelmi mérnök M.Sc. hallgató

Belső konzulens:
Dr. habil. Barczy Attila
egyetemi docens

Dr. Centeri Csaba
egyetemi docens



Gödöllő
2012

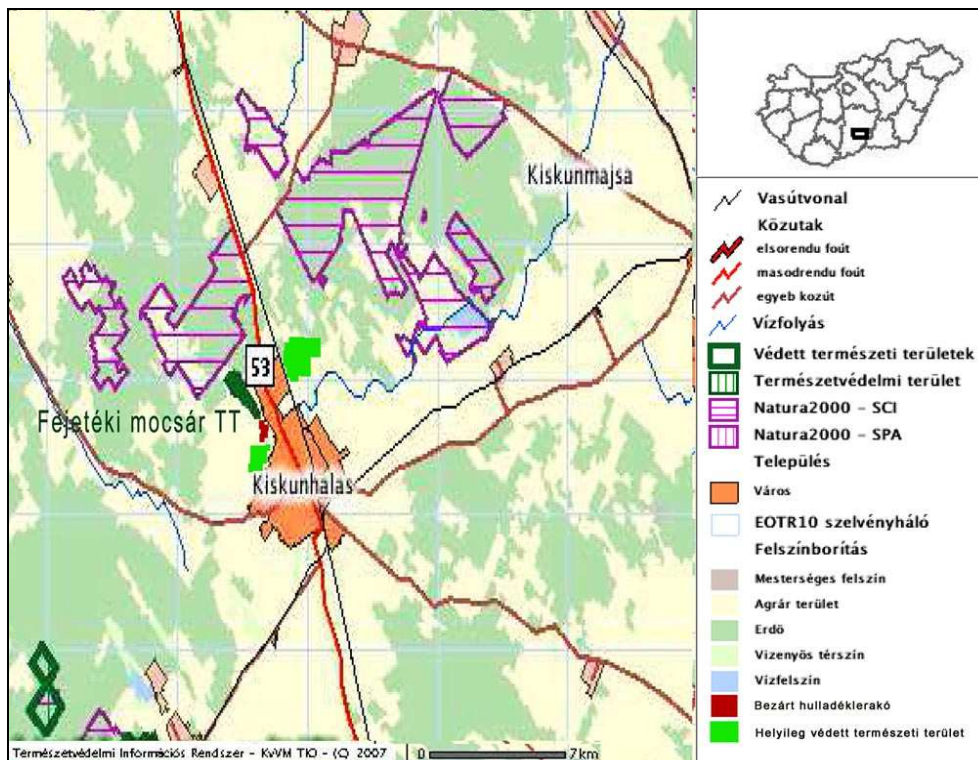
Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	3
2. Előzmények, szakirodalmi áttekintés	7
2.1. A táj képének kialakulása	7
2.2. Éghajlat és vízrajz	10
2.3. Tájhasználat	11
2.4. A rekultiváció és a kármentesítés fogalomköre	13
2.5. Ökológiai restauráció szerepe a Nemzeti Ökológiai Hálózat fejlesztésében	17
2.6. Biomarkerek, bioindikáció és biomonitoring	19
3. Vizsgálati módszerek	21
4. Vizsgálati eredmények és értékelésük	25
4.1. A táj változása	25
4.2. A Fejetéki mocsár Természetvédelmi Terület	28
4.3. A kiskunhalasi Csetényi parki helyi jelentőségű védett természeti terület	29
4.4. A hulladéklerakó vegetációjának cönológiai becslésen alapuló felmérésének eredménye.....	30
4.5. A táj természeti és környezeti állapotának értékelése	33
4.6. A kármentesítési eljárás folyamata és várható eredménye	38
4.7. A lehetséges bevándorló fajok	39
5. Javaslatok	41
5.1. A javasolt monitoring ismertetése	41
5.2. A kármentesítés utáni tájrendezés	41
6. Összefoglalás	44
7. Forrásmunkák jegyzéke	45
8. NYILATKOZAT	48
8. Mellékletek	49

1. Bevezetés

Napjainkban egyre inkább előtérbe kerül az elmúlt száz–százötven év emberi beavatkozásának a természeti környezetre gyakorolt hatása. Számos esettanulmány, elmélet és elképzelés került napvilágra már egy-egy táj átalakulásának pontos okairól és eredményeiről. Ezeket az elméleteket és eseteket áttanulmányozva fel kell ismernünk, hogy komoly problémával állunk szemben és, hogy nagy részük antropogén eredetű. A felismerések hatására ezeket az átalakult tájakat a lehetőségekhez mérten, a legújabb tudományos eredmények és technológiák birtokában folyamatosan megpróbáljuk visszaállítani az eredeti, vagy legalább ahhoz közeli állapotukba. Ám minden helyreállítási törekvés egyben egy újabb behatás a természet folyamataiba, éppen emiatt pontosan meg kell tervezni minden beavatkozást, legyen az jószándékú helyreállítás, vagy egy szükséges új gazdasági beruházás.

Egy-egy beavatkozás rendszerint komoly hatással van a szennyezés hatására kialakult ökoszisztémákra és tájképre, valamint az eredeti élővilágra is. Évéggett fontos megvizsgálni az adott táj kialakulását, felépítését, megtervezni minden, a tájat érintő tevékenységet és megbecsülni a beavatkozás aktuális és leendő ökológiai hatásait, valamint az ezekkel kapcsolatos elméleteket. A hatásoknak a megbecslése nem egyszerű feladat, nem kizárólag a környezeti rendszerek bonyolultsága végett, hanem már a becslés alapjául szolgáló, a táj kialakulására vonatkozó elképzelések és elméletek időnkénti megkérdőjelezhetősége miatt is. Például hazánk első nemzeti parkja, az 1973-ban alapított Hortobágyi Nemzeti Park szikes pusztáinak kialakulásáról az az elmélet volt elfogadott több évig, hogy a Tisza és mellékfolyóinak szabályozása folyamán alakult ki. Ezt az elméletet hirdeti például RAPAICS RAJMUND botanikus, aki a következőképpen fogalmaz: *„a Hortobágy sem természeti, sem egyéb viszonyait tekintve nem mondható ősinék, hanem éppen ellenkezőleg, egy régen tönkrement fejlettebb őállapot letarolt és teljesen megsemmisített, később pedig végleg lezúllott maradványának”* (RAPAICS, 1916). Ez az elmélet számtalan szakmai vitát generált, ám mára már igazolt több részeredményből, valamint MOLNÁR ZSOLT kutatásából is, hogy a Hortobágyon a sziki fajok és a szikes termőhelyek lecsapolások előtti megléte arra enged következtetni, hogy a terület szolonyec szikesei nem a lecsapolások következtében jöttek létre, hanem már előtte is léteztek, mégpedig nagy kiterjedésben (MOLNÁR, 2007).



1. ábra: a vizsgált terület bemutatása (Forrás: geo.kvvm.hu/tir; saját szerkesztés 2012)

A kiskunhalasi Fejétki Mocsár Természetvédelmi Terület és a kiskunhalasi Csetényi park helyi jelentőségű védett természeti terület is egy hasonló kármentesítési beavatkozás révén, – mint ami Ócsán történt – lesz közvetve érintett. A védett természeti területek lényegében közrefognak egy 1993-ban bezárt hulladéklerakót (1–2. ábra), amely mintegy 13,77 hektáron terül el. Az elmúlt húsz év során számos felmérés és terv készült a hulladéklerakó rekultivációjáról, továbbá kármentesítéséről, de anyagi okok miatt eddig eredmény nem született. Az események csak hazánk Európai Unió csatlakozása után gyorsultak fel. Az Alsó–Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség a 20025-1-1/2004-es határozatával előírta Kiskunhalas Város Önkormányzatának részére a hulladéklerakó teljes körű környezetvédelmi felülvizsgálatát. A felülvizsgálat megtörtént, a Hatóság azt elfogadta és 2007-ben rekultivációra feljogosító engedélyt adott ki. Ezek után 2010-ben a Hulladéklerakó felülvizsgálati eredményei és civil szervezeti bejelentések alapján a Hatóság az Önkormányzatot tényfeltárás elvégzésére kötelezte, a határidő 2011. október 31-e volt. Erre az Önkormányzatnak nem volt meg a szükséges anyagi forrása, ennek következtében a 2009 decemberében megjelent, Nemzeti Fejlesztési Ügynökség által kiírt, kétfordulós KEOP-2009-7.2.4.0.-*Szennyezett területek kármentesítése* c. pályázat első fordulóján, 2010-ben sikeresen pályázott, ami lehetővé tette a Hatóság által előírt tényfeltárás elvégzését. Amennyiben az Önkormányzat a második fordulón is sikeresen pályáz és megnyeri a kármentesítési beavatkozáshoz szükséges anyagi forrást, abban az esetben 2013-ban a jelenlegi Hulladéklerakó

felszámolásra kerül, és helyén újra kialakulhat az a tájkép, mint az 1960-as évek idején volt, amikor elkezdték a területre a kommunális hulladékot szállítani.

Az kialakuló zöld övezet előreláthatólag befolyásolhatja a védett természeti területek és a bezárt hulladéklerakó környezetében jelenleg is megtalálható biotikus és abiotikus tényezőket, valamint azok hatásait. Emiatt fontos megismerni a lehetséges forgatókönyveket, amivel később az országosan védett természeti terület érezheti meg leginkább a kármentesítés eredményeinek hatását, vagyis az aktuálisan a környezetben megtalálható szennyező anyagok mobilizálódását, eltűnését, illetve az invazív fajok előretörését a kedvezőbb ökoszisztéma feltételek végett.



2. ábra: A vizsgált terület és környéke madártávlatból (Fotó: Bucsi, 2010)

Így a dolgozatomban a már említett KEOP pályázati forráson elkészített, a hulladéklerakóhoz kapcsolódó Tényfeltárási Záródokumentációt, a Fejetéki mocsár Természetvédelmi Területen, 2006-ban HORVÁTH ANDRÁS ökológus által elvégzett állapotfelmérést és az idén, 2012-ben a Magyar Biodiverzitás Kutató Társaság által elvégzett újbóli állapotfelmérést, a hulladéklerakón végzett saját cönológiai felmérésemet, és az ökológiai, környezeti és társadalmi tényezőket figyelembe véve, a következő célkitűzéseket fogalmazom meg:

- A téma fontosságának ismertetése;
- A táj bemutatása (kialakulása, éghajlat, vízrajz, tájhasználat);
- A rekultiváció és a kármentesítés fogalomkörének megtárgyalása;

- Az ökológiai hálózat és a restaurációs ökológia ismertetése;
- A biomarkerek, a bioindikáció és a biomonitoring bemutatása;
- A táj változásának vizsgálata;
- A hulladéklerakó vegetációjának cönológiai felmérése és kiértékelése;
- A táj természeti és környezeti állapotának értékelése;
- A kármentesítési eljárás eredményének becslése (módszerei, ökológiai hatása stb.);
- Monitoring és tájrendezési javaslatok megfogalmazása.

2. Előzmények, szakirodalmi áttekintés

A Fejertéki Mocsár Természetvédelmi Területet a természetvédelemről szóló 1982. évi 4. tvr. végrehajtására kiadott 8/1982. (III. 15.) MT rendelet 11. §-ának alapján, a 14/1992 KTM rendelet nyilvánította ki, mintegy 25,4 hektáron, országosan védett természeti területté. A rendelet 1992. július 15-én lépett hatályba. Bár a 3/2008 KvVM rendelet a természetvédelmi kezelési tervek készítésére, készítőjére és tartalmára vonatkozó szabályokról előírja a területre vonatkozó kezelési tervek elkészítését, kihirdetését és a kezelési terv tíz évenkénti felülvizsgálatát, a területre kezelési terv ez idáig még nem lett jogszabályban kihirdetve ([http4](http://www.kormany.hu)). A kiskunhalasi Csetényi park helyi jelentőségű védett természeti terület védelmét Kiskunhalas Város Önkormányzatának 22/2005 (VI.01). számú rendeletének módosítása képpen a 15/2007 (IV.27.) számú rendelet nyilvánította ki, amely 2007. április 27-én lépett érvénybe. A hatályos jogszabály erre a helyileg védett területre a kezelési szabályokat is tartalmazza.

A vizsgált terület a Duna-Tisza közének déli részén található, Kiskunhalas városának északnyugati részén (EOTR10 szelvény: 26–114). Hatóságilag az Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség, valamint a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságának illetékességi területén található, utóbbi a természetvédelmi terület kezelője is.

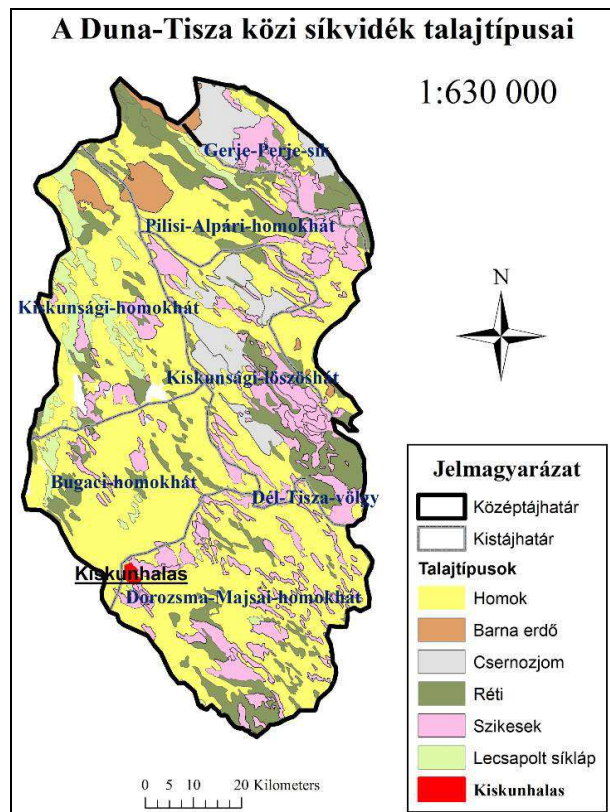
Maga Kiskunhalas városa Szeged és Baja között, körülbelül félúton található, a Szerb határtól mintegy 40 km-re. A településen áthalad a MÁV 150-es számú vasútvonala, és az 53-as számú főút is. A város a nevét valószínűleg a betelepülő kun Csertán (csuka) nemezettségéről és a város melletti halban bővelkedő hajdani nagy tóról kapta. Közigazgatási területe közel 228 km², ebből belterület: 1395 ha, külterület 21359 ha, jelenlegi lakossága kb. 35 000 fő, népsűrűsége 128,9 fő/km².

2.1. A táj képének kialakulása

A vizsgált terület az Alföld nagytáján, a Duna–Tisza közti síkvidék középtáján található. A Nagyalföld több mint 100 000 km²-en terül el a Kárpát-medencében. Hazánk legnagyobb kiterjedésű tája, de így is a területének körülbelül csak a fele található határainkon belül, a többi része a szomszédos országok területén helyezkedik el. Északon az Északi-középhegység és a Gödöllői-dombság, keleten és délen a Kárpátok, az Erdélyi-középhegység és a Duna, nyugaton a Sió, a Dunántúli-középhegység és a Balaton medencéje határolja. Domborzatilag a síkságok közé tartozik, átlagosan 200–300 m-es tengerszint feletti magassággal rendelkezik. Mikrodomborzata heterogén: teraszos (Dunamenti-síkság), hordalékkúp-síkságok (Észak-alföldi hordalékkúp-síkság), homoki tájak (Duna-Tisza köze), löszös hátságok (Mezőföld) és fiatal folyóvízi ártéri síkságok (Tiszai-

síkságok) tetszik változatossá (BARCZI & PENKSZA, 2007). Az Alföldet 1 millió évvel ezelőtt az Ősduna alakította ki, amely a mai Tisza vonalában folyt délre a Vaskaput mélyebbre vágta és levezette a sekélyebb vizeket, valamint hordalékával fel is töltötte saját medrét. Magát így folyamatosan kiterítette, a medrét lassan nyugat felé szorította és feltöltötte a mai Alföldet, különböző magasságú teraszokat kialakítva. Ez az eltolódás egészen a ma ismert Duna meder kialakulásáig történt (JANÓ et al., 1965). Ezt a hordalékkúp-rendszert a pleisztocénben és a holocénben, a fiatal folyóvízi üledékek elfedték és a pleisztocénben megindult a homokterületek eolikus kialakulása, a jellegzetes homoki felszín-formakincs létrejött. Ugyancsak a pleisztocénben rakódott le a hullópor eredetű lösz. Később a holocénben a folyók és a defláció újra átrendezték a felszínt, és újabb üledéksorokkal gazdagították a laza üledékek sorát. Így alakult ki a Katonai felmérések és a folyószabályozások előtt ismert vizenyős laposokkal, lápokkal, homokbuckákkal és árterekkel tarkított Alföldi tájkép (BARCZI & PENKSZA, 2007).

A Duna-Tisza közén a mai határaival a würm óta három fő domborzati típus különíthető el: futóhomokkal borított hordalékkúp-síkság, lösszel fedett homokbuckás hordalékkúpsíkság, ártéri síkság. Az Ős-Duna a mélyebb fekvésű ártéri síkon a pannon üledékre minimum 40–60 m vastag öntésanyagot, löszet, agyagot, homokot rakott le, aminek nagy részét folyamatosan átforgatta. A legkeletibb holocén főmeder kiszélesedése Fülöpszállásig egyöntetű, amellyel együtt a mellékágak, a fattyúágak, az erek munkája egy mikroformákban gazdag, rendkívül mozaikos és uralkodóan magas mésztartalmú ártéri összletet eredményezett. A hordalékkúpon a felszínközeli rétegsor több tíz méter vastag eolikus üledék, amely a nagyarányú homokmozgások után, egy élénk domborzat alakult ki, ami meghatározta a rendkívül sokszínű ökofaciesek kialakulását. A különböző magassági helyzetben lévő, nagy kiterjedésű síkokat és hátaikat tómedencék és deflációs laposok tagolják. Ezt a tájtörténeti mozaikosságot igazolja az is, hogy a Duna-Tisza közti síkvidéken kialakulhatott egy sajátos tájmegnevezés is a „Homokhátság”, amely Magyarország tájainak rendszertani besorolásában alapvetően nem szerepel. Ez a tájmegnevezés ill. természeti képződmény egy az ember által átalakított „kultúrtáj”, amely nagyrészt a Duna-Tisza közti síkvidék kistájit fedi le (KOVÁCS, 2006). Ezt a 3. ábra is jól mutatja is, ugyanis a kistáj jelentős részén a homoktalaj valamilyen változata található meg.



3. ábra, A Duna-Tisza közti síkvidék talajtípusai (Forrás: SZIE-KTI, saját szerkesztés, 2012)

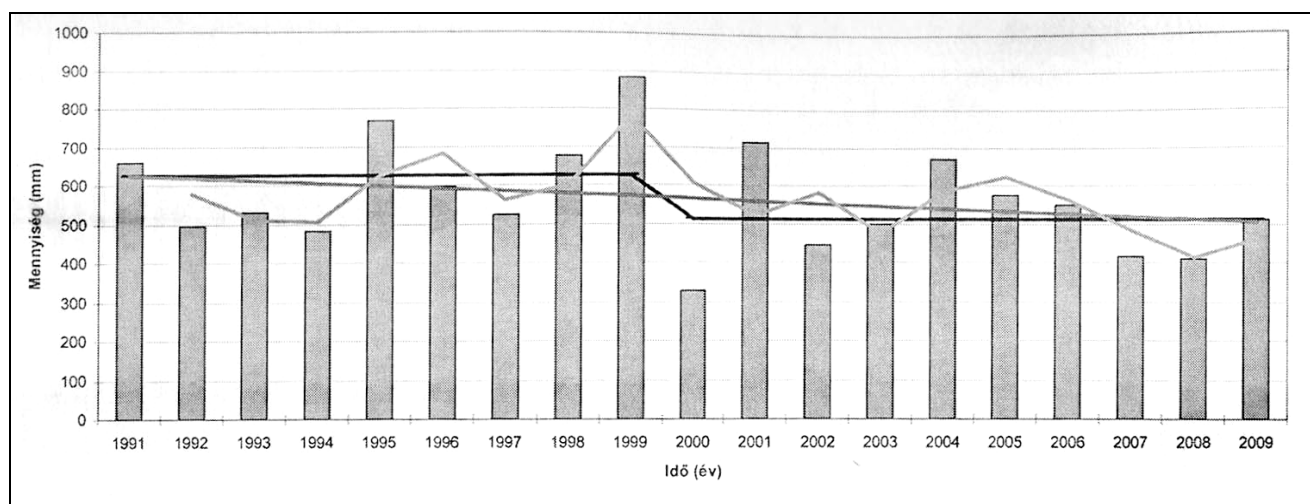
A terület Kistáji besorolása már nem olyan egyértelmű. Magyarország Kistájainak Katasztere alapján a Dorozsma–Majmai homokhát kistájhoz tartozik, de lényegében átnyúlik a Bugaci-Homokhátra is (SOMOGYI et al., 1990). Kiskunhalas a vidék legmagasabb pontján fekszik, tengerszint feletti magassága 132 m. Ezt és az előző tényt bizonyítja a város helytörténeti monográfiájában megfogalmazottak is: „*Szinte választót képez, és róla a vadvizek kelet-nyugati irányba futnak le, egyaránt fenyegetve Kecelt, Jánoshalmát és Kiskunmajsát*” (JANÓ et al., 1965). Ezek az említett „vadvizek” mára már jószerivel eltűntek, ám a múlt század közepén még bőséggel fellelhetőek voltak, javarészt tavak, tocsogók és egyéb lefolyástalan területek formájában. A Kiskunhalas helytörténetével foglalkozó könyvek és kiadványok, valamint Katonai felmérések alkalmával készült térképek is megerősítik a víz jelenlétének tényét. Az 1800-as évek elején csak egy irányból lehetett megközelíteni a várost, mert körbe vette a víz. 1816-ban, a lecsapolások után tóláncolat alakult ki (TERNYÁK, 1993). A tóláncolat révén az 1900-as évek elején a város nyugati oldalán egy nagyobb összetett tó húzódott, mintegy 6 km hosszan. Ennek a hajdani tónak a legnagyobb szélessége 400–500 méter körüli volt, a legkisebb szélessége pedig a 100 métert sem érte el (SZALAI et al., 2001). A lecsapolást az évszázad elején tovább folytatták, így a hajdani tórendszer lassan eltűnt. ZALAI SZALAY LÁSZLÓ a következőképp fogalmaz: „*Ez a 700 000 kat. hold¹ az a zsombékos, szittyós, kákás, nádbokros ősmocsár, amely már a hajdankorban is őserdő*

¹ 1 kataszteri vagy katasztrális hold = 0,575 hektárral (LENKOVICS, 2006).

volt, s amelynek kiszáraitását, s ezzel Pest vármegye sivataggá tételét éppen most folyamatosítja a bugyi–bajai lecsapoló csatornának nevezett gyilkosárok” (ZALAI, 1943). A rohamléptekkel történő vízrendezés, a város környékén az 1970-es évek elején fejeződött be, amikor is felépítették a Városi Kórház mai épületét, amely alatti vizenyős területet feltöltéssel, és 10–11 méter mélyre levert 561db franki cölöppel szilárdították meg (MAKAY et al., 1974). Így a tórendszerből napjainkra már csak annak a lápos, mocsaras északi nyúlványa, a Fejetéki mocsár maradt fenn (TERNYÁK, 1993).

2.2. Éghajlat és vízrajz

Éghajlatát tekintve a terület nagy része meleg-száraz, de a nyugati felén több csapadék hullik, emiatt ott mérsékelten száraz. Az átlag csapadék mennyiség 550–590 mm (4. ábra). Az éves csapadék jelentős hányada a vegetációs időszakban hullik alá, ami eléri az évi átlag 310–330 mm-t is (SOMOGYI et al., 1965). Külön említést érdemel a 2010-es időszak, csapadék szempontjából, ugyanis ebben az évben a vegetációs időszak alatt (április–október) már több mint 550 mm csapadék hullott, és ez a mennyiség még 2011-ben is meghatározó volt a környéken a keletkezett belvizek miatt.



4. ábra: A csapadék évenkénti megoszlása Kiskunhalason. (BAICS–CENTERI, 2011 alapján)

Az átlagos csapadékmennyiség arra elegendő, hogy a kistáj nagyobb részén 2 méternél is magasabban legyen megtalálható a talajvíz. Jellegét tekintve a talajvíz főleg kalcium-magnézium-hidrogénkarbonátos, de egyes területeken a nátrium tartalma is meghatározó. Ezen felül jelentős az Arzén mennyisége is a talaj és rétegvizekben, ahogy az Alföld nagy részén. A rétegvíz mennyisége meghaladja az 1 l/s.km²-t. Az artézi kutak mélysége szélsőségesen változó, de általában nagyobb mélységből, akár 1000 l/min feletti vízhozamokat is mérni lehet (SOMOGYI et al., 1965).

A vízrajzot tekintve a város napjainkban a kiszáradás jeleit mutatja. Még az 1800-as évek elején zömmel a következő tavak képezték a már említett 6 km hosszú tórendszer részét Halastó, Fehértó, Sóstó, Peer-tó, Bodoglári rét, Darányi rét, Balotai Nagyrét, Inokai rét, Kis-Teleki-rét,

Nádas-Kopolya, Bogárho víz (TOOTH, 1808). Napjainkra ezek közül megmaradt és jelentősebbnek számít a Sós-tó (Kiskunhalason), a Fehértó (Kunfehértón), valamint a Halastó hajdani kiszáradt és feltöltött mederében kialakított két mesterséges horgásztó: a Tóth- és Ezüst-tó, valamint a mai napig időszakosan víz alá kerülő, a hajdani tórendszer északi nyúlványa: a Fejetéki mocsár. Eredetüket tekintve a felsorolt tavak szélfújta mederben összegyűlő csapadékvízből jöttek létre. Medermélységük 0,5–2 m-ig terjed (JANÓ et al., 1965).

Hőmérséklet szempontjából az évi és a vegetációs időszak átlaga 10,5–10,7 °C, illetve 17 °C. A napsütéses órák évi összege 2080–2090 között alakul, nyáron átlag 840 télen pedig Kb. 210 napos óra valószínű (SOMOGYI et al., 1990).

Szélviszonyokat tekintve az égövnek megfelelő nyugati szélrendszer és hazánk medence jellege határozza meg. Uralkodó széljárás a nyugat-északnyugati, ezt bizonyítják a homokbuckák irányai is. Meg kell említeni az évente több alkalommal jelentkező zivatarokat kísérő viharos szeleket, amelyek rendszerint tavasszal és nyáron jelentkeznek. Ezek pusztító hatását jól mutatják, hogy fasorokat döntenek ki és háztetőket rongálnak meg (JANÓ et al., 1965).

2.3. Tájhasználat

Bár a környék írásos emlékei bizonyos koronként hiányosak, annyi bizonyos, hogy Halas és környéke az államalapítás után Bodrog vármegyéhez tartozott. A mai város helyén és közvetlen környékén több kiemelkedés ún. „hegy” volt, amelyek a várostól nyugatra fekvő ÉNY–DK irányban húzódó tavak vették körbe. Ezek a kiemelkedések napjainkra már eltűntek, ugyanis az elmúlt évszázad alatt a nagyrészüket elhordták (SZÉKELY, 2000).

A város környéke már régóta lakott volt, apró tanyákon és falvakban éltek az emberek. 1246 táján, a Tatárjárás után IV. Béla visszahívta a kunokat, mivel tartott egy újabb tatár támadástól. Kiskunhalas térségébe a Csertán (csuka) nemzetség települt be, nevük 1347-ben tűnik fel először hazánkban, innentől a magyarok és a kunok együtt éltek ezen a vidéken, később így keletkezett a város ma is használatos neve: Kiskunhalas. Halas 1439-ben kapta meg a mezővárosi rangot, ami növelte a város szerepét a régióban (HATHÁZI, 2000).

A török uralom elején a város valami oknál fogva kimaradt a nyilvántartásba vétel alól, ráadásul utána sem volt állandó rendszeres népszámlálás a környéken, így a lakossági és a gazdálkodási adatok szintén hiányosak ebben a korban is. Az 1500-as évek közepe után először 1699-ben történik tüzetes és pontos összeírás a várossal és környékéről, ekkor a környéket termékeny vidéknek írják le, malmokkal, legelőkkel, szántókkal, de főként így is a víz az úr, amely a várost körül öleli (SZAKÁLY, 2000).

A XVIII-XIX. században törekedtek a város körüli összes földre a redemptus jogokat (megváltó, kiváltsági jogok) kiterjeszteni. Alapvetően ezen a vidéken már a középkor óta a szőlőtermesztés dominált, de ekkoriban még több területet vontak be művelésbe és lassan a szántóföldi gazdálkodás is egyre inkább elterjedt. Ezzel párhuzamosan több tanya is megjelent a vidéken. A lakosság száma így folyamatosan növekedett, de nem termeltek többet, mint amennyi a saját ellátásukra szükséges volt. A gazdálkodást a nagyon gyenge minőségű termőföld korlátozta, de így is sikerrel művelték meg a legsivárabb homoktalajokat is. A leginkább termelt növények közé tartozott a szőlőn kívül a búza, az árpa, a zab, a köles, valamint a kertészeti kultúrák közül egyes hüvelyes növények (bab, borsó) és a burgonya is, bár utóbbit inkább apró osztásföldeken termesztették. A környék, a homokhátság többi részével egyetemben szerencsés helyzetben volt abban a tekintetben, hogy az 1800-as évek végén kitört országos Filoxéra-vész itt nem pusztított így a jó minőségű alföldi boroknak nagymértékű piacuk és keresletük lett, amelyből Halas és környéke is részesedett, ekkortájt sok addigi szántót fogtak szőlőművelésbe. Az állattartást tekintve leginkább tejhasznú szarvasmarhákat és juhokat, valamint ökröket és lovakat tartottak nagyobb számban, a háztáji baromfi és sertés nevelés mellett. Ezeket a jószágokat többnyire a sovány legelőkön tartották, télen pedig a kaszálókról és a szántókról származó kevés takarmánnyal etették őket (BELLON, 2001).

A XX. században, a két világháború visszavetette a gazdálkodást Kiskunhalas és környékén, mivel a területéről sok férfit elhurcoltak és megannyi esett el a csatákban is, így a nőkre és a gyerekekre maradt a gazdálkodás. Az 1950-es évektől pedig a kolhozosítás nehezítette a lakosság dolgát. A TSZ-ek az addigi termelési és gazdálkodási formákat szinte teljesen felrúgták, így már nem csak annyit kezdtek el termelni az emberek amennyi a saját ellátásukra és egy kis jövedelem kiegészítésre elég volt, hanem nagyüzemi intenzív mezőgazdálkodást kezdtek el folytatni. Mindezt az intenzív műtrágyázással, a nemesített fajták tájfajták helyett történő alkalmazásával és minél nagyobb mértékű gépesítéssel érték el. Ennek az eredménye az lett, hogy a talajokat kimerítették és a talajvizeket jelentős nitráatterhelésnek tették ki. Az állattenyésztés is intenzíven folyt, mint az ország többi részén. Több száz tej- és húshasznú szarvasmarha, sertés, valamint baromfi volt a tenyészetekben. Ezzel párhuzamosan természetesen nőtt a környékbeliek életszínvonala és a munkahelyi biztonságuk is, egészen a rendszerváltásig.

Napjainkra leginkább a felhagyott szántók és szőlők tarkítják a tájat. A szántóföldi növénytermesztés az állattenyésztés kiszolgálására szakosodott. Jelentős a zöldség-, gyümölcs-, és gabonatermesztés. Utóbbi háttérpára biztosított és működik. A privatizációs folyamatok hatására a korábbi nagyüzemek megszűntek. A termőföldek tulajdoni és használati viszonyai lényegesen megváltoztak, azonban továbbra is jelentős szerepe van a kistermelőknek, egyéni gazdáknak,

vállalkozóknak. Ezen felül fontos a szőlészetet kiegészítő borászat is. Az állattartás tekintetében máig fontos a sertés- és szarvasmarha-tenyésztés, valamint egy két juhászat is található. Ezen kívül a tanyákon a háztáji gazdálkodás is él még pár tejelő szarvasmarha, háztáji baromfi és sertéstartás formájában (MEZEI, 2008).

A mezőgazdasági művelésen kívül fontos megemlíteni, hogy Kiskunhalas város a helyi volt szovjet laktanya mellett lévő vizenyős, mocsaras, ingoványos területet, melynek kisebb része volt rét, legelő, 1966. évtől elkezdte feltölteni a város hulladékával és ez a folyamat tartott egészen 1993-ig. Ez idő alatt a 13,77 ha-os területre mintegy 240 000 m³ hulladékot hordtak. A terület helyreállítása érdekében a '90-s évek közepén egy vékony földréteget hordtak a hulladéktestre.

2.4. A rekultiváció és a kármentesítés fogalomköre

A táj leírása alapján világossá válik, hogy a hajdani tórendszer és mocsárvilág mára már szinte teljesen eltűnt és a megmaradt részei pedig nagyon zavartak. Ennek okán a következőkben rávilágítok a táj természetessége helyreállításának a lehetőségeire, különösképp a hulladéklerakó környezetét érintve. Mindenekelőtt azonban fontos bizonyos fogalmak pontos értelmezése, hiszen a dolgozat alapját nyújtó gyakorlatias természetvédelmi elképzelések ezt megkövetelik a jobb átláthatóságuk érdekében.

Sokaknak, amikor egy hulladéklerakó helyreállításáról hallanak egyből azaz elterjedt fogalom jut eszükbe, hogy rekultiváció, pedig alapvetően nem pont azt jelenti amit mindenki hisz, vagyis hogy újra a természetes környezetet állítják vissza. A 20/2006. (IV. 5.) a hulladéklerakással, valamint a hulladéklerakóval kapcsolatos egyes szabályokról és feltételekről szóló KvVM rendelet 2.§ m) pontja a következőképpen fogalmaz: *„rekultiváció az e jogszabály szerinti műszaki védelemnek nem megfelelően épített, bezárt hulladéklerakó vagy hulladék elhelyezésére használt terület környezeti veszélyességének csökkentése műszaki védelem utólagos kiépítésével, tájba illesztésével, továbbá utógondozásával”*. Tájba illesztésnek, a létesítményeknek és az építményeknek a táji adottságok messzemenő figyelembevételével történő, funkcionális és esztétikai szempontok szerinti, azaz tájérték-növelő célú elhelyezését és környezetalakítását értjük (DÖMSÖDI, 2010). Ezek alapján jól érthető, hogy maga a rekultiváció nem vonja automatikusan maga után a természetes környezet teljes helyreállítását. A rekultiváció alapvetően két típusú lehet: technikai és biológiai rekultiváció. A *technikai rekultiváció* következtében a terület alkalmassá válik a biológiai rekultiváció elvégzésére. Hosszú időre meghatározza a terület használatának lehetőségeit, a táj minőségét. A *biológiai rekultiváció* a technikai rekultivációt követő olyan agronómiai műveletek sora, amelyek hatására a károsodott terület talajbiológiai, talajkémiai, vízgazdálkodási tulajdonságai fokozatosan javulnak, alkalmassá válik rendeltetésszerű mezőgazdasági, erdészeti hasznosításra

(http5). A rekultiváció egyik módja a folyamatos rekultiváció, amely során a dombépítéssel hulladéklerakóknál a körtöltések magasztását, melyek védelmében a hulladéklerakás történik. A folyamatos rekultiváció célja nemcsak tájlesztettkai jellegű, hanem megakadályozza a jól tömörített hulladéktestből a csurgalékvíz oldalirányú elfolyását és segíti a végleges rekultivációs rétegrend kialakulását. Fontos a rézsűk rekultivációja is, amikor a dombépítéssel depóniák rekultivációjának alapján a körtöltések megfelelő tömörségű megépítése a cél. Az alap rézsűprofil építési törmelékéből és deponált földből kell kialakítani. Ez a földvastagság elegendő életteret biztosít a füves növényzetnek, valamint a cserjeféléknek (http6).

A jogszabály megfogalmazza, hogy a rekultiváció feladatai közé tartozik az adott terület környezeti veszélyességének csökkentése is. Ezt a folyamatot alapvetően kárenyhítésnek, kárcsökkentésnek vagy kármentesítésnek is nevezhetjük annak szennyezettség csökkentő fokától függően. A 2002-es a KvVM által kidolgozott Országos Környezeti Kármentesítési Program is megfogalmazta céljai között a szennyezett területeken a szennyezettség csökkentésének vagy megszüntetésének elősegítését, továbbá a felszín alatti vizek védelméről szóló 219/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet is előírja a már bekövetkezett pontszerű szennyező forráshoz tartozó valószínűsíthető szennyezettség esetén a kármentesítést. Ilyen kármentesítést fognak végrehajtani a kiskunhalasi Jókai utcán található bezárt hulladéklerakó területén is.

A kármentesítések elsődleges lépése a szennyező forrás felkutatása, vagyis maga a tényfeltárás, ilyen tényfeltárást végzett a kiskunhalasi bezárt hulladéklerakó területén az Agruniver Holding Kft. is. A tényfeltárás helyett sokszor alkalmazzák a szakemberek a környezeti állapot felmérését, alapvetően ilyen állapotfelmérést végzett a kiskunhalasi RexTerra Kft. is, amikor megírta kiskunhalas 2008–2013 közötti környezetvédelmi programját. Megjegyzendő, hogy az állapotfelmérés csak felszínes és nem szolgáltat annyi adatot amennyire egy komoly beavatkozás megtervezéséhez szükség lenne. A tényfeltárás fő célja megfelelő információk szolgáltatása az érintett terület környezet-szennyezettségi állapotáról, amely alapján mérlegelhető a további intézkedések szükségessége, és meghatározható azok módja. Közvetlen célja az adott területen meglévő szennyezőforrások azonosítása, kockázatainak a feltárása, bemutatása, illetve szükség esetén javaslattétel a kármentesítés további szakaszainak megindítására. Ezután a szennyezett közeget kell megtisztítani, esetleg eltávolítani és kicserélni a területen, ez az ún. beavatkozási szakasz. Végül a beavatkozás után kármentesítési monitoring jön, mely fő célja a beavatkozás környezetre gyakorolt hatásának nyomonkövetése (SZOBOSZLAY–KRISZT, 2008).

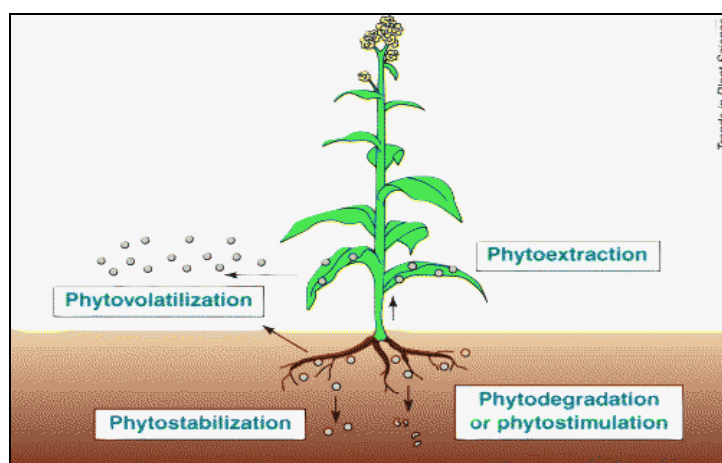
Az elsődleges szennyezett közeg általában a talaj, majd a talajon keresztül a talajvíz. A hulladéklerakók környezetében lévő légszennyezettség az első két közeghez képest „elenyésző”. Teljes környezeti kármentesítést a szakirodalom úgy hívja, hogy „*environmental remediation*”, ebből

alakult ki a hazai szakirodalomban alkalmazott remediáció kifejezés, amely ellenben csak a talajok szennyezettségének megszüntetését jelenti. A szennyezettség mértékétől, annak minőségétől, a rendelkezésre álló időtől és a célállapottól függően vannak költséges, de gyors és olcsóbb de lassabb megoldások a remediációra. A lehetőségekhez mérten a talaj kármentesítése történhet helyben *in situ* módszerrel, illetve a talaj kitermelésével is ún. *ex situ* módszerekkel. Az *in situ* és *ex situ* eljárások között szereplő megoldások a szennyezőanyag tulajdonságait, mozgását, és kiterjedését figyelembe véve kerülnek kiválasztásra. Az eljárás alapvetően lehet biológiai, kémiai vagy fizikai. Biológiai eljárás folyamán növényeket és mikroorganizmusokat alkalmaznak a célállapot eléréséhez. A fizikai-kémiai eljárások során magát az anyagok tulajdonságait használják ki. Például egy illékony szennyezőanyag esetében átlevégőztetést alkalmaznak (sztrippelés), így szennyeződés elpárolog és így a gázelegyet már meglehetősen könnyen tisztítani. Egy komolyabb vízben oldódó vagy egyéb oldószer hatására a talajrészecskéktől elváló szennyeződés esetén pedig talajátmosást alkalmaznak, mely során a talajból szuszpenziót készítenek és azt szűrik meg. Ezen felül természetesen sok más technológia létezik mind általános mind szennyezőanyag specifikus tisztításra, pl. hőkezelés, aktívszenes szűrés, ioncsere, elválasztás-kicsapítás, fotolízis, gázkiterlemelés és szűrés stb. A legtöbb esetben az eljárás megoldható *in situ* vagy *ex situ* módon is. (SZOBOSZLAY–KRISZT, 2008; ANDA et al., 2011).

A komoly technológián alapuló és helyszíni felvonulást igénylő remediációval ellenben a növényekkel való talaj, felszíni víz, talajvíz, iszap szerves anyagoktól, nehézfémektől és radioaktív anyagoktól való megtisztítását fito(bio)remediációnak nevezzük (PRADHAN et al., 1998). A fitoremediációnak kiskunhalason is komoly szerep jut majd a technológiai kármentesítés után, ugyanis a talajt és a talajvizet tovább fogja tisztítani az ott természetesen megjelenő növényzet. Az alapötlet, hogy fémakkumuláló növényeket talaj- és víztisztításra lehetne alkalmazni, viszonylag réginek mondható. Már a hatvanas évek elején ismert volt, hogy a radionuklidokkal szennyezett víz egyes vízi növényekkel megtisztítható, az efelé irányuló kutatások csak 10–15 évvel ezelőtt kezdődtek meg. A fitoremediáció során a természetben előforduló, vagy génszerkezeti úton előállított (transzgénikus) növények segítségével a talajt szennyező anyagok koncentrációját olyan kis értékre csökkentjük, amelyeknek a kockázata már elfogadható (CUNNINGHAM et al., 1995). Fontos megjegyezni, hogy a fitoremediáció egyfajta módszer(fogalom)együttes, amelyek önálló vagy együttes alkalmazásának eredménye a környezeti kárelhárítás. Ezáltal fontos elkülöníteni néhány fogalmat: fitoextrakció, fitofiltráció, fitovoltaizáció, fitostabilizáció és fitodegradáció.

A fitoextrakció során magasabb rendű hiperakkumulációra és nagy biomassza produkcióra képes növényeket alkalmaznak a fémekkel és egyéb szerves anyagokkal szennyezett talajok megtisztítására. Természetes környezetben általában az érclelőhelyek közelében találhatóak ilyen

növények (RASKIN–ENSLEY, 2000). Fitofiltráció esetén a magasabb rendű szárazföldi növények nagy gyökérfelülete adszorpcióval, abszorpcióval, kicsapással hatékonyan távolítja el a toxikus fémeket a szennyezett vízből. Alkalmazása abban az esetben lehetséges, ha a nagy térfogatú szennyezett víz viszonylag kis koncentrációban tartalmazza az eltávolítandó fémeket (DUSHENKOV et al., 2009). A fitovoltazációs eljárás során növények, illetve mikrobák teszik illékonyvá a szennyezett közegben lévő szennyező anyagokat. Magyarországon a környezetvédelmi szabályozás nem fogadja el a szennyezőanyagok kihígításának, áthelyezésének gyakorlatát. A fitostabilizációkor először különféle adalékanyagokkal kezelik a szennyezett közeget, majd az ilyen módon stabilizált területet növénytakaróval fedik le. A szennyező anyagokat az adalékanyagokkal oldhatatlan, kevésbé felvehető formájúvá alakítják, így a növénytakaró transzspirációja megakadályozza, hogy a csapadék hatására a szennyezőanyagok a talajvízbe, levegőbe, szennyezetlen területre kerüljenek át. (SIMON et al., 2006). A fitodegradáció pedig oly módon kármentesíti a területet, hogy a növények képesek átalakítani, illetve lebontani a talajba, talajvízbe került szerves szennyezőanyagokat és ezt a lehetőséget használja ki a fitodegradáció. A módszer azon alapul, hogy a növénytakaróval borított területeken a szennyezőanyagok lebomlása felgyorsul a vegetációmentes területekhez képest. A növények a szerves szennyezőket lebontják kisebb ártalmatlan molekulákká, illetve szén-dioxiddá és vízzé (SUSARLA et al., 2002).



5. ábra: A fito(bio)remediáció módszerei PILON-SMITS–PILON 2000 alapján.

Ezzel természetesen nincs vége a növényekkel való kármentesítésnek. A fitoremediáció eredményeként egy olyan növényi biomassa tömeget kapunk, amelyet kezelni kell, mivel akkumulálódtak benne a szerves és szervesetlen szennyező anyagok. Ezekről a szennyeződésekről megszabadulni legegyszerűbben úgy lehet, ha a biomasszát elégetjük, majd a visszamaradt hamut depóniákban tároljuk, vagy kinyerjük belőle a szennyeződések külön és újrahasznosítjuk a nehézfémeket, vagy bármilyen más módon kármentesítjük azt. A hulladékok égetésének műszaki követelményeiről, működési feltételeiről és a hulladékégetés technológiai kibocsátási határértékeiről szóló a 3/2002. (II. 22.) KöM rendelet részletesen szabályozza az égetés során betartandó

előírásokat (http7). A 2010-es kolontári vörösiszap katasztrófa után is fitoremediációval kísérleteznek a talaj szennyezettségének felszámolása érdekében.

A tényfeltárás után, de még a kármentesítés előtt mindenféleképpen szükség van egy ún. kockázatelemzésre. A kockázat a szennyező anyag hatásának kitett ökoszisztéma állapota, illetve az emberi egészség romlásának, károsodásának várható mértékeként és bekövetkezési valószínűségeként értelmezhető. A szennyezettség mennyiségi és minőségi tulajdonságainak, viselkedésének, modellezett terjedésének, és a potenciálisan fenyegetett hatásviselők ismeretében történhet meg a környezeti, ökológiai- és egészségkockázati elemzés. Egyszerűbben fogalmazva a kockázatelemzés azzal foglalkozik, hogy milyen következményei lesznek a jövőben egy-egy kármentesítési beavatkozásnak magára az ökoszisztémára és az emberi egészségre, továbbá az elemzés alapján el lehet és kell dönteni, hogy megéri-e beavatkozni a területen vagy hagyni kell a természetes folyamatokat maguktól működni. A kockázatelemzés része lehet egy pénzügyi(kockázat)elemzés is, amelyben a beavatkozás tervezői előre ütemezni tudják az adott ciklus anyagi szükségleteit, hogy minden a tervek alapján valósulhasson meg. Tehát elmondható, hogy a kockázatelemzés is rendkívül fontos egy-egy helyreállítási munkálat megkezdése előtt (SZOBOSZLAY–KRISZT, 2008).

2.5. Ökológiai restauráció szerepe a Nemzeti Ökológiai Hálózat fejlesztésében

A rekultiváció és a kármentesítés fogalomkörének körbejárása alapján már megfogalmazódott, hogy ezek az eljárások nem a természetes állapotot állítják helyre, hanem az emberi károsításokat próbálják minimalizálni, de ezeknek a beavatkozásoknak a célállapotára ellenben már jól lehet alapozni egy a természetvédelmi és ökológiai elveket betartó természeti-környezet helyreállítást. Mivel tudjuk, hogy a biodiverzitás megőrzésének sikerét befolyásolja a természeti értékek védett területeken kívüli fennmaradása is, – hiszen a Föld szárazföldjeinek aligha 10%-át lehet védetté tenni – ennek okán szükség van a nem védett természeti területek minél eredetibb állapotának fenntartására is, mivel ezeken a tájakon az eredeti élővilág sok képviselője képes fennmaradni, amennyiben a terület nincs intenzív tájhasználat alá vonva. Azonban, hogy ezek a nem védett természeti területek betudják tölteni az ökológiai funkciójukat szükség van minél több tudományosan megalapozott ismeretre és az adott területek új szemléletű kezelési módszereinek kifejlesztésére is (STANDOVÁR–PRIMACK, 2001). Ez az új szemléletű kezelési módszer az ökológiai helyreállítás olyan tevékenység, amely során tudatosan megváltoztatjuk egy terület tulajdonságait, az eredeti, őshonoshoz hasonló ökoszisztéma létrehozása érdekében (SER, 1991). Az ökológiai helyreállítással foglalkozó viszonylag fiatal tudományterület a restaurációs ökológia, amelynek művelői az ökológiai helyreállítás módszereinek tudományos megalapozását végzik (CAIRNS–

HECKMAN, 1996). Az előzőekben taglalt kármentesítés, illetve kárenyhítésnek az ökológiai helyreállítási tevékenység azon része, amikor az elpusztult természetes életközösséget, – jelen esetben vizes élőhelyet – új élőhely létrehozásával próbálnak pótolni (ZEDLER, 1996). A restaurációs ökológiának négy fő típusa van (CAIRNS–HECKMAN, 1996; STANDOVÁR–PRIMACK, 2001 alapján):

1. Be nem avatkozás: Akkor alkalmazzák, ha a helyreállítás túl drága. Ebben az esetben azt veszik alapul a szakemberek, hogy az adott ökoszisztéma majd magától helyreáll.
2. Helyettesítés: a degradált ökoszisztémát egy jobb, produktívabbal helyettesítik. Alapvetően ezt nevezik élőhely létesítésnek. Ebben az esetben nem a biodiverzitást, hanem inkább az ökoszisztéma funkcióinak (talajvisszatartás, árvízveszély csökkentése stb.) a helyreállítását célozzák meg.
3. Rehabilitáció: Az eredeti társulás fajainak és az ökoszisztéma funkcióinak részleges helyreállítása. Az eredeti közösség domináns fajainak a visszatelepítése és a termőhelyi adottságok rendese a cél.
4. Kicszerelés: Az eredeti fajkészlet és szerkezet teljes helyreállítását célzó program, ami a termőhely aktív átalakításával és sok faj betelepítésével jár.

Ezeket a módszerek közül választva, esetleg vegyesen használva a leggyakrabban végzett restaurációs munka a bezárt külszíni bányák és a meddőhányók növényesítése, hiszen ezt sok országban törvény is előírja (BRADSHAW, 1987). Az ökológiai helyreállításra az egyik legjobb példa az Egyesült Államokban Florida középső részén található Kissimmee-folyó rehabilitációja. A folyót az 1950–1960-as években a terjeszkedő települések miatt szabályozás alá vonták, a medret kiegyenesítették, a vizenyős területeket lecapolták és mezőgazdálkodással hasznosították. A beavatkozások a céljukat elérték a folyó vízjárása egyenletesebb lett, de az élővilág szegényebb, a halászok a halállomány csökkenésére, a helyi lakosság a vízminőségének romlására a természetvédők pedig a madárpopulációk csökkenésére panaszkodtak (TOTH–AUMEN, 1994). A sok lobbier elérték az eredményt, megkezdődtek a részleges helyreállítási munkálatok, de a szakembereknek rá kellett jönniük, hogy csak az egyes fajokra vagy csak az élőhely egyes komponenseire kiterjedő restaurációs törekvések önmagukban nem elegendőek, hanem ellenkezőleg az egész ökoszisztémát kell orvosolni. Így 1997-ben megkezdtek a folyómeder helyreállítását és mintegy 11 000 ha vizes élőhelyet és 75 km folyómedret állítottak vissza az eredeti állapotába. A beavatkozás lassú és költséges folyamat, a becsült összköltsége 1997-ben 435 millió dollár volt (STANDOVÁR–PRIMACK, 2001). Napjainkra ezt a költséghatárt a folyamatosan változó terv és gazdasági viszonyok miatt már bőven meghaladták a kivitelezők, és a munkálatok még egészen 2014-ig tartani fognak (http8). Ez a példa is jól bizonyítja, hogy egy-egy beavatkozás a természetes folyamatokba mennyire nagy károkat tud okozni, továbbá azt is jól mutatja, hogy a restauráció

megkezdése előtt mennyire fontos az ökológiai, egészségügyi és a pénzügyi kockázatelemzés, hogy a kivitelezők a terveket teljes mértékben megtudják valósítani.

2.6. Biomarkerek, bioindikáció és biomonitoring

A dolgozat egyik célkitűzéseként említettem, hogy a kármentesítés utáni állapotok változásának vizsgálatához monitoring javaslatokat teszek. Ezen javaslatok megtételéhez azonban ismerni és ismertetni kell a biomonitoringhoz kapcsolódó fontosabb fogalmakat és tisztázni kell a köztük lévő különbségeket.

A biomarkerek BOROS–MEGYERI (1998) szerint olyan speciális biológiai rendszerek (xenobiotikumok), amelyek alkalmasak a környezeti ártalmakat kiváltó anyagok emberekre gyakorló hatásának közvetlen kimutatására és mérésére. A biomarkeres vizsgálatok felhasználhatók többek közt toxicitási kockázatbecslésre, dózis-reakció összefüggések meghatározására stb. A biomarkerek száma elvben korlátlan, de ezidáig kevés rendszert vizsgáltak. A biomarkereket a fajtájuktól függően alkalmazhatjuk helyszíni mintavételek tesztelésére, illetve a laborban ellenőrzött körülmények vizsgálatára. A biomarkerek fajtái lehetnek:

- expozíciós biomarkerek, melyekkel a dózis mennyiségét, azaz a biológiailag aktív dózist mérik,
- hatás-biomarkerek, melyek a reakciókat és a biológiai hatást mutatják ki az érintett sejtekben
- hajlamossági biomarkerek, melyekkel ki lehet választani a mérgezésre hajlamos személyeket.

A bioindikáció a környezet minőségét meghatározó tényezők és változások ellenőrzésére szolgáló élő szervezetekkel, mint bioindikátorokkal történő hatások megfigyelése. A bioindikáció szűkebb értelemben biológiai objektumok használata az emberi tevékenységek okozta környezeti hatások kimutatására; tágabb értelemben pedig a bioindikáció olyan szervezetekre, vagy társulásokra támaszkodik, melyek életfunkcióik és bizonyos környezeti tényezők között szoros összefüggés van, így azokat jelzőorganizmusként lehet használni. A bioindikátorok vizsgálata maga a biomonitoring (biológiai monitoring), mely lehet passzív, amikor a kiválasztott indikátor jelen van az ökológiai rendszerben, vagy aktív, ha az indikátort előbb be kell juttatni a rendszerbe, hogy vizsgálni tudjuk azt.

A biomonitoring történhet növényekkel, állatokkal és gombákkal is (BOROS–MELEG, 1993).

A biológiai monitoring lehet sejt, vagy egyed szintű, populáció-, társulás-, illetve ökoszisztéma szintű is. Fontos megjegyezni, hogy minél összetettebb egy vizsgálandó rendszer, annál sokrétűbbek a benne jelenlévő kölcsönhatások, amik nehezebben vizsgálhatók egyetlen indikátorral csupán (TURCSÁNYI, 1994).

Európában, főleg nyugati szomszédunkban Ausztriában a VDI-irányelveket (VDI 3792) követik a növényi bioindikátorok alkalmazásakor. Nálunk 1997 óta egy ennél komplexebb több komponensű nem csak növényeket alkalmazó monitoring rendszert építettek ki, amely minden komponensre külön-külön monitoring protokollt biztosít a vizsgálódó szakemberek számára, az egységes felmérések érdekében ([http9](http://9)).

Ezek alapján növényi és állati szervezetek biomonitoringjára teszek majd javaslatot, mivel ezek a legkönnyebben felismerhetők és vizsgálhatóak. Biomarkereket pedig a jövőbeni talajvízvizsgálatok esetén lehet majd alkalmazni a kármentesítés után.

3. Vizsgálati módszerek

I. A bemutatott táj jövőbeni életét alapjaiban fogja megváltoztatni a már sokszor említett hulladéklerakó kármentesítése. Vizsgálataim során kiderítem megközelítőleg milyen hatással lesz ez a táj ökológiájára, habitusára, illetve védett területeken megtalálható fajokra. Ahhoz hogy ezt megfelelő módon tudjam értékelni először meg kell vizsgálnom a terület és a táj változását az elmúlt évtizedek folyamán. Ehhez a vizsgálathoz a Katonai Felmérések, a századfordulón készült Magyar Királyi Kataszteri, a múlt század közepe táján készült Hazai-féle, illetve a kilencvenes évek közepén készült topográfiai térképeket, valamint 2000-2005-2009-ben készült ortofotókat, a város helytörténetét és a saját megfigyeléseim használok fel.

A XVIII–XIX. század folyamán három katonai felmérés történt. A magyarországi felmérések Mária Terézia idejétől I. Ferenc József uralkodásáig tartottak, alapvető céljuk az ország és a birodalom hadászati feltérképezése volt, de napjainkban is hasznosulnak a különféle tájtörténeti kutatások keretein belül. Az I. Katonai felmérés 1780–1784 között zajlott, és „*jozefiniánus*” térképnek is nevezik. A teljes felmérést térképszelvényenként készítették, így Kiskunhalas és környéke, valamint a dolgozatom szempontjából fontos területek a Collonne XV-Section XXX és a Collonne CVI Section XXX egymást követő térképszelvényein találhatóak, mivel a szelvények határai pont kettémetszik a város területét. A II. Katonai felmérés 1806–1869 között történt és ezen a vizsgált terület a Coll. XXXIV-Sect. 60 térképszelvényen lelhető fel. Ezt a térképet nevezik „*franciskánus*” térképnek is. Az utolsó III. katonai felmérés térképet „*ferencjozsefi*” térképnek is nevezik, ugyanis 1872–1884 között készült.

A Magyar Királyi Kataszteri térképet 1905-ben készítették el a területről, felbontása rendkívül jó 1:2880, és jól szemlélteti az akkori város beépítettségét és tájhasználatát. A Hazai-féle topográfiai térképet 1976-ban készítették, méretaránya 1:10 000 és a legújabb 1993-as topográfiai térkép alapját adja.

II. Ha a táj változását kiértékeltem az így kapott információk alapján megvizsgálom a táj aktuális természeti és környezeti állapotát, mennyire zavart a környezet, milyen invazív fajok és szennyező források vannak jelen. Milyen faji összetétellel és ökológiai értékkel bír a hulladéklerakótól északra lévő Fejetéki mocsár Természetvédelmi Terület, valamint a tőle délre elterülő Kiskunhalasi Csetényi Park helyileg védett természeti terület. Ezekhez a Fejetéki mocsárban végzett 2006-os Horváth András által elvégzett állapotfelmérést, valamint az idén 2012-ben a Magyar Biodiverzitás Kutató Társaság által idén májusban végzett monitorozás adatait és saját megfigyeléseimet használok fel.

III. Külön megvizsgálom egy saját cönológiai felvételezéssel a hulladéklerakóban található növényfajok összetételét. Az így kapott fajlista későbbiekben jó viszonyítási alap lesz a kármentesítés után a terület ökológiai rehabilitációs folyamatait vizsgálni.

A cönológiai felvételeket A BRAUN-BLANQUET (1951) nevével fémjelzett ún. közép-európai vagy ismertebb nevén Zürich–Montpellier-i Iskola módszere alapján készítettem, amely szemléletet és módszert valamennyi földrészen használják, kisebb korrekciókkal még a trópusokon is. A mintavételi egységek mérete 2×2 m, vagyis 4 m^2 volt. A mintavételi egységek alakja négyzet alakú kvadrát volt. A borítási adatokat százalékos skálán tüntettem fel a fajok borítása (dominanciája /D/) alapján.

A cönológiai vizsgálatnak az első lépése maga a felméréendő terület, – amelyet a 6. ábra mutat – lehatárolása és bemutatása. A dolgozat eddigi részében már bemutattam a táj kialakulását és használatát. Maga a cönológiai felvételezés területe a bezárt hulladéklerakó, ennek köszönhetően ott módfelett degradált és zavart a növénytakaró. A talajviszonyok rendkívül rosszak és a talajvíz is szennyezett a tényfeltárási záródokumentáció szerint. Emiatt ezen a területen valószínűleg olyan fajokat fogok találni, amik jól tűrik ezen zavart körülményeket és egyfajta indikátorként is viselkednek.



6. ábra: a Cönológiai felvételezés lehatárolt területe (Térkép forrása: Google Maps, 2012)

A lehatárolt terület sarkainak a koordinátái a következők:

A: É 46° 26' 36.78", K 19° 28' 20.09"

B: É 46° 26' 53.08", K 19° 28' 1.22"

C: É 46° 26' 48.14", K 19° 27' 56.64":

D: É 46° 26' 33.41", K 19° 28' 9.64"

A terület alapvetően nem téglalap alapú, de közelít hozzá így a legkönnyebb a téglalapot alapul venni területegységként minél pontosabb felvételezés érdekében. A kapott adatokban a 7. ábrán is jelzett apró területlehatárolási torzítás miatt nem lesz szignifikáns eltérés. Így a kijelölt terület hosszabbik éle 640 m a rövidebbik éle 190 m hosszú. Ezek az adatok alapján megalkottam a random számpárokat, amelyek a lehatárolt területen belül koordinátákként funkcionálnak és a kijelölendő kvadrátok bal alsó sarkát jelölik majd. A random számpárokat egy online random számpár generátorral készítettem a szubjektivitást kizárandó és a kapott értékek a kiindulási „A” pontból méterben értendők mind az X (hosszabbik) mind az Y (rövidebbik) tengelyen és amelyeket a felvételezés során le kell mérnem. Így a random számpárok az X tengely mentén 0–640 az Y tengelyen 0–190 között szóródnak (1.táblázat). Ezen számpárok ismeretében kimérem a megfelelő koordinátákat és kijelölöm a 2x2 m-es kvadrátot, amin belül felvételezem a fellelhető növényfajokat az össz- és a növényfajonkénti fedettséget pedig megbecsülöm. A cönológiai felvételezést 2012. augusztus 18-án 15:00–18:00 között végeztem.

#	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13.	14.	15.
X	18	313	433	627	298	211	473	375	563	575	377	187	293	488	161
Y	189	77	189	15	138	181	25	33	44	169	70	16	19	89	86

1. táblázat: a random számpárok a generálásuk után a cönológiai felvételezéshez (Forrás: <http://www.random.org/integers/> /Timestamp: 2012-08-17 20:15:13 UTC/)

IV. Ezen az információk alapján a Kiskunhalas Önkormányzatától kapott a KEOP pályázat keretében történő tényfeltárási dokumentációban taglalt és javasolt kármentesítési technológiai eljárásokat veszem górcső alá és összességében megpróbálok rávilágítani milyen hatással lesz a beavatkozás a természeti környezetre a már előzőleg kapott információkat figyelembe véve, külön kitérve az ott megtalálható szennyező anyagok típusaira, ökológiai hatásaira és az általuk okozott szennyezés mértékére, amelyeket szintén a tényfeltárással derített fel.

V. Végül, de nem utolsó sorban megbecsülöm, hogy a jövőben a területen milyen fajok fordulhatnak majd elő, illetve az eredmények alapján a terület leendő monitoringját tervezem meg a természetvédelmi és ökológiai szabályokat betartva, valamint javaslatot teszek az ökológiai restaurációs folyamat szakmailag minél pontosabb ütemezésére és lebonyolítására. A monitoring

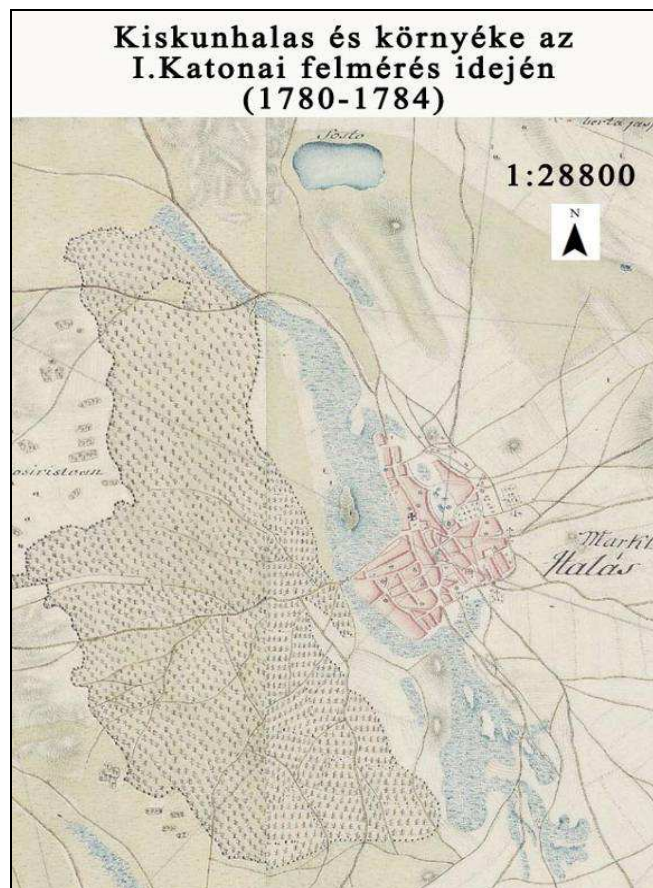
abban különbözik egy vizsgálattól, hogy a vizsgálat lefolytatásakor a vizsgálat készítőjének a szubjektumát ki kell, hogy iktassa, ezzel szemben egy monitoring esetén a monitorozó személy rendelkezik egy prekoncepcióval. Ez egy ún. határérték (sztenderd), amellyel az általa nyomon követett jelenséget folyamatosan össze kell vetnie. A sztenderdértékeket először teljesen szubjektívan állapították meg a tapasztalatokra hagyatkozván (MALATINSZKY et al., 2008)

Vizsgálataim során a Microsoft® Office Excel™, az ESRI® ArcMap GIS®, és az Adobe®Photoshop® szoftvereket, valamint az Agruniver Holding Kft. által elkészített tényfeltárási záró-dokumentációt, a Horváth András által készített 2006-os a Fejetéki mocsárban történt állapotfelmérést, a Magyar Biodiverzitás Kutató Társaság adatait, az említett térképeket és ortofotókat és saját megfigyeléseimet alkalmazom.

4. Vizsgálati eredmények és értékelésük

4.1. A táj változása

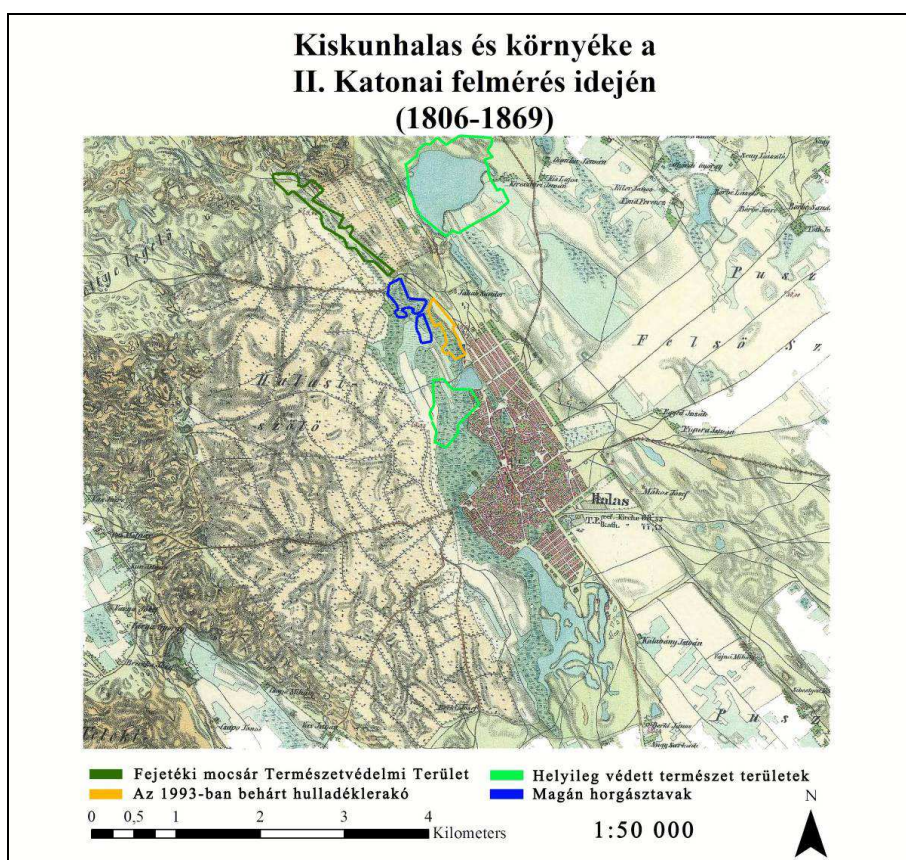
Az I. katonai felmérés idején még nem készítettek a mai technológiai színvonallal pontosnak tekinthető térképeket. Ettől függetlenül jól értelmezhető és értékelhető az a térkép kivágat (7.ábra), amely Kiskunhalas környékéről készült. Jól látszik a térképen a várostól nyugatra elfekvő észak-nyugat–dél-keleti irányban a buckaközi laposban húzódó mintegy 6 km hosszú tó, mocsár. A nagy tavat ekkoriban még inkább halászati és nádatartási céllal hasznosították, csak a XVIII. századtól kezdték el lecsapolni, hogy a város keleti részén elterülő szántókat és legelőket bővíteni tudják a növekvő város igényeinek megfelelően. A tó északi nyúlványa az egyetlen olyan része, amely napjainkban is még fellelhető, ugyanis ez az északi nyúlván lett az 1992-ben országosan védetté nyilvánított Fejetéki mocsár Természetvédelmi Terület. A tórendszeren túl nyugatra pedig jól látható az akkoriban egyik jellemző tájhasznosítás ábrázolása a szőlészet.



7. ábra: Kiskunhalas és környéke az I. Katonai felmérés idején (1780-1784), (Forrás: Arcanum, DVD-ROM, 2006)

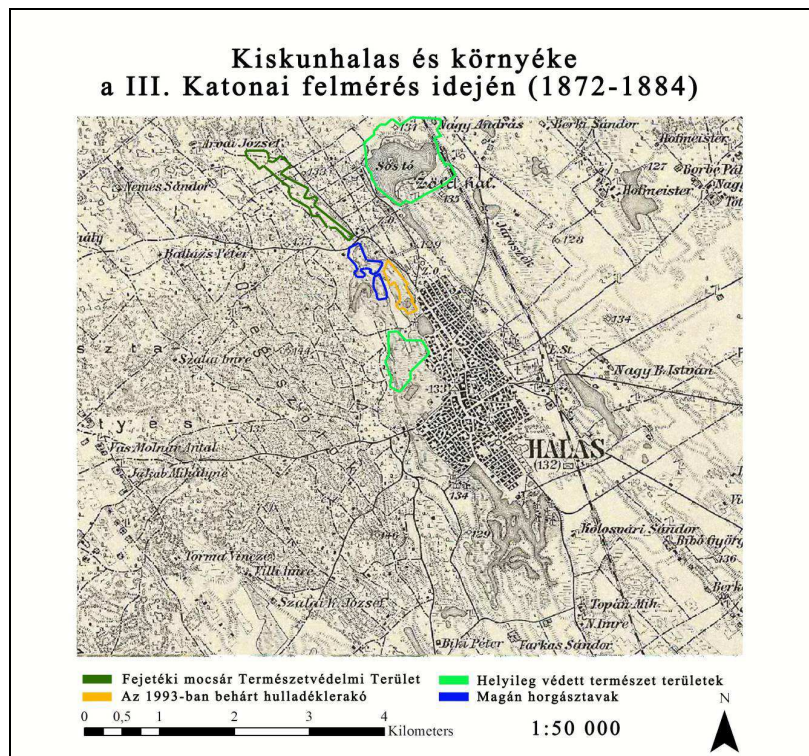
A II. Katonai felmérés idején készült térképen (8.ábra) már jól ábrázolják a lecsapolások hatását. A még pár évtizede víz alatt lévő északi nyúlványon ami a mai Fejetéki mocsár, már nem is jelzik a víz állandó jelenlétét, inkább egy kiszáradt zsombékost lehet felismerni a helyén. A tó többi része vagy eltűnt, vagy pedig nádal növényvel benőve van ábrázolva. Az is látszik, hogy a város

alapterülete nőtt, de a tőle keletre lévő szőlők még mindig megvoltak. A mezőgazdálkodást illetően a térképről azt lehet leolvasni hogy a szántókat és a legelőket számos belvíz sújtja, ez is adhatta az alapját a komolyabb lecsapolásoknak.



8. ábra: Kiskunhalas és környéke a II. Katonai felmérés idején (1806–1869), a vizsgált terület mai elhelyezkedésével (Forrás: Arcanum DVD-ROM, 2006; saját szerkesztés)

A harmadik Katonai felmérés 1872–1884 között készült térképén (9.ábra) már szinte alig jelzik a hajdani nagy tavat. A Fejétki Mocsár környezete is elkezdett beépülni a mai állapotoknak megfelelően. A tó maradványán nyílt vízfelületet nem is jelöl a térkép készítője inkább zsombékos, sásos, mocsaras felszínborítást jelez. A lecsapolások erejét jól mutatja, hogy a várostól keletre lévő mezőgazdálkodási területeken is még kevesebb a belvíz. A mezőgazdálkodás fellendülésének hatására a város is tovább terjeszkedett. A város modernizációját szintén jelzi, hogy ekkoriban már jelölik a térképen a városon áthaladó Budapest–Kelebia közötti vasútvonalat, melyen 1882-ben indult meg a vasúti közlekedés.



9.ábra: Kiskunhalas és környéke a III. Katonai felmérés (1872–1884) között a vizsgált terület aktuális elhelyezkedésével (Forrás Arcanum DVD-ROM, 2006; saját szerkesztés)

A település fejlődése és a táj változása igazán az 1950-es évektől kezdődően indult meg rohamléptekkel. Ahogy azt a 10. ábra is jól mutatja. Az 1976-ban készült Hazai-féle topográfiai térképen (10/A ábra) már jobban beépült a hajdani tómeder és környéke, valamint a vizes üde foltok is eltűnő félben voltak lényegében, de még mindig volt nyílt vízfelület.



10. ábra: A bezárt hulladéklerakó és környékének változása 1976–2009 között. (Sárga: bezárt hulladéklerakó; kék: magán horgásztavak; zöld: helyi jelentőségű védett természeti terület; Adatok forrása: Földmérési és Távérzékelési Intézet, 2012)

A 10/B-C ábrák pedig 2000 és 2009-ben készült ortofotók, amiken azt lehet látni, hogy a hajdani tómeder teljesen kiszáradt, de a területen 2000 táján elkezdtek kialakítani a mostani két már említett magán horgásztavat, valamint az 1993-ban bezárt hulladéklerakón lévő növényzet fejlődése is jól megfigyelhető. Összességében kijelenthető, hogy a hajdani Nagy-tó medre a lecsapolás ellenére napjainkban is egy üdőbb folt a város közepén, köszönhetően a magasabb talajvíz szintnek, a tómeder mélyebb fekvésének és az agyagtartalmú talaj összetételének.

4.2. A Fejetéki mocsár Természetvédelmi Terület

A Fejetéki mocsár Természetvédelmi Terület a kármentesítés után központi szerepet fog betölteni a terület restaurációja szempontjából. A védett természeti területen megtalálható megannyi faj és élőhelytípus megfelelő alapot fog adni az új rendbe hozott élőhely természetes benépesüléséhez. A Fejetéki mocsárban a nevével ellentétben nem csak lápi és mocsárnövényzet található, ellenkezőleg élőhely szempontjából igen összetett, mivel sok kisebb-nagyobb mozaikból tevődik össze a változatos tájtörténetének köszönhetően.

Élőhely	Á-NÉR	Term.	Jellemző társulás	Foltok összterülete TT (ha) FT (ha)	
rekettyefűzlápok	J1, J1xB1	(3-)4-5	Calamagrosti – Salicetum cinereae	6,80	6,88
kőises(-nyaras) mocsárerdők	J2, J2xJ1	3-4	Fraxino pannonicae – Alnetum	1,65	1,70
fűzmocsarak, nyárligetek	J3, J4	3-4	Berulo – Salicetum cinereae	0,68	0,98
nádas mocsarak és átmeneti nádasok	B1, B1xD2, B1xD4	4	Phragmitetum communis	2,05	2,05
magassásrétek és átmeneteik mocsárrétbe	B5, B5xD4	(3-)4-5	Caricetum acutiformis	2,04	2,07
zsombéksásosok és átmeneteik magassásrétkébe	B4, B4xB5	3-4-5	Caricetum paradoxae Caricetum elatae	0,80	0,80
kiszáradó láprétek és átmeneteik mocsárrétbe	D2, D2xD4	(3-)4-5	Succiso – Molinietum hungaricae	2,31	2,32
mocsárrétek és sztyeppesedő mocsárrétek	D4, D4xH5, D4xB5	3-4(-5)	Cirsio caní – Festucetum pratensis, Alopecureto – Festucetum pseudovinae	5,19	5,79
sztyepprétszerű, kiszáradt mocsárrétek	H5, H5xD4	3		2,23	2,26
jellegtelen száraz- és üde gyepek	O5, O6, O5xO6xP2	(2-)3	Potentillo arenariae – Festucetum pseudovinae	5,27	5,75
gyomnövényzet és gyomos gyep felhagyott szántón	O9, O5xO9	1-2		1,12	7,73
spontán kialakuló cserjések	P2	2-3-4		0,27	0,45
fásorok, ültetett facsoportok	S7, S7xO5, S7xP2	2-3		1,19	2,59
taposott gyomnövényzet	O13	1-2		0,21	0,40
szántó és lucernás	T1, T2	1		1,15	25,10
kiskertek, tanyák, gyümölcsösök és szőlők	T9, U4, U3, T8, T7	1-2		0,58	10,88
			összesen:	33,53	77,75

2. táblázat: A Fejetéki-mocsár Természetvédelmi területen megtalálható élőhely (Term. = Seregélyes-féle természetességi érték. A foltok összterülete egyrészt a védett természeti területre /TT/, másrészt a felmért területre /FT/ vonatkozik, Vácrátót, 2006 (Készítette: HORVÁTH ANDRÁS)

A 2006-os HORVÁTH ANDRÁS által készített állapotfelmérés a rekettyefűzlápoktól, a mocsárréteken és a zsombéksásosokon keresztül egészen a felhagyott gyümölcsösökig sorolja be az

ott megtalálható élőhelytípusokat. A terület természetessége 4-es kategóriába sorolható. Magyarországon a természetesség becslésére az ún. NÉMETH–SEREGÉLYES-féle skála a használatos, mely már közel 15 éve bevált és az európai hagyományoknak is megfelel):

- teljesen leromlott, tönkrement állapot (1-es)
- erősen leromlott állapot (2-es)
- közepesen leromlott állapot (3-as)
- természetközeli állapot (4-es)
- természetes, illetve annak tekinthető állapot (5-ös) (NÉMETH–SEREGÉLYES, 1989 alapján).

A természetesség-érték az adott élőhelyfolt szakértői minősítése, amely figyelembe veszi a szerkezeti és fajkészleteti jellemzőket, majd a viszonyítási szélsőségeit az élőhelytípusnak környékében ismert legtermészetesebb, legfajgazdagabb és a legdegradáltabb, legfajszegényebb állományai jelölik ki (MOLNÁR et al., 2003).

A 2. táblázat jól mutatja, hogy a védett természeti területen legalább 21 különböző élőhely található az általam a hulladéklerakón végzett cönológiai felvételezés ezzel szemben csak kettőt igazolt. Ez is azt bizonyítja, hogy a bezárt szeméttelep biodiverzitás tekintetében szegényes, így lesz a fajvándorlás végett a Fejetéki mocsárnak és a Csetényi parknak kulcsszerepe a terület ökológiai restaurációjában. Ezt a folyamatot főként azért lesz érdemes figyelemmel kísérni, és ahol kell ott beavatkozni az özöngyomok újbóli elterjedését megakadályozván, mert a védett területen 2 fokozottan védett, 36 védett növényfaj található, valamint 59 madárfaj, 12 kételtű és hüllőfaj található, amelyeknek megfelelő körülmények lesznek a továbbterjedésre a kármentesítés után. Természetesen az fauna hamarabb megtelepedhet a területen, mint a védett flóra annak immobilitása miatt, de idővel egy gazdag élőhely alakul ki. A Fejetéki mocsár védett természeti értékeit az 2–5. melléklet mutatja be.

4.3. A kiskunhalasi Csetényi parki helyi jelentőségű védett természeti terület

A helyi jelentőségű védett természeti terület mintegy 18 ha-on terül el a város központjától alig egymásfél kilométerre. A védetté nyilvánítást Kiskunhalas Város Önkormányzatának 22/2005 (VI.01). számú rendeletének módosítása képen a 15/2007 (IV.27.) számú rendelet tette lehetővé, és a védett státuszra azért volt alapvetően szükség, mivel a városközpont közelsége értékes ingatlanná teszi a parkot. A NÉMETH–SEREGÉLYES-féle skála alapján a terület a 3-as közepesen leromlott kategóriába sorolható, melynek oka a terület szabad látogathatósága és a nagymértékű szemetelés és rongálás. A terület értékét e a hajdani Nagy-tó régi medrében kialakított esővíztározók és az e vizes élőhelyeken

és környékükön megtalálható flóra és fauna adja, de ezek pontos szakszerű felmérésére még nem volt lehetőség, így a saját tapasztalataimra támaszkodva említenék meg pár fajt.

Állatvilágát tekintve szinte megegyezik az északabbra húzódó Fejetéki mocsár Természetvédelmi Területtel. Megtalálható itt számos madár, kételtű és hüllőfaj is, többek közt, mint például a fekete rigó (*Turdus merula*), a tengelic (*Carduelis carduelis*), a sordély (*Emberiza calandra*), a mocsári teknős (*Emys Orbicularis*), a tavi béka (*Rana ridibondus*), a gyepi béka (*Rana temporaria*), vagy a vízi sikló (*Natrix natrix*) stb.

Flóra tekintetében szintén gazdag védett fajokban a park, megtalálható itt többek közt például az agár kosbor (*Orchis morio*), a mocsári aggófű (*Senecio paludosus*), vagy a mocsári kosbor (*Orchis laxiflora ssp. palustris*) is. Bár nem védett, de a területen nagymennyiségben fordul elő a közönséges nád (*Phragmites australis*), mely növény fontos szerepet tölt be az itt fészkelő madarak életében, és pontosan emiatt van szükség a védett státuszára, valamint evégett is lesz fontos szerepe a kármentesítés utáni fajvándorlás tekintetében.

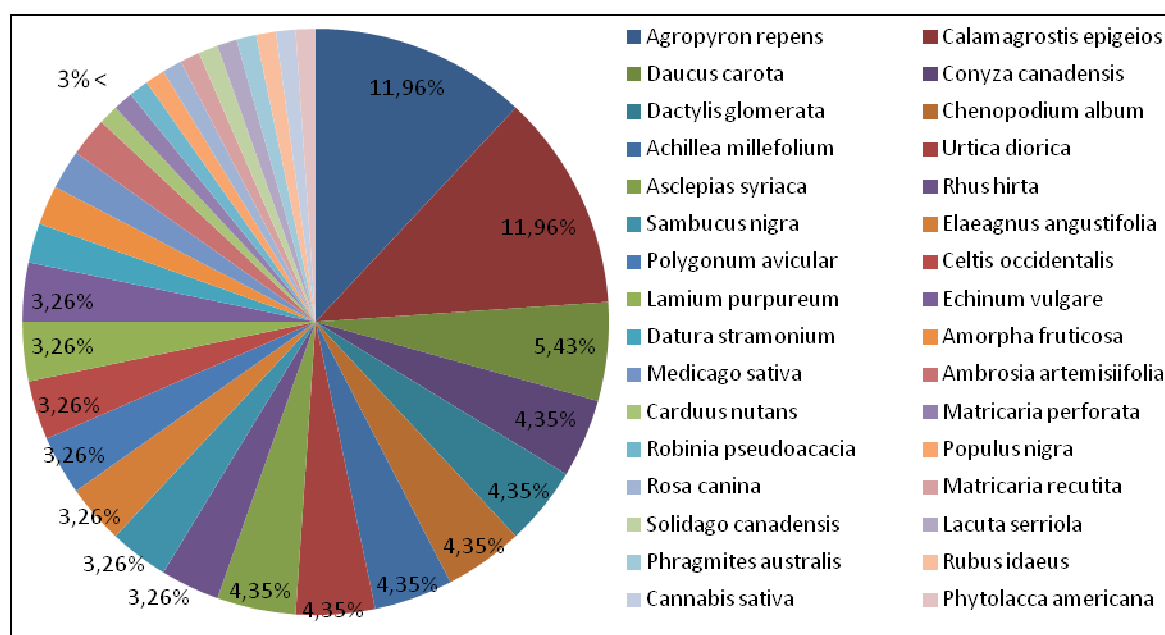
4.4. A hulladéklerakó vegetációjának cönológiai becslésen alapuló felmérésének eredménye

A cönológiai felvételezés során azt tapasztaltam, hogy a hulladéktestet a hulladéklerakóban egy sekély alig 20 centiméteres földréteggel fedték be a lerakó bezárása után. Ezen a földrétegen megtelepedtek az olyan főként pionír fajok, amelyek jól bírják azokat a mostoha körülményeket, amelyet a szegényes talaj, a felszínhez képest mélyebben lévő talajvíz és a gyökeik alatt lévő hulladék szennyezése okoz. A körülmények és a felmérés alapján a terület az „U4 – Telephelyek, roncssterületek és hulladéklerakók”, valamint az „U5 – Meddőhányók, földdel már befedett hulladéklerakók” Á-NÉR kategóriákba sorolható. Az U4 kategóriára jellemző, hogy többnyire száraz, kötött talajú vagy sóderrel, kötörmelékkal, betonnal borított, zárt területek, melyeket gyomnövényzet borít és a természetessége ezeknek a területeknek 1-es. Az U5 kategóriába sorolt területek az ipari tevékenység melléktermékeként keletkező, nem talaj jellegű ásványi szubsztrátok lerakatai (leggyakrabban homok, agyag, salak, kő- vagy kavics törmelék), a spontán vagy rekultivációs szukcessziók különböző stádiumaiban lévő változatos élőlényközösségekkel. Természetessége 1-es, esetleg 2-es. A nagyobb regenerálódó vagy már természetközeli növényzettel fedett részek lehatárolandók, és az adott élőhelykategóriába sorolandók. Nem tartoznak ide a több évtizede felhagyott, élőhelyileg már azonosítható növényzetű meddőhányók felszínei (BÖLÖNI et al., 2007). A cönológiai felvételezés eredményei az alábbi táblázatban találhatók összesítve (3. táblázat).

3. táblázat: **A Cönológiai felvételezés eredményei**

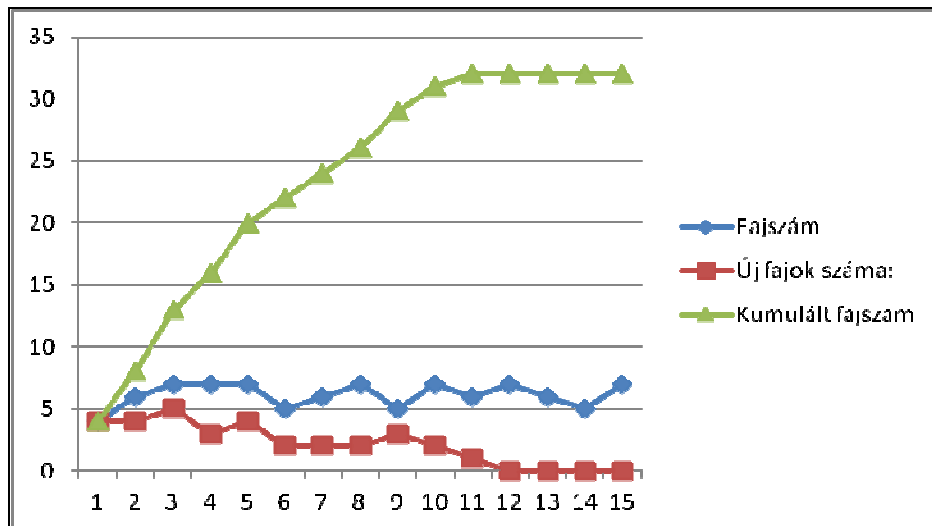
Készítette: Kende Zoltán			Készítés helye: Kiskunhalas, Jókai utcai hulladéklerakó					GPS: É 46° 26' 45.86", K 19° 28' 4.87"					Dátum: 2012. augusztus 18.				
Felmért állomány/társulás: U4 – Telephelyek, roncsterületek és hulladéklerakók; U5 – Meddőhányók, földdel már befedett hulladéklerakók”													Terület lejtése: 2%				
Terület kitettsége: ÉNy–DK			Alapközet: homok			Talajtípus: Váztalaj					Tengerszint feletti magasság: 132 m						
Kvadrát méret: 2X2 m			Kvadrátok eredményei														
#	magyar név	latin név	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	13	14.	15.
1.	amerikai alkörmös	<i>Phytolacca americana</i>						X									
2.	betyárkóró	<i>Conyza canadensis</i>				X				X		X				X	
3.	bókoló bogáncs	<i>Carduus nutans</i>				X											
4.	csattanó maszlag	<i>Datura stramonium</i>	X											X			
5.	csumós ebir	<i>Dactylis glomerata</i>		X					X						X	X	
6.	ebszékfű	<i>Matricaria perforata</i>					X										
7.	ecetfa	<i>Rhus hirta</i>								X				X			X
8.	fehér akác	<i>Robinia pseudoacacia</i>									X						
9.	fehér libatop	<i>Chenopodium album</i>			X			X	X						X		
10.	fekete bodza	<i>Sambucus nigra</i>						X			X				X		
11.	fekete nyár	<i>Populus nigra</i>										X					
12.	gyalogakác	<i>Amorpha fruticosa</i>		X													X
13.	gyepürózsa	<i>Rosa canina</i>								X							
14.	kamilla	<i>Matricaria recutita</i>					X										
15.	kanadai aranyvessző	<i>Solidago canadensis</i>									X						
16.	keskenylevelű ezüstfa	<i>Elaeagnus angustifolia</i>							X			X			X		
17.	keszegsaláta	<i>Lacuta serriola</i>			X												
18.	közönséges cickafark	<i>Achillea millefolium</i>			X		X			X				X			
19.	közönséges nád	<i>Phragmites australis</i>										X					
20.	lucerna	<i>Medicago sativa</i>					X										X
21.	madárkeserűfű	<i>Polygonum avicular</i>							X					X	X		
22.	málna	<i>Rubus idaeus</i>											X				
23.	nagy csalán	<i>Urtica diorica</i>					X			X		X	X				
24.	nyugati osterfa	<i>Celtis occidentalis</i>									X	X	X				
25.	parlagfű	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>			X	X											
26.	piros árvacsalán	<i>Lamium purpureum</i>		X		X		X									
27.	selyemkóró	<i>Asclepias syriaca</i>		X		X								X		X	
28.	siskánád	<i>Calamagrostis epigeios</i>	X	X	X	X	X		X	X		X	X	X			X
29.	tarackbúza	<i>Agropyron repens</i>	X	X	X		X			X	X		X	X	X	X	X
30.	terjőkekígyószisz	<i>Echinum vulgare</i>				X		X									X
31.	vadkender	<i>Cannabis sativa</i>	X														
32.	vadmurok	<i>Daucus carota</i>			X				X				X			X	X
A felmért területen, a felvétel során fellelt új fajok (db):			4	4	5	3	4	2	2	2	3	2	1	0	0	0	0
Összes fajszám növekedése a felmért területen (db):			4	8	13	16	20	22	24	26	29	31	32	32	32	32	32

A cönológiai felvételezés során 31 különböző fajt tudtam azonosítani a bezárt hulladéklerakó területén. A 15 kvadrát elég nagy mintavételi számot biztosított, hogy nagy pontossággal fel lehessen mérni a növényzet faji összetételét. További kvadrátok kijelölése indokolatlan volt, ugyanis az új fajok azonosítása már nem biztosítható elfogadható idő és energia befektetése mellett. A felvételezés során az U 4–5 kategóriába sorolt élőhelynek megfelelő indikátorfajok kerültek elő: Pl: tarackbúza (*Agropyron repens*), siskanád (*Calamagrostis epigeios*), betyárkóró (*Erigeron canadensis*) stb.. A degradált élőhelyet jól jellemzi, hogy a növények teljesen egyöntetűen nem fordultak elő a területen, hanem foltokban elszórtan jelennek meg és egy-egy faj néha csak egy-két egyeddel képviselteti magát, valamint maguk az egyedek a rossz talajadottságok végett csökevényesek, vagy fejletlenek. Az élőhely kategóriának megfelelően a természetessége 1-es, így a tájra jellemző természetes és őshonos vegetációnak (nyílt homoki tölgyes, kékperjés láprét, sztyepprét stb.) nyomát nem találtam. A meglévő növényfajok nagy része özöngyom, védett növényfaj nincs jelen.



11. ábra: A felvételezés során fellelt fajok százalékos eloszlása (saját szerkesztés, 2012)

A felvételezés során egészen a 11. kvadrátig lehetett új fajt találni az utána lévőekben már az addig is megtalált fajok szerepeltek. Ezek alapján kirajzolódott a fajok megjelenése és az össz fajszámot jelző diagram (12. ábra). A területen a leggyakoribb fajok (11. ábra) a siskanád (*Calamagrostis epigeios*) és a tarackbúza (*Agropyron repens*), amelyek az adott élőhelytípusba beleillenek, és más hulladéklerakókon, meddőhányókon is uralkodó fajok már a szukcesszió 5-10 éves előrehaladtakor. A további meghatározó fajok közé tartozik még a fekete bodza (*Sambucus nigra*) és a piros árvacsalán (*Lamium purpureum*).



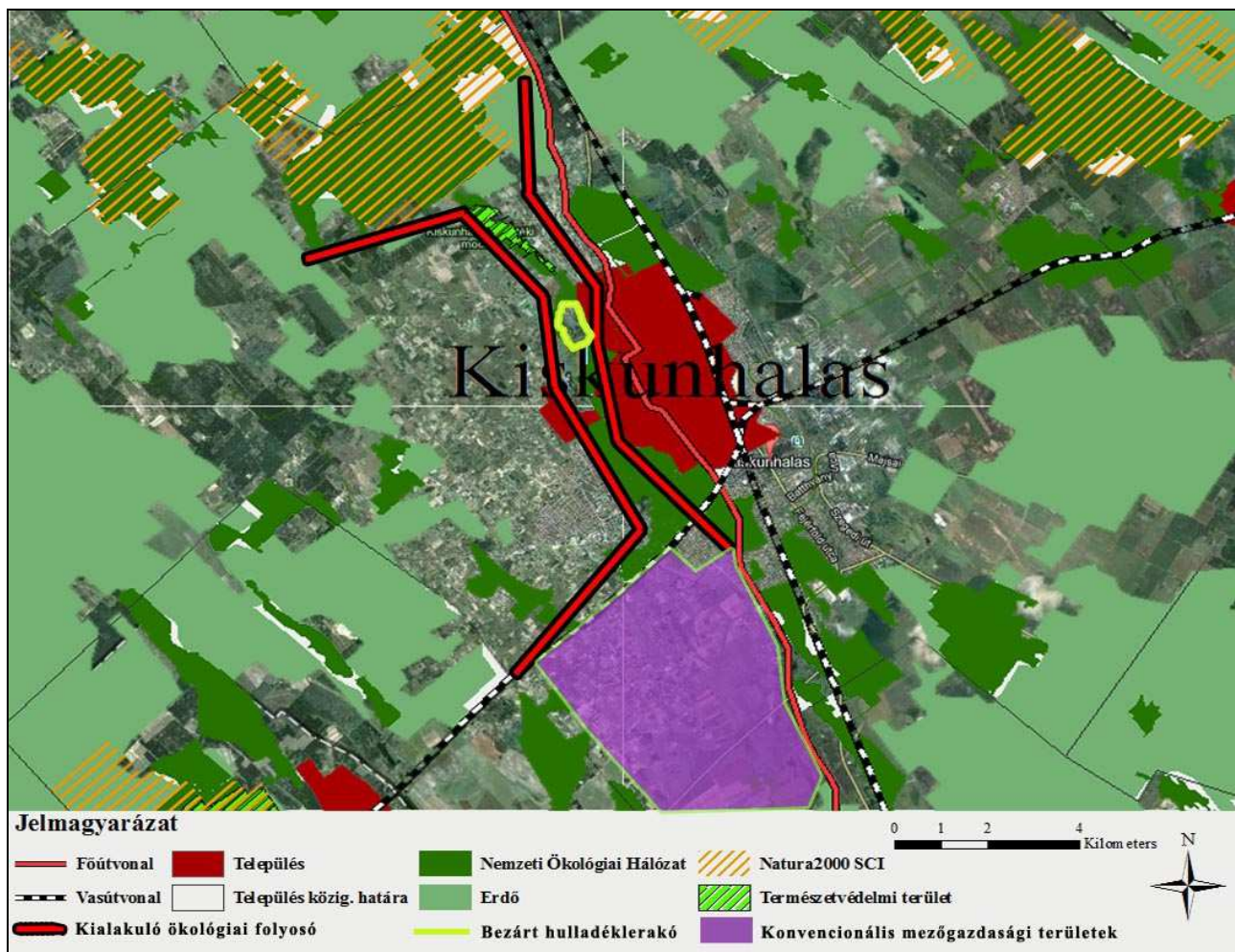
12. ábra: A hulladéklerakó területén végzett cönológiai felvételezés folyamán a fajszám és a kumuláltfajszám alakulása (Saját ábra, 2012)

A szukcesszió a cserjésedés fázisában tart, emiatt a területen a fekete bodzán kívül található még gyepürózsa (*Rosa canina*), csökevényes nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*) és ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*) is. A faji összetétel arra enged következtetni, hogy a legtöbb faj a szeméttel, a széllel vagy a területen megtalálható csekély fauna által telepedett meg. Erre a legjobb indikátor a málna (*Rubus idaeus*) és az amerikai alkörmös (*Phytolacca americana*), amelyek csak 1-1 példányban képviseltetik magukat a területen. A málna még nem fordult termőre, ami arra enged következtetni, hogy vagy nem rég került a területre valamilyen módon, de a rossz termőhelyi körülmények is okozhatják a termés hiányát, az ellenben biztos, hogy a talajban a gyökerei víz közelében lehetnek, mivel a málna alapvetően egy vízigényes növény. A területen megtalált összes fajt 6. számú melléklet tartalmazza.

4.5. A táj természeti és környezeti állapotának értékelése

Az előbbiekben a tájváltozás taglalásánál (10. ábra) említettem, hogy az ökológiai hálózat része lesz a kármentesített hulladéklerakó területe, egészen addig amíg nem hasznosítják valamilyen egyéb módon. Történni fog ez azért, mert a „restaurációs ökológia” témakörénél STANDOVÁR–PRIMACK, 2001 és CAIRNS–HECKMAN, 1996 alapján vázolt négy típusa közül Kiskunhalas esetében a kármentesítés után a „be nem avatkozás” elve lesz a követendő, mivel a hulladéklerakótól északra és délre is egy-egy védett fajokban gazdag viszonylag természetesen megmaradt természeti terület található, amikről valószínűsíthető a fajvándorlás. A fajvándorlás a két védett természeti terület között a kármentesített hulladéklerakóval a két mesterséges horgásztavat kiegészítő elméleti ökológiai folyosó segítségével valósul meg, amely a Kiskunhalas városától északra található Pirtói

homokbuckák Natura 2000 SCI védett természeti területtől egészen a város dél-nyugati végénél található nagykiterjedésű konvencionális-extenzív mezőgazdálkodási területekig terjed (13. ábra).



13. ábra: A kialakuló ökológiai folyosó és a Nemzeti Ökológiai Hálózat elhelyezkedése (Forrás SZIE-KTI Humánstúdió; saját szerkesztés, 2012)

Az ökológiai folyosó beleillik majd a Nemzeti Ökológiai Hálózatba (NÖH). A NÖH alapját az 1999-ben Genfben elfogadott Pán-Európai Ökológiai Hálózat (PEEN) kialakítására vonatkozó irányelvek adják. Ezek közt az egyes országok közös irányelvek alapján megtervezik a saját nemzeti ökológiai hálózatukat, amelyekből összeadódik a PEEN. Eddig 16 európai ország, köztük hazánk is csatlakozott a programhoz, így alakították ki a hazai NÖH-t (ARNDTNÉ, 2008). Az ökológiai hálózat alapfelvetését az adja, hogy nem elegendő csak a fajokat és a természetes élőhelyeket védeni, hanem szükség van a természetes élőhelyek megfelelő méretű kiterjedésére, és az élőhelyek közötti kapcsolódásra is, hogy a természetes folyamatok dinamizmusa fennmaradjon (NAGY, 2004). Ezek alapján kialakították a magterületeket, amelyek jelentős ökológiai értékkel és természetes vagy ahhoz közeli élőhelyekkel bírnak. Két magterületet, vagy értékesebb zöldövezetet összekötő területeket ökológiai folyosóknak neveznek, amelyek a nevükből adódóan átjáróként funkcionálnak a fajok számára. Ezen felül kialakítottak még puffer területeket amik a magterületeket és az ökológiai folyosókat övező védőzónák, valamint léteznek még rehabilitációs

területek is amik egy ökológiai helyreállítás után magterületnek tekinthetők a jövőben (ARNDTNÉ, 2008). Az 13. ábrán is jól látszik, hogy a bezárt hulladéklerakó a kármentesítés után jól beleillik majd a Kiskunhalas környékén található NÖH-ba egy kialakuló ökológiai folyosó szerepét részeként.

A természeti állapot értékelése után a környezeti állapotot is érdemes górcső alá venni. Az egész környék egy sűrűn a lecsapolások után beépített antropológiailag zavart és szennyezett területként jellemezhető. A hulladéklerakón 2010-ben végzett tényfeltárási munkák számos komoly szennyezésre derítettek fényt. Az Agruniver Holding Kft. számos helyről vett talaj és talajvíz mintákat, amelyeket később a Wessling Hungary Kft. vizsgált be. Ezek a mintavételek alapján kiderült, hogy a hulladéklerakón lévő talajréteg talajösszetételét tekintve a homoklisztes finomhomok és az iszapos homokliszt kategóriába tartozik, ezt jól alátámasztja a cönológiai felvételezés során talált csekély fajösszetételű növénytakaró és a saját megfigyeléseim is.

A talaj szennyezettségét tekintve elmondható, hogy az Alföldön általános problémát jelentő Arzén (As) az egyik fő szennyező forrás ebben az esetben is, ugyanis több esetben is átlépte a „B szennyezettségi határértéket”. Szennyezettségi határértékeket tekintve a 219/2004. (VII.21.) *a felszín alatti vizek védelméről* c. kormányrendelet alapján megkülönböztetünk „A”, „Ab”, „B”, „D”, „E” és „M” háttér-koncentrációs kategóriákat. Az „A” háttér-koncentráció egy reprezentatív érték, ami az egyes anyagok a természetben előforduló az emberi hatásoktól kevésbé vagy egyáltalán nem befolyásolt koncentrációját jelöli. Az „Ab” háttér-koncentrációt másnéven bizonyított koncentrációnak is nevezik, amely a felszín alatti vízre, illetve a földtani közegre jellemző vizsgálatokkal megállapított tényleges háttér-koncentrációt jelöli.

A „B” határérték a jogszabályban, illetve ezek hiányában hatósági határozatban meghatározott olyan szennyezőanyag-koncentrációt jelöl, amelynek bekövetkeztekor a földtani közeg, a felszín alatti víz szennyezettnek minősül, figyelembe véve a felszín alatti víznél az ivóvízminőség és a vízi ökoszisztémák igényeit, földtani közeg esetében pedig a talajok többes rendeltetését és a felszín alatti vizek szennyezéssel szembeni érzékenységét (SZOBOSZLAY–KRISZT, 2008).

A kormányrendelet alapján a „D” kategóriába a kármentesítési célállapot határértékek tartoznak, amely a hatósági határozatban előírt koncentrációkat jelölik és a kármentesítés eredményeként ezeket a határértékeket kell elérni tartósan. Az „E” egyedi szennyezettségi határérték egy adott területen (pl. telephely) engedélyezett speciális határérték, „M” igénybevételi határértéknek pedig a víztest adott lehatárolt részén hasznosítható felszín alatti vízkészletet jelöli $m^3/év$ ben kifejezve. A 214/2004-es rendeletet a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM *a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a*

szennyezések méréséről c. együttes rendelet a egészíti ki a szennyezettség vizsgálatának szabályozásával.

Az arzén nem feltétlen a hulladéktestből származik, hanem magából a talajból. Ennek a vizsgálat eredményeinek egy részét a 10. ábra mutatja. További talajszennyező anyagként a markolósos mintavétel során előfordultak még TPH (alifás szénhidrogén) vegyületek is. Ezeknek a szennyezettségi mértéke a „B” határértéket egy esetben haladta meg 2,5X-es mértékben.

Komponens	Fluorid	Klorid	Nitrát	Ortofoszfát	Szulfát	Nitrit	Ammónium
Mérték-egység	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³	mg/dm ³
„B” érték	1,5	250	50	0,5	250	0,5	0,5
KH-1	0,5	12,0	<1	<0,5	15,0	<0,01	<0,02
KH-2	0,5	13,0	<1	<0,5	25,0	<0,01	0,2
KH-3	0,4	36,0	<1	<0,5	8,0	0,0	1,0
KH-4	0,5	29,0	15,0	<0,5	167,0	0,1	0,1
KH-5	1,8	153,0	103,0	<0,5	1 040,0	0,5	<0,02
KH-6	1,7	135,0	16,0	<0,5	618,0	0,1	<0,02
KH-7	2,1	52,0	<5	<0,5	257,0	0,0	0,1
KH-8	2,2	722,0	<5	<0,5	314,0	<0,01	0,1
KH-9	1,9	272,0	<5	<0,5	1 230,0	0,0	0,4
KH-10	2,0	347,0	<5	<0,5	498,0	<0,01	1,5
KH-11	2,8	142,0	180,0	<0,5	225,0	0,2	<0,02
KH-12	0,5	82,0	2,0	<0,5	155,0	0,2	0,1
KH-13	0,4	48,0	<1	0,5	370,0	0,1	0,2
KH-14	1,6	181,0	<5	<0,5	1 370,0	<0,01	72,0
KH-15	1,8	400,0	<5	<0,5	1 340,0	0,1	150,0
KH-16	0,6	153,0	5,0	<0,5	202,0	0,2	2,2
KH-17	<0,1	132,0	56,0	<0,5	90,0	0,7	<0,02
KH-18	<0,1	124,0	<1	<0,5	188,0	<0,01	<0,02
KH-19	<0,5	41,0	<5	<0,5	202,0	0,0	0,1
KH-20	<0,5	357,0	<5	1,0	1 240,0	0,0	0,1
KH-21	<0,1	4,0	<1	<0,5	74,0	<0,01	0,1
KH-22	0,3	36,0	<1	<0,5	339,0	0,0	0,1
KH-23	0,7	69,0	<1	<0,5	201,0	0,1	0,5
KH-24	<0,5	226,0	<5	<0,5	269,0	<0,01	0,0
KH-25	0,3	153,0	<1	<0,5	349,0	<0,01	0,1
KH-26	0,1	3,0	<1	<0,5	150,0	0,1	3,1

4. táblázat: a hulladéklerakóból vett talajvízminták szennyezettsége
(Forrás: Agruniver Holding Kft., 2010)

A talajvíz szennyezettsége a talajmintákkal ellentétben már igen szembetűnő. A 4. táblázat összefoglalt vizsgálati eredmények egyértelműen mutatják, hogy a kármentesítési beavatkozás aktuálissá vált. A talajvizet a fúrásokkal átlag 2 m mélyen megtalálták. Az ábrán bemutatott hét különféle szennyező anyag a legtöbb mintavételi ponton átlépte a „B” értéket, sok esetben akár tízszeres mértékben is. A talajvíz szennyezettségénél rendkívül fontos figyelembe venni a talajvíz nyomási és áramlási körülményeit. A talajvíz nyomás értékei alapján a szeméttelp északi része és a magán horgásztó déli vége között folyó Dong-ér völgyi főcsatorna jelentős mennyiségben lehúzza a talajvizet, így a főcsatorna a szennyezést nemcsak hogy lehúzza a hulladéklerakó területéről, hanem megakadályozza ezen szennyeződések továbbterjedését a kicsit északabbra elterülő Fejetéki mocsár Természetvédelmi Terület felé, illetve a Csetényi park felé. Ezek alapján kijelenthető, hogy a védett természeti területek közvetlenül nincsenek veszélyeztetve a szennyeződések által, esetlegesen a vándorló fajok és a szél hatására közvetett másodlagos hatások végett érintettek maximum. Így az

élővilág legalább ezektől a károsító hatásoktól védve van, bár anno amikor a főcsatornát építették erre nem is gondoltak a tervezői, hogy a jövőben természetvédelmi célokat is szolgálhat, természetesen a kármentesítés után problémát jelenthet a talajvíz további levezetése, hiszen így egy kiszáradó terület jöhet létre.

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	Co	Se	Mo	Sn	Ba	Ag
Mértékegység	mg/kg													
"B" érték	15	1	75	75	40	100	200	0,5	30	1	7	30	250	2
KH-1/1,2m	<5	<0,5	7	3	5	2	9	<0,02	2	<0,3	<1	<5	11	<1
KH-2/1,2m	<5	<0,5	9	4	8	3	14	<0,02	3	<0,3	<1	<5	17	<1
KH-3/1,3m	5	<0,5	14	11	11	8	28	<0,02	4	<0,3	<1	<5	41	<1
KH-4/2m	14	<0,5	14	8	13	4	22	<0,02	5	<0,3	<1	<5	30	<1
KH-5/1,6m	97	<0,5	15	8	14	5	22	<0,02	5	<0,3	<1	<5	42	<1
KH-6/1,3m	37	<0,5	19	17	19	6	28	0,02	6	0,3	<1	<5	39	<1
KH-7/0,8m	31	<0,5	10	5	8	2	12	<0,02	3	<0,3	<1	<5	21	<1
KH-8/0,7m	17	<0,5	7	3	6	2	10	<0,02	2	<0,3	<1	<5	20	<1
KH-9/2m	12	<0,5	14	8	14	4	22	<0,02	6	<0,3	<1	<5	35	<1
KH-10/1,1m	23	<0,5	15	10	14	5	25	<0,02	5	<0,3	<1	<5	81	<1
KH-11/1,3m	7	<0,5	15	9	16	5	25	<0,02	5	<0,3	<1	<5	40	<1
KH-12/0,8m	<5	<0,5	10	6	8	3	14	0,03	2	<0,3	<1	<5	30	<1
KH-13/1,5m	8	<0,5	11	6	8	5	20	0,03	3	<0,3	<1	<5	35	<1
KH-14/1,8m	7	<0,5	7	4	4	6	15	0,05	1	<0,3	<1	<5	19	<1
KH-15/3m	16	<0,5	8	4	6	3	14	0,05	2	0,4	<1	<5	29	<1
KH-16/1m	<5	<0,5	4	2	3	2	8	<0,02	1	<0,3	<1	<5	6	<1

5. táblázat: a talajminták szennyezettsége a hulladéklerakó területén
(Forrás: Agruniver Holding Kft., 2010)

A fentebb említett szennyezések forrása maga az alföldi talajviszonyokon kívül a tárolt hulladéktest (5. táblázat). A hulladéktest összetétele a tényfeltárást végző cég a markolások, árkolások hulladék mintavétele alapján a következőképpen alakul: 40% kommunális frakció (könnyű frakció), 45% finom inert frakció (földtakarás), 15% durva inert frakció (építési törmelék). Ezen felül a vizsgálatok azt mutatták ki, hogy a hulladéklerakó északi részén jelentős mennyiségű vas illetve acél hulladék van jelen, ezt az eredményt igazolja az a tény is, hogy a megszüntetett volt szovjet laktanyából is számos roncsot, acélhuzalt és gumibroncsot vittek ki a területre. Ezen felül a szennyezés eredhet számos illegális hulladéklerakásból is, amelyek kilétére, típusaira és mennyiségére a teljes kármentesítési folyamat megkezdése előtt nem derül fény, de valószínűsíthető, hogy akkumulátorok és motorolajos, benzines és egyéb vegyszereket tároló műanyag kannák és flakonok is lehetnek a talajban.

Az eddigi eredmények alapján kijelenthető, hogy a kiskunhalasi Jókai utcai bezárt hulladéklerakó a cönológiai felvételezés során észlelt fajok, valamint a tényfeltárási adatok tükrében a NÉMETH–SEREGÉLYES-féle skálán joggal sorolható be az 1-es teljesen leromlott, tönkrement állapotú területek közé. Ezen felül pont illik rá az U4-U5 Á-NÉR kategória is. Maga a hulladéklerakó egy elég erős szennyezőforrás a területen, és a régebben megépített Dong-ér völgyi

főcsatornának és a város tengerszint feletti magasságának köszönhetően a talajvízben a szennyeződés nem a védett természeti területek felé áramlik, hanem azoktól távolodik. A tényfeltáró a javaslatételében megfogalmazza a humán-egészségügyi kockázatait, és ez alapján javaslatot tett a bór (B), a nikkel (Ni), a benzol és a TPH szennyezőanyag koncentrációk „D” kármentesítési célállapot határérték alá csökkentését. A

4.6. A kármentesítési eljárás folyamata és várható eredménye

A tényfeltárást végző cég a javaslatok között megfogalmazta, hogy a hatályos jogszabályok alapján a területen kármentesítő beavatkozás szükséges. A javaslat alapján a következő lenne a kármentesítés menetrendje:

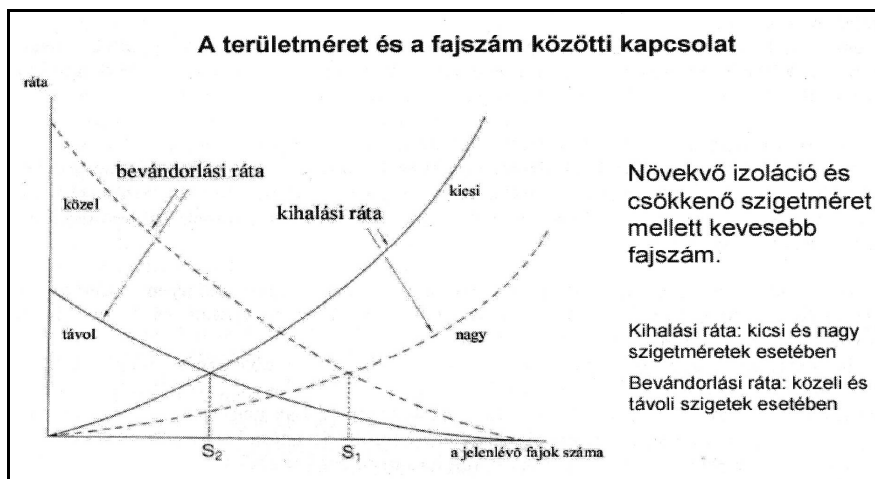
1. Hulladék kitermelése hulladéklerakó déli részén és áthalmozása északi területre;
2. Vízbeszűrő létesítmények (úszózsompok a lerakó déli területén), komplex víztisztító berendezés és tisztított víz visszanyelő egységek telepítése;
3. A felszín alatti víz szennyezettségének megtisztítása „D” értékig a lerakó déli területén a szennyezett felszín alatti víz kitermelésével és a telepített víztisztító rendszer üzemeltetésével;
4. Mechanikai előkezeléssel szétválasztandó inert hulladékok lokalizációjának előkészítése megtisztított déli területen tiszta talaj feltöltéssel;
5. hulladék mechanikai előkezelése;
6. A mechanikai előkezeléssel szétválasztott kommunális hulladék (könnyű frakció), valamint a szétválasztott veszélyes hulladék elszállítása kezelőhöz;
7. Mechanikai előkezeléssel szétválasztott inert hulladékok elhelyezése előkészített lokalizációs területen;
8. Lokalizációs depónia felső lezárása a 20/2006 (IV.5.) KvVM rendelet 4. mell. 1.2.2. pont szerinti rétegrenddel, övások megépítése, füvesítés;
9. A felszín alatti víz szennyezettségének megtisztítása D értékig a lerakó középső és északi területén a szennyezett felszín alatti víz kitermelésével és a telepített víztisztító rendszer üzemeltetésével;
10. Beavatkozási terület helyreállítása

Ezek után a várható eredmény egy megtisztított volt hulladéklerakó terület a déli végében egy inert hulladék depóniával, valamint a többi részen a már említett sekélyen lévő talajvíz hatására egy mocsaras, vizenyős terület kialakulása a valószínű. Így a már említett északra és délre fekvő védett természeti területekről megkezdődhet a fajok vándorlása és egy természetesebb ökoszisztéma kialakulása.

4.7. A lehetséges bevándorló fajok

A Fejetéki mocsár alapvetően egy fragmentálódott elszigetelődött élőhely, de pont ebből fakad az értéke is a mozaikosságának köszönhetően. A Csetényi park helyi jelentőségű védett természeti terület pedig önmagában azért fontos, mert a város közepén egy üde folt, amely jelentős élőhelyet biztosít egyes védett, illetve vándorló fajoknak. Ez a két apró sziget a már említett PEEN fontos része lesz és a szigetelmélet tökéletesen illik rá. Európában az elmúlt évtizedek folyamán radikális tájtalakulások mentek végbe, ennek okán az élőhelyek elszigetelődtek egymástól, így az élőhelyek csökkenésével azok fajsza ma is csökkent, ez történt a Fejetéki mocsár esetében is. Ezáltal is fontos a PEEN, hogy ezt a folyamatot valamilyen szinten csökkentse, vagy kompenzálja. Az ún. „Szigetelmélet” szerint, amely alapját az óceánokon lévő apró egymástól elkülönülő, de fajilag nagyrészt azonos szigetek ihlettek meg az előbbieken leírt európai élőhely-degradáció végett több elszigetelődött élőhely alakult ki, amelyek tekinthetők egy-egy apró szigetnek is, ahogy a kiskunhalasi Fejetéki mocsár Természetvédelmi Terület is az. Ilyen sziget lehet a jövőben kármentesített hulladéklerakó helyén létrejövő zöld övezet is. A szigetelmélet lényege JEDICKE (1994) szerint az, hogy:

- a sziget mérete meghatározza a fajszámot
- a szigeten egyensúlyi állapot van a bevándorló fajok és a kipusztult fajok száma között (imigráció, extinkció)
- Az újonnan betelepülő sziget esetén magas imigrációs és alacsony extinkciós rátáról beszélhetünk, egészen addig amíg az egyensúlyi állapot be nem áll a sziget mérete és a fajszám között.
- egy sziget első betelepülésének sikere függ a sziget méretétől és a startélőhely távolságától. Ha messze van a következő sziget egy-egy pihenőhely közbeiktatásával áthidalható a távolság, ez az ugródeszka effektus.



14. ábra: A területméret és a fajszám közötti kapcsolat a szigetek mérete és távolsága tükrében (MAC ARTHUR, 1963 és MAC WILSON, 1967 alapján)

Ezek alapján még inkább valószínűsíthető, hogy a hulladéklerakó helyén létrejövő zöld területen megfognak jelenni a védett fajok, hiszen a szigetelméletbe tökéletesen beleillik a terület tagolódása és faji összetétele. Magas lesz az imigrációs és alacsony az extinkciós ráta, amely a szigetelmélet megalkotói MAC ARTHUR (1963) és MAC WILSON (1967, 1971) szerint a területméret és a fajszám közötti kapcsolat egy exponenciális görbén is bemutatatható (14. ábra). Ennek kedvez a fajok starthelyének a közelsége is (Fejetéki mocsár, Csetényi park), így könnyedén nélkül vándorolhatnak a fajok.

Számos kutató foglalkozik azzal, hogy alapvetően ez a tengerek szigeteire felállított elmélet megállja-e a helyét a szárazföldön. Mivel egész Európára jellemző a természetes élőhelyek feldarabolódása, ezáltal ezeket a területeket lehet akár az adott táj „szigetesedésének” is nevezni, azaz a tájban habitatszigetek jönnek létre. Ezek az élőlényzigetek hasonlóságot mutatnak a tengerek szigeteivel, ezáltal érdemes ezeken a területeken az említett elmélet alkalmazását megfontolni (ARNDTNÉ, 2008).

Mindezek tükrében nagy valószínűséggel kijelenthető, hogy a kármentesítési eljárás után a hulladéklerakó területén az új szabad élőhelynek és a két donor területnek a közelségének köszönhetően megkezdődik a fajok bevándorlása. Mivel a fauna mobilitása nagyobb, így az első területre települők az állatvilág képviselői lesznek, különösképp igaz lesz a madarakra, valamint a kételtűekre és a hüllőkre. A vándorolni képes állatfajok listája megegyezik a Fejetéki mocsár Természetvédelmi Területen megtalálható fajok listájával (3–5. melléklet).

A növényzet tekintetében lassúbb folyamatra kell számítani, mivel a növényzet mobilitása igen körülményes s lassú folyamat, ha az őshonos és természetes vegetációt nézzük. Elsősorban üde pionír gypalkotók jelenhetnek meg, mint például a csomós palka (*Cyperus fuscus*), barna palka (*Cyperus fuscus*), fonalas csetkák (*Eleocharis acicularis*) stb., de az állatvilág élőhelyének szempontjából fontos közönséges nád (*Phragmites australis*) is ide sorolandó. Későbbiekben a fajvándorlás végett meg fognak jelenni a területen a védett és fokozottan védett növények képviselői is többek közt például a vidrafű (*Menyanthes trifoliata*), rostostövű sás (*Carex appropinquata*), vagy a fehér zászpa (*Veratrum album*) és a lápréthez hasonló vegetáció alakulhat ki. Az idővel valószínűleg megjelenő fajok hasonlóak lesznek, mint a Fejetéki mocsár növényzetét alkotók (2. melléklet).

Hosszútávon kijelenthető, hogy egy apró üde, mocsaras, az emberi hatásoktól erősen zavart, mozaikos élőhely jön majd létre, amely alapvetően B-D-E Á-NÉR kategóriákba lesz majd besorolható. Ez az üde az ökológiai folyosó részét képző terület abban az esetben alakulhat csak ki, ha az illetékes szakemberek erre törekedni fognak, kordában tartják az invazív fajok előretörését, valamint nem parcellázzák ki a mentesített területet építési teleknek.

5. Javaslatok

5.1. A javasolt monitoring ismertetése

A kármentesítés utáni állapotok nyomonkövetésének érdekében monitoringra van szükség. *A felszín alatti vizek védelméről* szóló 219/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet előírja a kármentesítési monitoringot, amelyet a beavatkozási tervnek tartalmaznia kell és a műszaki kivitelezés után azonnal meg kell kezdeni. Elsősorban a talajvíz kémiai összetételének alakulását ún. monitoringkutak segítségével kell nyomon követni, mely kutak meghatározott elhelyezkedése alapján következtetni lehet a szennyező anyagok mozgására, illetve a szennyező forrás megszűnésére. A kutakból vett vízmintákat az akkreditált laboratóriumokba vizsgálják be és értékelik ki a kapott eredményeket.

A talajt alakulását is figyelni kell a jogszabálynak megfelelően, helyszíni vizsgálat során a talaj fizikai jellemzőit értékelve, majd a talajból mintát véve labor körülmények között pedig a talaj kémiai tulajdonságait kell megmérni.

A kármentesítés után kialakuló üde zöld övezetben kulcsfontosságú szerep jut a biomonitoringnak, amely alapján következtetni lehet majd a terület természetességi állapotának alakulására. Biomonitoringot tekintve javasolt a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) szakemberek által kidolgozott mintavételi protokolljait alkalmazni ([http10](http://10)), mely szabályok betartása pontos eredményeket biztosít. A terület monitoring adatai alapján a jövőben vizsgálatokhoz könnyen és praktikusán lehet majd alkalmazni BORHIDI-féle (1993) szociális magatartás típusai szerint csoportosítást a növények ökológiai mutatói szerint, hogy a most egyértelműen degradált terület ökológiailag hogyan fejlődik a kármentesítés után.

A kiskunhalasi Fejetéki mocsár Természetvédelmi Terület és a Csetényi park helyi jelentőségű védett természeti területen, pedig szintén javasolt a legalább 10, de jobb esetben 5 évenkénti újbóli állapotfelmérés, hogy biztos képet lehessen kapni a területek természetességének az alakulásáról, az özöngyomok előretöréséről, valamint hogy milyen ráhatással van ezekre a területekre a kármentesített hulladéklerakó és az ott kialakult lápos rész.

5.2. A kármentesítés utáni tájrendezés

A kármentesítési beavatkozás után ahogy az a tényfeltárási záródokumentációban és a beavatkozási tervszerűen is le van írva a hulladéklerakó déli megtisztított részén egy lokalizációs depóniát hoznak majd létre a kivitelezők, amelyet a 20/2006 (IV.5.)KvVM rendelet 4. mell. 1.2.2. pontja szerint fednek be. Ezen déli vége a területnek azért maradhat meg lokalizációs depóniában, mert Kiskunhalas város önkormányzata itt tervezi majd elvinni a város központját elkerülő út egyik szakaszát, amely a Dong-ér völgyében megy végig, és ezen a ponton válik majd el a főcsatorna

nyomvonalától és pár száz méter múltán csatlakozik majd be az országos főúthálózatba egy körforgalom segítségével.

A kármentesítés után a terület és a táj ezen részének a rendezéséhez jó segítséget nyújthat majd véleményem szerint a viszonylag új eszköznek minősülő Tájökológiai Vizuális Plantáció (TVP) módszere, amely lényege, hogy a TVP teljesen gyakorlati megközelítésben egy aktuálisan növényzet nélküli, vagy növényzetileg degradált területen szakszerű, tájökológiai alapon készülő növénytelepítési tervének képi megjelenítését teszi lehetővé számítógép segítségével (BARDÓCZYNÉ et al., 2005). A beavatkozás végén ezen módszer segítségével, lehetőség nyílt egy még természetesebb zöld terület kialakítására, amely már jól funkcionálhatna együtt a már sokat említett ökológiai hálózat egy nyúlványaként, vagy annak folyosójaként. Ezt még inkább lehetővé tenné, hogy a vizsgált terület teljesen megfelel a TVP alkalmazási kritériumainak, ugyanis a bezárt hulladéklerakó két természeti szempontból is jelentős védett terület (donor területek) által van közrefogva. A donor területek a sikeres természeti helyreállítás és vizuális plantáció véget teljesen megfelelnek a következő fontos szabályoknak, amelyek elengedhetetlenek a TVP szempontjából:

- A táji adottságoknak megfelelő, abban stabilnak tekinthető növényzettel kell rendelkeznie a donorterületnek,
- A TVP területéről ne túl nagy távolságra helyezkedjenek el,
- A TVP területével azonos, a kistájra jellemző adottságokkal bírjanak,
- A tájökológiai szempontból az emberi befolyásoltság mértéke alapján mindig jobb állapotúnak kell lennie a donor területnek, mint a degradáltnak,
- Fontosak a donorterület talajviszonyainak vizsgálata, és annak a degradált területével nagyvonalakban megegyeznie (BARDÓCZYNÉ et al., 2005 alapján)

Természetesen a TVP nem csupán egy számítógéppel elkészített jövőbeni fiktív grafika/animáció. A számítástechnika csak egy részét adja a módszernek, de maga a grafikus megjelenést megalapozza a számos a tájökológiai problémákat és lehetőségeket felmérő vizsgálat és mérés, mint például ez a diplomadolgozat is.

A TVP megkönnyítette volna az Ócsán idén végbemenő KMOP-3.3.2.-09-2010-0009 azonosító számú „Hulladéklerakó Rekultivációja Ócsa Városban” című projektet is, amely alapvetően a meglévő szeméttelep helyreállítását célozta meg ([http1](#)). Időközben elméletileg sikeresen be is fejeződött a kivitelezés, de a 2012. július végi állapotok szerint sem a műszaki sem a környezet- és természetvédelmi előírásoknak nem felel meg a kivitelezés ([http2](#)). A beavatkozás így több problémát okozott, mint amennyit megoldott. Aktuálisan az illetékesek próbálják helyrehozni a kivitelezési hibákat ([http3](#)).

További fontos tájrendezési probléma a már említett elkerülőút, amely ugyanazt a nyomvonalat követi a Dong-ér mentén, amely tulajdonképpen az ökológiai folyosót is magába foglalja. Emiatt rendkívül fontos, hogy az elkerülőút megépült és jövőben megépülő szakaszaival minél kevesebb zöld üde területet fedjenek be a kivitelezők, illetve az építési munkálatok folyamán degradált növényzetet próbálják helyreállítani. Szükséges ez abból a szempontból is, mert az egész ökológiai folyosón törekedni kell az özöngyomok visszaszorítására. Erre jó megoldás lehet az időnkénti teljes tisztítókaszálás a természetvédelmi szempontokat betartva, vagy a kármentesített terület és a kialakuló ökológiai folyosó extenzív legeltetése juhokkal, illetve szarvasmarhákkal, melyből természet- és környezetvédelmi, illetve turisztikai szempontból profitálhat hosszútávon Kiskunhalas városa, de a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága is.

6. Összefoglalás

KISKUNHALAS KÖRNYÉKI HULLADÉKLERAKÓ JÖVŐBENI KÁRMENTESÍTÉSÉNEK TERMÉSZETVÉDELMI SZEMPONTÚ HATÁSBECSLÉSE

Estimating an effect by nature conservation perspectives of a future remediation in a landfill nearby Kiskunhalas

Szerző: **Kende Zoltán**, SZIE-MKK Természetvédelmi mérnök M.Sc. 2. évfolyam

Témavezetők: Dr. Barczy Attila egyetemi docens; Dr. Centeri Csaba egyetemi docens
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

Napjainkban egyre inkább előtérbe kerül az elmúlt száz–százötven év emberi beavatkozásának a természeti környezetre gyakorolt hatása. Számos esettanulmány, elmélet és elképzelés került napvilágra már egy-egy táj átalakulásának pontos okairól és eredményeiről. Ezeket az elméleteket és eseteket áttanulmányozva rá lehet jönni, komoly problémával állunk szemben és, hogy nagy részük antropogén eredetű. A felismerések hatására ezeket az átalakult tájakat a lehetőségekhez mérten a legújabb tudományos eredmények és technológiák birtokában folyamatosan megpróbáljuk visszaállítani az eredeti, vagy legalább ahhoz közeli állapotukba. Ám minden helyreállítási törekvés is egyben egy újabb beavatkozás a természet folyamataiba, éppen emiatt konkrétan meg kell tervezni minden beavatkozást, legyen az jó szándékú helyreállítás, vagy egy szükséges új gazdasági beruházás.

Dolgozatomban megvizsgáltam Kiskunhalas környékén egy ilyen jó szándékú helyreállítási elképzelést és annak jövőbeni várható hatását. A helyreállítás alapját egy bezárt hulladéklerakó KEOP pályázati forráson alapuló tényfeltárás és kármentesítési elképzelés adja, amit Kiskunhalas város Önkormányzata nyert meg még 2010-ben, és amely a második forduló megnyerése esetén be is következik a 11 hektáros 1996-ban bezárt hulladéklerakó területén.

Vizsgálataim során arra a kérdésre kerestem a választ, vajon a tájat és a tájtörténetet ismervén milyen természeti hatásai lehetnek egy ilyen beavatkozásnak a tájra. Megvizsgáltam a táj kialakulását, annak használatát és változását. Megnéztem a fentebb említett hulladéklerakón található növényzet faji összetételét, értékeltam a környezeti és természeti állapotát és megvizsgáltam a jövőbeni tájalakulási lehetőségeket is.

Az eredményeim alapján kiderül, hogy a város melletti hajdani tó medre a mai napig üdőbb a környező magasabban fekvő területektől. Ez elsősorban a magas talajvízállásnak köszönhető. Valószínűsíthető, hogy a hulladéklerakó kármentesítése nyomán, az úgy keletkező mélyedésben újra meg fog jelenni a víz, így egy üde lápos terület alakulhat ki. Az általam végzett cönológiai felvételezés eredményei alapján kijelenthető, hogy a területen nagy szükség van a helyreállításra, továbbá a kapott adatok jó kiindulási alapot adhatnak a jövőbeni tájalakulás vizsgálatához, mutatva, hogy milyen biotikus és abiotikus tényezők játszottak szerepet a területen a kármentesítés előtt és után.

Javaslataimat a kapott eredmények, a hatályos jogszabályok és a természet- és környezetvédelmi alapelvek figyelembevételével fogalmaztam meg. Kitérek a kármentesítés utáni tájrendezés általam gondolt helyes módjaira, az ismert Tájökológiai Vizuális Plantáció (TVP) szempontjait és a hajdani élővilág jelenkori megjelenésének lehetőségét figyelembe véve, valamint az ehhez kapcsolódó tájfejlődés jövőbeni vizsgálatához fogalmazok meg monitoring lehetőségeket, módszereket, ugyanis a kármentesítés után a terület és maga a táj további figyelmet igényel, mivel a jövőbe fokozatosan visszatérő természetes növényzet

7. Forrásmunkák jegyzéke

1. Anda A., Burucs Z. & Kocsis T. (2011): Globális környezeti problémák és néhány társadalmi hatásuk. Kempelen Farkas Hallgatói Információs Központ, Budapest, 160 p.
2. Arndtné L. R. (2008): Ökológiai hálózatok Európában. Szent István Egyetemi Kiadó, Gödöllő, 116p.
3. Baics T. & Centeri Cs. (2011): Kiskunhalas környéki szikes tavak vízgazdálkodási problémái. Tájökológiai Lapok 9 (1): 53–71.
4. Barczy A. & Penksza K. (2007): A Kárpát-medence természeti földrajza. GIK kiadó, Gödöllő, 101 p.
5. Bardóczyné Székely E., Bardóczy E., Barczy A. & Penksza K. (2005): Új eszközök a tájökológiai elvű tervezésben: Tájökológiai Vizuális Plantáció (TVP). Tájökológiai Lapok 3 (2): 281–290.
6. Bellon Tibor (2001): Kiskunhalas gazdálkodása a 18-19. században. In: Ö. Kovács József & Szakál Aurél (szerk.) (2001): Kiskunhalas története 2. – Tanulmányok Kiskunhalasról a 18–19. századból, Modok és Társa Kft., Kiskunhalas, 101–160pp..
7. Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. & Biró M. (2007): Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer- Á-NÉR2007 ismertető kiadvány, Vácrátót, 184 p.
8. Borhidi, A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, Természetességi és relatív ökológiai értékszámai. A Környezetvédelmi és terület fejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem Kiadványa. Pécs, 93 p.
9. Boros T. & Meleg Z. (1993): Bioindikáció a környezeti állapot figyelésére. Környezetvédelmi füzetek 1993 (18), 32p. OMIKK, Budapest
10. Boros T. & Megyeri M. (1998): Biomarkerek a környezeti egészségi kockázatok felismerésében. Környezetvédelmi füzetek 1998 (24), 28p. OMIKK, Budapest
11. Bradshaw, A. D. (1987): Restoration: an acid test for ecology. In: Restoration ecology (Eds. Jordan III, W. R., Gilpin & M.E., Aber, J.D.), Cambridge University Press, Cambridge, UK. 12–31 pp
12. Braun-Blanquet, J. (1951): Pflanzensociologie II. Wien, 631 p.
13. Cairns, J., Jr. & Heckman, J.R. (1996): Restoration ecology: The state of an emerging field. Annual review of Ecology and Systematics, 21: 167–189.
14. Cunningham, S.D., Berti W.R. & Huang J.W. (1995): Phytoremediation of contaminated soils (Szennyezett talajok fitoremediációja). Trends in Biotechnology 13: 393–397.
15. Dömsödi J. (2010): Tájrendezés és tájvédelem 5., A tájrendezés folyamata. Nyugat-magyarországi Egyetem Geoinformatikai Kar., Sopron, 18 p.
16. Dushenkov, S. & Kapulnik, Y. (2000): Phytofiltration of metals. In: Raskin, Y., Ensley B.D. Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment. John Wiley and Sons inc. New York. 89–106 pp.
17. Hatházi G. (2000): Halas kun székközpont és magyar mezőváros a középkorban. határában In: Ö. Kovács József & Szakál Aurél (szerk.) (2000): Kiskunhalas története 1.- Tanulmányok Kiskunhalasról a kezdetektől a török kor végéig. Modok és Társa Kft., Kiskunhalas 169–273 pp.
18. Horváth A. (2006): Kutatási jelentés: A kiskunhalasi Fejétkői mocsár Természetvédelmi Terület kezelési tervét megalapozó 2006. évi állapotfelmérés, Vácrátót 73 p. TJM-22.758.
19. Janó Á., Donáth I., Halász G., Kenderics K., Láng M., Mácsai J., Nagy Czirok L. & Vorák J. (1965): Kiskunhalas: Helytörténeti monográfia I. Bács-Kiskun megyei Nyomda, Kiskunhalas, 379 p.
20. Jedicke, E. (1994): Biotopverbund: Grundlagen und Massnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. – Stuttgart: Ulmer, 287 p.
21. Kovács F. (2006): Tájváltozások értékelése geoinformatikai módszerekkel a Duna-Tisza közén különös tekintettel a szárazodási problémájára. Doktori (PhD) értekezés. SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, 106 p.
22. Lenkovics B. (2006): Magyar polgári jog- Dologi jog. Eötvös József Könyvkiadó, Budapest, 280 p.

23. MacArthur, R. H. & McWilson, E. O. (1963): An equilibrium theory on isular zoogeography. *Evolution* 17: 373–387.
24. MacArthur, R. H. & McWilson, E. O. (1967): *The theory of island biogeography*, Princeton University Press, New York, 224 p.
25. MacArthur, R. H. & McWilson, E. O. (1971): *Biogeography der Inseln*. Goldmann, München, 201 p.
26. Makay L., Béres L., Czakó F., Gyarmati K. & Köves Gy. (1974): A kiskunhalasi kórház Jubileumi könyve- A kiskunhalasi kórház története. Petőfi nyomda, Kecskemét, 148 p.
27. Malatinszky Á., Centeri Cs., Turcsányi G. & Vona M. (2008): *Indikáció és monitorozás- Tantárgyi forgatókönyv*, Szent István Egyetemi Kiadó, Gödöllő, 94 p.
28. Mezei L. (2008): Kiskunhalas város környezetvédelmi programja 2008–2013. RexTerra Építőipari Kivitelező és Környezetvédelmi Szolgáltató Kft., Kiskunhalas, 144 p.
29. Molnár Zs., Biró M., Botta-Dukát Z., Illyés E., Seregélyes T. & Timár G. (2003): Magyarországi Élőhely-térképezési Adatbázisának (MÉTA) térképezési módszertani és Adatlapkitöltési Útmutatója (AL-KÚ) 3.3. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót, 54 p.
30. Molnár Zs. (2007): Történeti tájökológiai kutatások az Alföldön. Ph.D. értekezés. PTE Biológiai Doktori Iskola-Botanikai Program, Pécs, 291 p.
31. Nagy D. (2004): Az ökológiai hálózat védelme – a természetvédelem új kihívása. Környezetállapot értékelés Program 2003–2004. Munkacsoport tanulmányok, 37 p.
32. Németh, F. & Seregélyes, T. (1989). Természetvédelmi információs rendszer: adatlap kitöltési útmutató. Kézirat. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest. 46 p.
33. Pilon-Smits, E. & Pilon, M., (2000): Breeding mercury-breathing plants for enviromental cleanup. *Trends in Plant Science* 5(6): 235-236.
34. Pradhan, S.P., Conrad, J.R., Paterek, J.R., Srivastava, V.J. (1998): Potential of phytoremediation for treatment of PAHs in soil at MGP sites. *J. Soil Contam.* 7: 467–480.
35. Rapaics R. (1916): A Hortobágy növényföldrajza. *Gazdasági Lapok.* 88–89; 102–103, 115–116, 124–126p. In: Magyar botanikai lapok, Budapest, 1917. 16(1-12): 155–156.
36. Raskin, Y., B.D. Ensley (2000): *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. John Wiley and Sons Inc. New York, 229 p.
37. Rúzs-Molnár S. (2010): Záródokumentáció Kiskunhalas Jókai utcai települési hulladék lerakó tényfeltáráásáról, Agruniver Holding Kft., Gödöllő, 335 p.
38. SER (Society for Ecological Restoration) (1991): Program and abstracts, 3rd Annual Conference. SER, Orlando, FL.
39. Simon L., Biró B., Széles É., Balázs S. (2006): Szelén fitoextrakciója és mikrobacsoportok előfordulása szennyezett talajokban. *Agrokémia és Talajtan* 56: 161–172.
40. Standovár T., Primack, R. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 542 p.
41. Somogyi S., Ambrózy P., Ádám L., Galambos J., Juhász Á., Kozma F., Marosi S., Mezősi G., Rajkai K., Szilárd J. (1990): Magyarország kistájainak katasztere I–II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, 1023 p.
42. Szakály F. (2000): Kiskunhalas a török uralom alatt. In: Ö. Kovács József-Szakál Aurél (szerk.) (2000): *Kiskunhalas története 1.- Tanulmányok Kiskunhalasról a kezdetektől a török kor végéig*. Modok és Társa Kft., Kiskunhalas 303–328. pp.
43. Szalai S. (2001): Kiskunhalas belterülete a 18–20. században. In: Ö. Kovács J. – Szakál A. (Szerk.) (2001): *Kiskunhalas Története 2. – Tanulmányok Kiskunhalasról a 18–19. századból*, Modok és Társa Kft., Kiskunhalas 27–29. pp.
44. Szoboszlai S., Kriszt B. (2008): *Környezeti elemek védelme*. Szent István Egyetemi Kiadó, Gödöllő, 107 p.
45. Susarla, S., Medina, V.F., McCutcheon S.C. (2002): Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering* 18: 647–658.
46. Ternyák J. (1993): Védett növények Kiskunhalas környékén. Rendezvény- és Programiroda: Városi Ifjúsági Műhely, Kiskunhalas, 36 p.
47. Ternyák J. (2002): Kiskunhalas és környéke természeteti értékei. In: Szakál A. (Szerk.) (2002): *Kiskunhalas Almanach – Városismertető az ezredfordulós Kiskunhalasról*, Modok és Társa Kft., Kiskunhalas, 507–533. pp.

48. Tooth J. (1808): Szabad Kis-Kun-Halas város történeteinek summás előadása a főbírák és nótáriusok neveikkel együtt. In: Nagy Szeder István (1923): Adatok Kiskun-Halas Város történetéhez. Hungária könyvnyomda, Kiskunhalas, 257–347. pp.
49. Toth, L.A., Aumen, N.G. (1994): Integration of multiple issues in enviromental restoration and resource enhancement in south central Florida. In: Implementing Integrated Enviromental Management (Eds. Cairns, J., Jr., Crawford, T.V., Salwasser, H.), Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA. 137 p.
50. V. Székely Gy.(2000): Árpád-kori települések a történeti Halas határában In: Ö. Kovács József-Szakál Aurél (szerk.) (2000): Kiskunhalas története 1.- Tanulmányok Kiskunhalasról a kezdetektől a török kor végéig. Modok és Társa Kft., Kiskunhalas 129–169p.
51. Zalai Szalay L. (1943): A puszták balladája. Pantheon kiadás, Budapest, 322 p.
52. Zedler, J.B. (1996): Ecological issues in wetland mitigation: An introduction to the forum. Ecological Applications, 6: 402–407.

Felhasznált jogszabályok jegyzéke

1. 14/1992. (VI. 30.) KTM rendelet a Kiskunhalas-Fejétéki Mocsár Természetvédelmi Terület, a Bácsalmási Gyapjas Gyűszűvirág Termőhelye Természetvédelmi Terület létesítéséről és a Péteri-tavi Madárrezervátum Természetvédelmi Terület bővítéséről.
2. 1996. évi LIII. törvény a természet védelméről.
3. 3/2002. (II. 22.) KöM rendelet a hulladékok égetésének műszaki követelményeiről, működési feltételeiről és a hulladékégetés technológiai kibocsátási határértékeiről
4. 219/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet a felszín alatti vizek védelméről.
5. 20/2006. (IV. 5.) KvVM rendelet a hulladéklerakással, valamint a hulladéklerakóval kapcsolatos egyes szabályokról és feltételekről.
6. 3/2008 KvVM rendelet a természetvédelmi kezelési tervek készítésére, készítőjére és tartalmára vonatkozó szabályokról.
7. 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről

Internetes források

- http1: http://www.ocs.hu/index.php?content=palyazat_kmop-3.3.2 (Letöltés ideje: 2012.08.12)
- http2: <http://www.youtube.com/watch?v=2GzpT5IHw5c> (Letöltés ideje: 2012.08.12)
- http3: <http://ocs-varos.blogspot.hu/2012/07/a-szemettelep-rekultivaciojabol.html> (Letöltés ideje: 2012.08.12)
- http4: http://www.termeszetvedelem.hu/termeszetvedelmi_kezelesi_tervek_jogszabalyban (Letöltés ideje: 2012.04.13.)
- http5: <http://www.dhgt.hu/page.fcgi?rx=&item=&nyelv=hu&menuparam3=12&type=3> (Letöltés ideje: 2012.08.13.)
- http6: http://www.kvvm.hu/szakmai/hulladekgazd/tervezes_segeds_7fej.htm (Letöltés ideje: 2012.08.13.)
- http7: http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A0200003.KOM&celpara=#xcelpara (Letöltés ideje: 2012.08.13.)
- http8: http://my.sfwmd.gov/portal/page/portal/xrepository/sfwmd_repository_pdf/krr_krrep_factstour_sheet.pdf (Letöltés ideje: 2012.08.14.)
- http9: <http://www.termeszetvedelem.hu/nbmr> (Letöltés ideje: 2012. 09.25)
- http10: http://www.termeszetvedelem.hu/index.php?pg=sub_472 (Letöltés ideje: 2012. 10.25.)

8. NYILATKOZAT

Alulírott, a Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar Környezet- és Tájgazdálkodási Intézetének végzős hallgatója nyilatkozom, hogy a diplomadolgozat saját munkám, amelynek elkészítése során a felhasznált irodalmat korrekt módon, a jogi és etikai szabályok betartásával kezeltem. Hozzájárulok ahhoz, hogy diplomadolgozatom egyoldalas összefoglalója felkerüljön a Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet honlapjára, a digitális verzióban (pdf formátumban) leadott diplomadolgozatom pedig elérhető legyen az intézet dolgozói és hallgatói számára a jövőbeni munkához és diplomadolgozat készítéséhez a jogi és etikai szabályok teljes körű betartása mellett.

A diplomadolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem.

Gödöllő, 20..... hó.....nap

.....
hallgató aláírása

A dolgozat készítőjének konzulense nyilatkozom arról, hogy a diplomadolgozatot áttekintettem, a hallgatót az irodalmak korrekt kezelésének követelményeiről jogi és etikai szabályairól tájékoztattam, a diplomadolgozatot záróvizsgán történő védelemre javaslom.

A diplomadolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem

Gödöllő, 20..... hó.....nap

.....
konzulens aláírása

8. Mellékletek

1. számú melléklet: A cönológiai felvételezés eredményei kvadrátonként lebontva százalékos borítottság mutatókkal, saját szerkesztés

1. kvadrát			
Random számpár: 18-189			
Összborítottság:70%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
tarackbúza	<i>Agropyron repens</i>	25	X
siskanád	<i>Calamagrostis epigeios</i>	25	X
csattanó maszlag	<i>Datura stramonium</i>	10	X
vadkender	<i>Cannabis sativa</i>	10	X
Összesen:		70	4 db

2. kvadrát			
Random számpár: 313-77			
Összborítottság:80%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
tarackbúza	<i>Agropyron repens</i>	40	
siskanád	<i>Calamagrostis epigeios</i>	15	
piros árvacsalán	<i>Lamium purpureum</i>	10	X
selyemkóró	<i>Asclepias syriaca</i>	5	X
csomós ebir	<i>Dactylis glomerata</i>	5	X
gyalogakác	<i>Amorpha fruticosa</i>	5	X
Összesen:		80	4 db

3. kvadrát			
Random számpár: 433-189			
Összborítottság: 90%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
tarackbúza	<i>Agropyron repens</i>	40	
siskanád	<i>Calamagrostis epigeios</i>	30	
közönséges cickafark	<i>Achillea millefolium</i>	5	X
parlagfű	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	5	X
fehér libatop	<i>Chenopodium album</i>	4	X
vadmurok	<i>Daucus carota</i>	3	X
keszegsaláta	<i>Lacuta serriola</i>	3	X
Összesen:		90	5 db

4. kvadrát			
Random számpár: 627-15			
Összborítottság: 65%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
piros árvacsalán	<i>Lamium purpureum</i>	30	
siskanád	<i>Calamagrostis epigeios</i>	10	
bókoló bogáncs	<i>Carduus nutans</i>	5	X
parlagfű	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	5	
selyemkóró	<i>Asclepyas syriaca</i>	5	
terjőkekígyószisz	<i>Echinum vulgare</i>	5	X
betyárkóró	<i>Erigeron canadensis</i>	5	X
Összesen:		65	3 db

9. kvadrát			
Random számpár: 563-44			
Összborítottság: 80%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
fekete bodza	<i>Sambucus nigra</i>	25	
kanadai aranyvessző	<i>Solidago canadensis</i>	20	X
nyugati ostorfa	<i>Celtis occidentalis</i>	15	X
fehér akác	<i>Robinia pseudoacacia</i>	10	X
tarackbúza	<i>Agropyron repens</i>	10	
Összesen:		80	3 db

10. kvadrát			
Random számpár: 575-169			
Összborítottság: 85%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
közönséges nád	<i>Phragmites australis</i>	35	X
siskanád	<i>Calamagrostis epigeios</i>	15	
keskenylevelű ezüstfa	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	10	
fekete nyár	<i>Populus nigra</i>	10	X
betyárkóró	<i>Erigeron canadensis</i>	5	
nyugati ostorfa	<i>Celtis occidentalis</i>	5	
nagy csalán	<i>Urtica diorica</i>	5	
Összesen:		85	2 db

11. kvadrát			
Random számpár: 377-70			
Összborítottság: 90%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
tarackbúza	<i>Agropyron repens</i>	30	
siskanád	<i>Calamagrostis epigeios</i>	25	
málna	<i>Rubus idaeus</i>	15	X
nyugati ostorfa	<i>Celtis occidentalis</i>	10	
vadmurok	<i>Daucus carota</i>	5	
nagy csalán	<i>Urtica diorica</i>	5	
Összesen:		90	1 db

12. kvadrát			
Random számpár: 187-16			
Összborítottság: 85%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
tarackbúza	<i>Agropyron repens</i>	40	
siskanád	<i>Calamagrostis epigeios</i>	15	
madárkeserűfű	<i>Polygonum avicular</i>	10	
közönséges cickafark	<i>Achillea millefolium</i>	5	
selyemkóró	<i>Asclepyas syriaca</i>	5	
csattano maszlag	<i>Datura stramonium</i>	5	
ecetfa	<i>Rhus hirta</i>	5	
Összesen:		85	0 db

5. kvadrát			
Random számpár: 298-138			
Összborítottság: 90%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
tarackbúza	<i>Agropyron repens</i>	40	
siskanád	<i>Calamagrostis epigeios</i>	10	
közönséges cickafark	<i>Achillea millefolium</i>	10	
parlagfű	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	6	
nagy csalán	<i>Urtica diorica</i>	6	X
ebszékfű	<i>Matricaria perforata</i>	8	X
kamilla	<i>Matricaria recutita</i>	5	X
lucerna	<i>Medicago sativa</i>	5	X
Összesen:		90	4 db

6. kvadrát			
Random számpár: 211-181			
Összborítottság: 55%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
fehér libatop	<i>Chenopodium album</i>	15	
fekete bodza	<i>Sambucus nigra</i>	15	X
terjőkekígyószisz	<i>Echninum vulgare</i>	10	
amerikai alkörmös	<i>Phytolacca americana</i>	10	X
piros árvacsalán	<i>Lamium purpureum</i>	5	
Összesen:		50	2 db

7. kvadrát			
Random számpár: 473-25			
Összborítottság: 70%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
fehér libatop	<i>Chenopodium album</i>	25	
keskenylevelű ezsütfa	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	15	X
csomós ebir	<i>Dactylsi glomerata</i>	10	
siskanád	<i>Calamagrostis epigeios</i>	10	
vadmurok	<i>Daucus carota</i>	5	
madárkeserűfű	<i>Polygonum avicular</i>	5	X
Összesen:		70	2 db

8. kvadrát			
Random számpár: 375-33			
Összborítottság: 80%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
tarackbúza	<i>Agropyron repens</i>	25	
siskanád	<i>Calamagrostis epigeios</i>	20	
közönséges cickafark	<i>Achillea millefolium</i>	10	
ecetfa	<i>Rhus hirta</i>	10	X
betyárkóró	<i>Erigreon canadensis</i>	5	
gyepürózsa	<i>Rosa canina</i>	5	X
nagy csalán	<i>Urtica diorica</i>	5	
Összesen:		80	2 db

13. kvadrát			
Random számpár: 293-19			
Összborítottság: 70%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
fekete bodza	<i>Sambucus nigra</i>	35	
csomós ebir	<i>Dactylsi glomerata</i>	10	
fehér libatop	<i>Chenopodium album</i>	10	
madárkeserűfű	<i>Polygonum avicular</i>	5	
tarackbúza	<i>Agropyron repens</i>	5	
keskenylevelű ezüstfa	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	5	
Összesen:		70	0 db

14. kvadrát			
Random számpár: 488-89			
Összborítottság: 80%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
selyemkóró	<i>Asclepias syriaca</i>	30	
csomós ebir	<i>Dactylsi glomerata</i>	20	
vadmurok	<i>Daucus carota</i>	10	
betyárkóró	<i>Erigeron canadensis</i>	10	
tarackbúza	<i>Agropyron repens</i>	10	
Összesen:		80	0 db

15. kvadrát			
Random számpár: 161-86			
Összborítottság: 90%			
magyar név	latin név	borítottság (%)	új faj (X)
siskanád	<i>Calamagrostis epigeios</i>	25	
tarackbúza	<i>Agropyron repens</i>	20	
ecetfa	<i>Rhus hirta</i>	15	
lucerna	<i>Medicago sativa</i>	10	
terjökkígyószisz	<i>Echinum vulgare</i>	10	
vadmurok	<i>Daucus carota</i>	5	
gyalogakác	<i>Amorpha fruticosa</i>	5	
Összesen:		90	0 db

2. melléklet: A Fejetéki mocsár Természetvédelmi Területen található védett növények listáj Horváth András 2006-os állapotfelmérése alapján (f. védett = fokozottan védett, Saját észlelés= adott növényt saját magam is megtaláltam)

#	Magyar név	Latin név	Státusz	Saját észlelés
1.	csengettyűvirág	<i>Adenophora liliifolia</i>	védett	
2.	vetési konkoly	<i>Agrostemma githago</i>	védett	X
3.	vitészvirág	<i>Anacamptis pyramidalis</i>	védett	
4.	kései gyikpohár	<i>Blackstonia acuminata</i>	védett	
5.	rostostövű sás	<i>Carex appropinquata</i>	védett	X
6.	gyilkos csomorika	<i>Cicuta virosa</i>	védett	
7.	kisfészekű aszat	<i>Cirsium brachycephalum</i>	védett	
8.	hússzínű ujjaskosbor	<i>Dactylorhiza incarnata</i>	védett	
9.	buglyos szegfű	<i>Dianthus superbus</i>	védett	
10.	mocsári nőszőfű	<i>Epipactis palustris</i>	védett	
11.	tarka zsurló	<i>Equisetum variegatum</i>	védett	X
12.	széleslevelű gyapjúsás	<i>Eriophorum latifolium</i>	védett	X
13.	kornicstárnics	<i>Gentiana pneumonanthe</i>	védett	
14.	szúnyoglábú bibircsvirág	<i>Gymnadenia conopea</i>	védett	
15.	békaliliom	<i>Hottonia palustris</i>	védett	
16.	szibériai nőszzirom	<i>Iris sibirica</i>	védett	
17.	korcs nőszzirom	<i>Iris spuria</i>	védett	
18.	jávorka-fényperje	<i>Koeleria javorkae</i>	védett	
19.	mocsári lednek	<i>Lathyrus palustris</i>	védett	
20.	nyári tűzike	<i>Leucojum aestivum</i>	védett	
21.	békakonty	<i>Listera ovata</i>	védett	
22.	vidrafű	<i>Menyanthes trifoliata</i>	védett	
23.	fehér tündérrózsa	<i>Nymphaea alba</i>	védett	
24.	pókbangó	<i>Ophrys sphecodes</i>	f. védett	
25.	poloskaszagú kosbor	<i>Orchis coriophora</i>	védett	
26.	mocsári kosbor	<i>Orchis laxiflora</i> spp. <i>palustris</i>	védett	
27.	vitéz kosbor	<i>Orchis militaris</i>	védett	
28.	fehér májvirág	<i>Parnassia palustris</i>	védett	
29.	posványkakataréj	<i>Pedicularis palustris</i>	védett	
30.	óriás utifű	<i>Plantago maxima</i>	f. védett	
31.	nádi boglárka	<i>Ranunculus lingua</i>	védett	
32.	buglyos boglárka	<i>Ranunculus polyphyllus</i>	védett	
33.	rucaöröm	<i>Salvinia natans</i>	védett	X
34.	mocsári aggófű	<i>Senecio paludosus</i>	védett	
35.	homoki árvalányhaj	<i>Stipa borysthénica</i>	védett	X
36.	tőzegpáfrány	<i>Thelypteris palustris</i>	védett	
37.	lápi csalán	<i>Urtica kiovensis</i>	védett	
38.	fehér zászpa	<i>Veratrum album</i>	védett	

3. melléklet: A Fejetéki mocsár Természetvédelmi Területen a Magyar Biodiverzitás Kutató Társaság által felmért madarak listája, Forrás: Kiss Tamás, 2012.

#	Magyar név	Latin név
1	fűrj	<i>Coturnix coturnix</i>
2	fácán	<i>Phasianus colchicus</i>
3	bakcsó	<i>Nycticorax nycticorax</i>
4	darázsölyv	<i>Pernis apivorus</i>
5	hamvas rétihéja	<i>Circus pygargus</i>
6	egerészölyv	<i>Buteo buteo</i>
7	kabasólyom	<i>Falco subbuteo</i>
8	parlagi galamb	<i>Columba livia f. domestica</i>
9	örvös galamb	<i>Columba palumbus</i>
10	balkáni gerle	<i>Streptopelia decaocto</i>
11	vadgerle	<i>Streptopelia turtur</i>
12	kakukk	<i>Cuculus canorus</i>
13	lappantyú	<i>Caprimulgus europaeus</i>
14	sarlósfecske	<i>Apus apus</i>
15	gyurgyalag	<i>Merops apiaster</i>
16	szalakóta	<i>Coracias garrulus</i>
17	búbosbanka	<i>Upupa epops</i>
18	nyaktekercs	<i>Jynx torquilla</i>
19	fekete harkály	<i>Dryocopus martius</i>
20	nagy fakopáncs	<i>Dendrocopos major</i>
21	búbospacsirta	<i>Galerida cristata</i>
22	erdei pacsirta	<i>Lullula arborea</i>
23	füsti fecske	<i>Hirundo rustica</i>
24	molnárfecske	<i>Deluchon urbicum</i>
25	parlagi pityer	<i>Anthus campestris</i>
26	erdei pityer	<i>Anthus trivialis</i>
27	barázdabillegető	<i>Motacilla alba</i>
28	vörösbegy	<i>Erithacus rubecula</i>
29	fülemüle	<i>Luscinia megarhynchos</i>
30	házi rozsdafarkú	<i>Phoenicurus ochruros</i>
31	cigánycsuk	<i>Saxicola torquatus</i>
32	fekete rigó	<i>Turdus merula</i>
33	énekes rigó	<i>Turdus philomelos</i>
34	léprigó	<i>Turdus viscivorus</i>
35	énekes nádiposzáta	<i>Acrocephalus palustris</i>
36	kerti geze	<i>Hippolais icterina</i>
37	barátposzáta	<i>Sylvia atricapilla</i>
38	kis poszáta	<i>Sylvia curruca</i>
39	csilpesalp füzike	<i>Phylloscopus collybita</i>
40	szürke légykapó	<i>Muscicapa striata</i>
41	kormos légykapó	<i>Ficedula hypoleuca</i>
42	őszapó	<i>Aegithalos caudatus</i>
43	fenyvescinege	<i>Parus ater</i>
44	kékcinege	<i>Parus caeruleus</i>
45	széncinege	<i>Parus major</i>
46	sárgarigó	<i>Oriolus oriolus</i>
47	tővisszúró gébics	<i>Lanius collurio</i>
48	kis őrgébics	<i>Lanius minor</i>
49	szajkó	<i>Garrulus glandarius</i>
50	seregély	<i>Sturnus vulgaris</i>
51	házi veréb	<i>Passer domesticus</i>
52	mezei veréb	<i>Passer montanus</i>
53	erdei pinty	<i>Fringilla coelebs</i>
54	zöldike	<i>Carduelis chloris</i>
55	tengelic	<i>Carduelis carduelis</i>
56	meggyvágó	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>
57	citromsármány	<i>Emberiza citrinella</i>
58	nádi sármány	<i>Emberiza schoeniclus</i>
59	sordély	<i>Emberiza calandra</i>

4. melléklet: A Fejetéki mocsár Természetvédelmi Területeten a Magyar Biodiverzitás Kutató Társaság által felmért hullőök és kétélűek listája, Forrás: Kovács Tibor, 2012.

#	magyar név	latin név	családnév	státusz
1.	vöröshasú unka	<i>Bombina bombina</i>	Bombinatoridae	védett
2.	zöld varangy	<i>Bufo viridis</i>	Bufonidae	védett
3.	rézsikló	<i>Coronella austriaca</i>	Colubridae	védett
4.	vízi sikló	<i>Natrix natrix</i>	Colubridae	védett
5.	mocsári teknős	<i>Emys orbicularis</i>	Emydidae	védett
6.	zöld levelibéka	<i>Hyla arborea</i>	Hylidae	védett
7.	fürge gyík	<i>Lacerta agilis</i>	Lacertidae	védett
8.	zöld gyík	<i>Lacerta viridis</i>	Lacertidae	védett
9.	homoki gyík	<i>Podarcis taurica</i>	Lacertidae	védett
10.	barna ásóbéka	<i>Pelobates fuscus</i>	Pelobatidae	védett
11.	erdei béka	<i>Rana dalmatina</i>	Ranidae	védett
12.	kecskebéka csoport	<i>Pelophylax esculentus komplex</i>	Ranidae	védett

5. melléklet: Kiskunhalas-Fejeték Természetvédelmi Területen észlelt rovarok, Forrás: Ternyák Jenő, 2002

#	magyar név	latin név	családnév	státusz
1.	barázdás csíkbogár	<i>Acilius sulcatus</i>	Dytiscidae	nem védett
2.	harántsávós csíkbogár	<i>Hydaticus transversalis</i>	Dytiscidae	nem védett
3.	közönséges búvárpoloska	<i>Sigara lateralis</i>	Corixidae	nem védett
4.	tavi molnárpoloska	<i>Gerris lacustris</i>	Gerridae	nem védett