

Török Péter
Lukács Balázs
Tóthmérész Béla

**Terepi módszerek
a vegetáció
vizsgálatához**

DEBRECENI EGYETEM
TERMÉSZETTUDOMÁNYI ÉS TECHNOLÓGIAI KAR

TEREPI MÓDSZEREK A VEGETÁCIÓ VIZSGÁLATÁHOZ

DR. TÖRÖK PÉTER
DR. LUKÁCS BALÁZS
DR. TÓTHMÉRÉSZ BÉLA

Debreceni Egyetemi Kiadó
Debrecen University Press
2010

Lektorálta.
DR. SIMON EDINA
DEÁK BALÁZS

ISBN 978 963 318 075 4

© Debreceni Egyetemi Kiadó Debrecen University Press,
beleértve az egyetemi hálózaton belüli elektronikus terjesztés jogát is

Kiadta a Debreceni Egyetemi Kiadó Debrecen University Press
Felelős kiadó: Dr. Virágos Márta
Terjedelem: 10,19 A/5 ív
Készült a DE sokszorosítóüzemében, 2010-ben
10-589

Előszó

A vegetáció tanulmányozásával nyert információkat általánosan hasznosítják a növényökológiai-növényföldrajzi kutatásokban, a természetvédelemben (fajok megőrzése, természetvédelmi kezelések), a fenntartható tájhasználat kialakításában (restaurációs ökológia) illetve a természetközeli gyep- és erdőgazdálkodásban. Ennek okán alapvető fontosságú, hogy a biológus-ökológus, erdész és természetvédő szakemberek illetve a szaktanárok (biológia, környezettan) munkájához korszerű módszertani összefoglalás álljon rendelkezésre.

Egy áttekintő módszertani jegyzet megjelenésének fontosságát indokolja az a tény is, hogy Magyarországon közel 70 éve nem jelent meg a vegetációtudomány vizsgálati módszereit bemutató könyv. A legutolsó módszertani kérdésekkel a kor szintjén foglalkozó munka is éppen Debrecenben jelent meg az akkor 23 éves Felföldy Lajos tollából (Felföldy 1943). Egy ilyen jellegű munka nem törekedhet a teljességre, nem mutathat be mindent, nem tekintheti át a vegetációtudományban használt összes módszert. Célunk volt, hogy elsősorban azoknak a módszereknek a bemutatására szorítkozzunk amelyek terepi körülmények mellett egyszerűen és olcsón végrehajthatóak, mégis kellően pontos eredményeket szolgáltatnak. A módszerek ismertetésén

túl, gyakorlati példák és feladatok segítik a módszerek könnyebb elsajátítását.

A vegetációtudomány módszereit bemutatni kívánó jegyzet amellet, hogy tárgyalja a vegetáció leírásának és elemzésének fontosabb módszereit, megismerteti az olvasót a vegetációtudományi szakterminológiával, igyekezve a mintegy 70 éves „szakadékot” áthidalni.

A szerzők köszönetüket szeretnék kifejezni a Pro Renovanda Cultura Hungariae Alapítvány, Tudomány az Oktatásban Szakalapítványnak az anyag megírásához nyújtott anyagi támogatásáért.

Mérési módszerek

Teljes felmérés

A módszer alkalmazása során az adott területen található vegetáció mintázatát illetve minden növényegyed vizsgálati szempontból fontos jellemzőjét rögzítjük (pl. borítás, növénymagasság, geokoordináta stb). Ilyen jellegű felmérés például a védett növények egyedszámának (mintázatának) és reproductív sikerének rögzítése ponttérkép formájában. Hasonlóan teljes felmérést végezhetünk olyan helyeken is ahol a növényállomány denzitása alacsony, illetve a felmérendő növénypopulációk egyedei elszórtan helyezkednek el (pl. legelőkön, nagy kiterjedésű füves területeken elhelyezkedő kisebb-nagyobb facsoportok).

A módszer előnye, hogy az összes egyedet felmérjük, így nem kell a növényállomány egy kisebb területének felmérésével az egész területre vonatkozó következtetéseket levonni. A módszer hátránya, hogy általában jóval időigényesebb mint az továbbiakban ismertetésre kerülő módszerek, melyek nem a teljes vizsgálati terület felmérését teszik szükségessé.

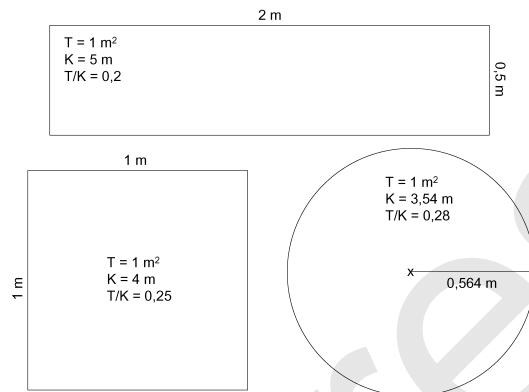
Mintateres eljárások

A mintatér alakja

A vegetáció tanulmányozásához használt leggyakoribb mintavételi módszerek általában valamilyen síkidom által lehatárolt terület növényzetének vizsgálatán alapulnak. A határoló idom lehet kör, téglalap illetve más ettől eltérő alakú síkidom. A mintavételi egység alakjának megválasztásánál fontos szempont, hogy a terület/kerület aránya minél nagyobb legyen, azaz az egységnyi kerületre eső terület lehetőség szerint minél nagyobb legyen. Ezzel ugyanis csökkenthető az ún. szélhatás (szegélyhatásnak is nevezik). A legkedvezőbb terület-kerület aránnyal a kör alakú mintavételi egység rendelkezik, míg az elnyújtott, téglalap alakú mintavételi egységek a legkedvezőtlenebbek (1. ábra). A leggyakrabban négyszög alakú mintavételi egységeket, kvadrátokat használnak mintavételi egységként, mivel ezek kihelyezése egyszerű, területük is könnyen számítható, kedvező terület-kerület aránnyal rendelkeznek, illetve segítségükkel nem sérül az ember szubjektív szabályszerűség-élménye. Az elkövetkezendőkben a mintateres eljárások során leggyakrabban alkalmazott négyszög alakú mintavételi egységgel dolgozó kvadrát módszert tárgyaljuk.

A kvadrátok mérete

Függetlenül a vizsgálat céljától a mintavételi egységeknek az alábbi kívánalmaknak kell megfelelnie (Mueller-Dombois et Ellenberg 1974): (1) A vizsgált közösségre *jellemző* összes faj lehetőség szerint forduljon elő bennük, (2) Az abiotikus és biotikus környezet lehetőség szerint legyen egyenletes (már amennyire ezt meg lehet ítélni), (3) A növényzeti felszín legyen homogén, összefüggő, ne legyenek „üres”,



1. ábra. Eltérő alakú 1 m²-es mintavételi egységek néhány paramétere (K = kerület, T = terület, T/K = terület-kerület arány).

növényzetmentes felszínek, de ne legyenek benne teljesen egy faj által alkotott monodomináns foltok sem (hacsak ez nem jellemző a növényközösség egészére).

Azt a mintaméretet, amelyben a közösség összes jellemző faja előfordul *minimi areának* nevezzük. Két típusát különíthetjük el: a *kvalitatív* minimi areára az jellemző, hogy benne minden közösségre jellemző faj előfordul, azonban nem feltétlenül olyan arányban, ami a közösségre jellemző. A *kvantitatív* minimi areában minden faj a közösségre jellemző arányban (abundancia, dominancia) fordul elő. Néhány empirikusan megállapított minimi area értéket foglal össze az 1. táblázat. A minimi area abban az esetben viszonylag pontosan meghatározható, ha a növényállomány kellően homogén és nem erősen mozaikos. Kellően homogén alatt azt értjük, hogy nincsenek benne nagy

Növényközösség	Minimi area
Erdők	200-500 m ²
Erdők (csak gyepszint)	50-200 m ²
Szárazgyepek	50-100 m ²
Törpecserjések	10-25 m ²
Kaszálórétek	10-25 m ²
Trágyázott gyepek	5-10 m ²
Gyomnövényzet	25-100 m ²
Mohaközösségek	1-4 m ²
Zuzmóközösségek	0,1-1 m ²

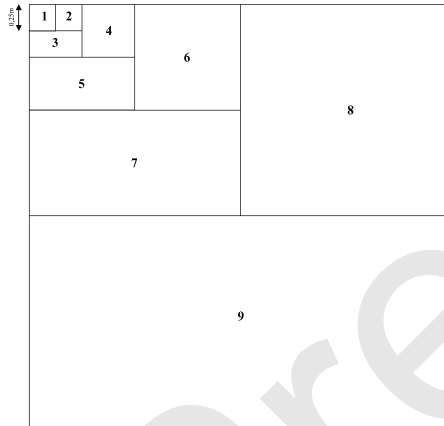
1. táblázat. Néhány növényállomány minimi area-ja.

szabad növényzetmentes felszínek. Fragmentáltak itt akkor tekintünk egy növényállományt, ha bizonyos egyébként jellemző fajok egyes területekről látszólagos ok nélkül hiányoznak (pl. szelektív legelés miatt).

A minimi area-t leggyakrabban a egymáshoz illeszkedő kvadrátok segítségével határozhatjuk meg. Az egymáshoz illeszkedő kvadrátok vázlatát mutatja be a 2. ábra. Először egy kis mintanegyzetben (1) fajlistát készítünk az ott előforduló fajokról. Ezután a mintavételi egység területét a kétszeresére bővítjük (2), majd az új fajokkal bővítjük a fajlistánkat. Majd az eredeti terület négyyszeresét vesszük fel, tovább bővítve a fajlistánkat (3). Ilyen módszerrel a felvételezést addig végezzük, amíg új faj már nem kerül a listánkra. A DE TEK Ökológia épület melletti gyepekben összesen 9 felvételt készítettünk (25 cm-es élhosszúságú négyzettől egészen a 4x4 m-es kvadrátig), a felvételek fajlistáját a 2. táblázat tartalmazza. A kvadrátméret függvényében ábrázolva a kapott fajszámokat, az ún. *fajtelítődési görbét* kapjuk, melyet a 3. ábra mutat be. Két lehetőség van a minimi area meghatározására. Az első esetben felveszünk egy olyan P_1 pontot, amelynek x koordinátája az ábrázolt maximális kvadrátméret

Kvadrátméret (m ²)	Fajok	Fajszám
0,0625	<i>Achillea millefolium</i> <i>Taraxacum officinale</i> <i>Poa angustifolia</i> <i>Crepis tectorum</i> <i>Festuca pseudovina</i> <i>Cerastium semidecandrum</i>	6
0,125	<i>Medicago lupulina</i> <i>Vicia lathyroides</i> <i>Arenaria serpyllifolia</i> <i>Veronica arvensis</i> <i>Trifolium repens</i> <i>Erodium cicutarium</i> <i>Veronica verna</i>	13
0,25	<i>Veronica hederifolia</i> <i>Conyza canadensis</i> <i>Poa annua</i> <i>Erophila verna</i>	17
0,5	<i>Convolvulus arvensis</i> <i>Hypochoeris radicata</i> <i>Digitaria sanguinalis</i>	20
1,0	<i>Cerastium vulgatum</i> <i>Poa pratensis</i> <i>Veronica triphyllos</i> <i>Plantago lanceolata</i>	24
2,0	<i>Potentilla argentea</i> <i>Lamium purpureum</i> <i>Elymus repens</i> <i>Ambrosia artemisiifolia</i>	28
4,0	<i>Lamium amplexicaule</i> <i>Oxalis stricta</i> <i>Cotoneaster sp.</i>	31
8,0	<i>Stellaria media</i> <i>Robinia pseudo-acacia</i>	33
16,0	<i>Polygonum aviculare</i> <i>Koeleria glauca</i>	35

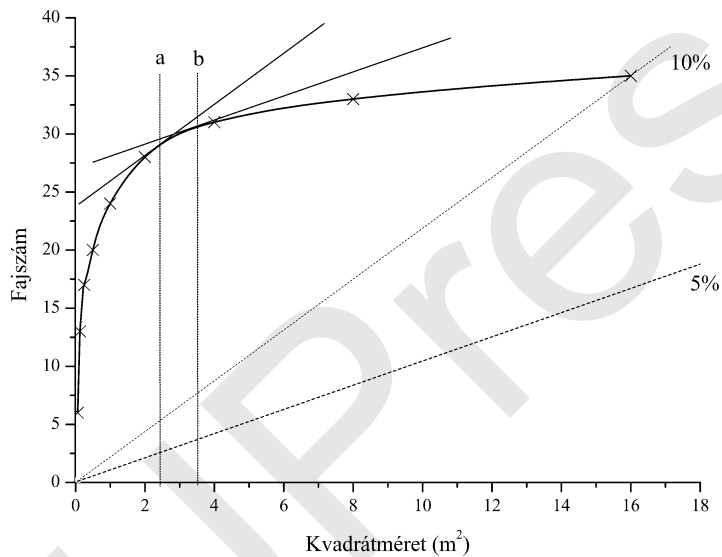
2. táblázat. A DE TEK Ökológia épülete mellett húzódó jellegtelen gyomos száraz homoki gyeppen a 2. ábra szerinti elrendezésben felvett mintavételi egységek fajlistája.



2. ábra. Az egymáshoz illeszkedő kvadrátok a minimális terület meghatározásához.

10%-a (esetünkben 1,6), míg y koordinátája a fajszám 10%-a (esetünkben 3,5). Ezután megrajzolunk az x és y tengely metszéspontjából (origó) induló az előbbiekben meghatározott P_1 ponton átmenő egyenest. Ezt az egyenest addig toljuk el a síkban, amíg az nem érinti a megrajzolt telítési görbét. Az érintési pontot az x tengelyre levetítve kapjuk meg a kvalitatív minimális terület méretét (esetünkben ez közelítőleg $2,4 \text{ m}^2$). A kvantitatív minimális terület méretét hasonló módon kapjuk meg, csak itt a P_2 pont y koordinátája nem a maximális fajszám 10, hanem csak 5 %-a. Ekkor a kapott kvantitatív minimális terület mérete példánkban kerekítve $3,6 \text{ m}^2$. Ha tehát kvadrátos mintavételt tervezünk fajösszetétel, fajonkénti borítás,

kezelések monitorozása stb. céljára, akkor a 2×2 m-es mintavételi egység erre a megfelelő, ebben a gyepten.



3. ábra. A 14. táblázat adatai alapján szerkesztett fajtelitődési görbe.

Előnyök és hátrányok

Az előnyöket és hátrányokat az egyes jellemzők felmérésénél ismertetjük részletesen. Röviden annyit mondhatunk az előbbi módszerről, hogy egyszerű, könnyen használható és nem költséges

illetve sokféle jellemző mérésére alkalmas. A felmérés azonban gyakran hosszadalmas és munkaigényes.

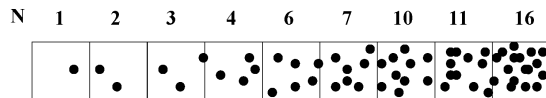
Transzszekt módszer

Kvadrát-transzszekt vagy övtranszszekt módszer

Egymással érintkező kvadrátok felvételezésén alapuló módszer. Gyakran valamilyen környezeti paraméter gradiensszerű változásának növényzetre gyakorolt hatását vizsgálják ezzel a módszerrel. Transzszekt módszerrel vizsgálható például a tavi zonáció jelensége, ahol a talaj növekvő víztartalmával összhangban (illetve a növekedő vízmélységgel) változik a vegetáció szerkezete és összetétele. Ebben az esetben az egyes kvadrátok nem számítanak függetlennek, hiszen legalább az egyik oldalukon érintkeznek egy másik kvadráttal. A növényzet egyes mennyiségi paramétereinek (borítás, egyedszám stb.) változása folyamatos kvadrátsorozat mellett korreláltatható a vizsgálni kívánt környezeti paraméter mért/becsült értékeivel (4. ábra). Extrém esetekben mintázhatóak ezzel a módszerrel akár több száz kilométeres területek is (ekkor a mintavételi egységek mérete jóval nagyobb, 1-2 vagy több hektáros, négyzetkilométeres).

Vonaltranszszekt módszer

A kvadrátos transzszekt vizsgálathoz hasonló módszer, azonban itt nem egymással érintkező kvadrátok alkotják a transzszektet, hanem egy vonal mentén zajlik a vizsgálat (tehát elvileg nincs szélessége). Ezt a módszert denzitás és borításbecslésre egyaránt használhatjuk. Gyakorlatban kétféle vonaltranszszekt módszer terjedt el (5. ábra).



4. ábra. Egy növényfaj egyedszámának (N) változása egy hipotetikus gradiens mentén.

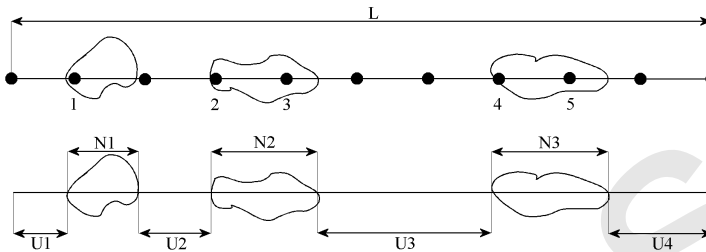
Mindkét esetben egy előre (általában még terepre menés előtt térképen) meghatározott irányba kifeszített zsinór mentén történik a felmérés. Az első esetben a zsinór mentén haladva, meghatározott távolságokon leszúrt karók segítségével pontkvadrát módszer alapján történik a felmérés. A második típus esetében lemérjük azoknak a szakaszoknak a hosszát, amikor a madzag növényborította felszínnek felett fut, majd a teljes hosszal képzett hányados segítségével adhatjuk meg a borítás mértékét. (1. képlet).

$$B_a = \frac{\sum_{i=1}^n N_i}{L} \quad (1)$$

ahol B_a = átlagborítás, N_i = növényvel borított szakaszok hossza, L = a vizsgált szakasz teljes hossza.

Előnyök és hátrányok

A legfontosabb előnye az ilyen vizsgálatoknak, hogy segítségükkel gradiens vizsgálatok, illetve az, hogy a nyert adatok - mivel nagyobb



5. ábra. A vonaltranszsekt módszer két típusa. Részletes magyarázatot lásd a szövegben (N = növényzettel borított szakaszok hossza, U = csupasz talajfelszín)

térléptékben készülnek, kevésbé függenek a lokális mintázatoktól (a vonaltranszsekt vizsgálatokra ez különösképpen igaz).

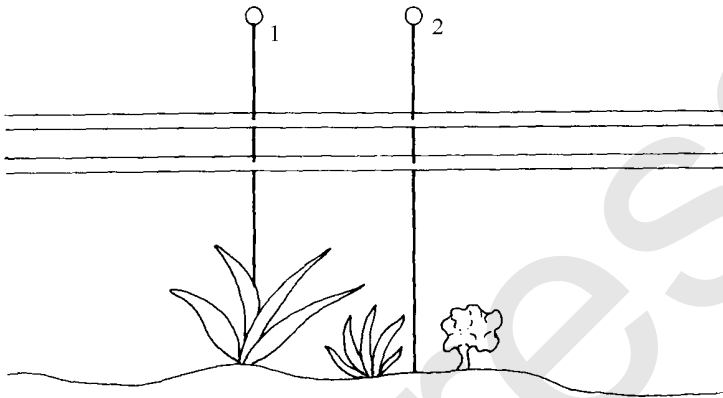
A legfontosabb hátránya a transzsekt vizsgálatoknak, különösen igaz ez az övtranszsekt vizsgálatokra, hogy a nyert adatok kevésbé függetlenek egymástól, tehát a transzsekt egyes kvadrátjai nem használhatók fel önálló mintavételi egységként (hiszen legalább egy de gyakran két oldaluk közös a szomszédakkal), illetve igen időigényesek. Ha független felhasználást tervezünk akkor célszerű „szaggatott transzsekt” vizsgálatot végezni. Ez azt jelenti, hogy a kijelölt transzsekt nem minden pontján végzünk felvételezést, azaz például az övtranszsekt nem minden kvadrátját, hanem csak minden másodikat mérjük fel. A vonaltranszsekt módszerek nehezen használhatóak olyan vegetációban amelyet sok fűnemű alkot, célszerűbb kétszikűekben gazdag, alacsonyabb társulásokban használni (pl. gyomtársulások).

Kvadrátfüggetlen módszerek

A kvadrát módszerek sajátása, hogy valamilyen kétdimenziós mintavételi egységben rögzítik a vegetáció általában kvantitatív jellemzőit. Alkalmazásuk azonban eléggé problémás fa- és cserjeközösségekben, hiszen itt akkora kvadrátméret alkalmazására van szükség, ami az áttekinthetőséget jelentősen rontja (legalább 400 m²). Emiatt legelsőként Észak-Amerikában mintatér/kvadrátfüggetlen módszereket dolgoztak ki. A kvadrátfüggetlen módszerek esetében nincs fix alapterülettel jellemezhető mintavételi egység. A kvadrátfüggetlen módszereket általában a frekvencia, a borítás és a denzitás meghatározására használjuk.

Pontbecslés - Pontkvadrát

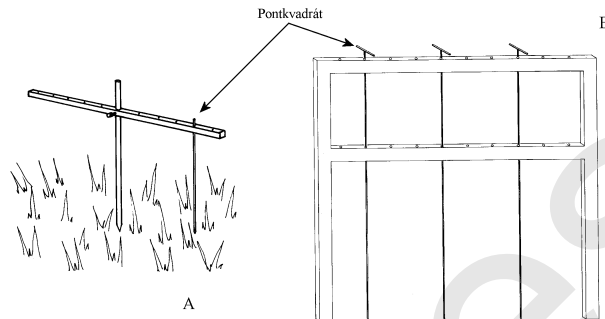
A pontbecslés elvileg azt jelenti, hogy egy random módon lehelyezett pont környezetében végezzük el valamilyen vegetációjellemező becslését (ez általában borításbecslés). Ilyen például a lombkoronaszint borításának meghatározása erdőben. A pontbecslés egy speciális fajtája a karósorozat segítségével történő borítás becslés. Ennek vázlatát mutatja be a 6. ábra. Egy keretben meghatározott távolságra fűrt lyukak helyezkednek el melyekbe tűk/karók helyezhetőek (lásd 7. ábra). A lyukakba helyezett karók által megérintett növényeket fajokként feljegyezzük. Majd az így kapott adatok segítségével az egyes fajok frekvenciáját, denzitását, illetve borítását határozhatjuk meg.



6. ábra. Karós módszer segítségével történő borításbecslés (1. a karó érint növényt, 2. a karó nem érint növényt, Bonham 1989 nyomán).

Előnyök és hátrányok

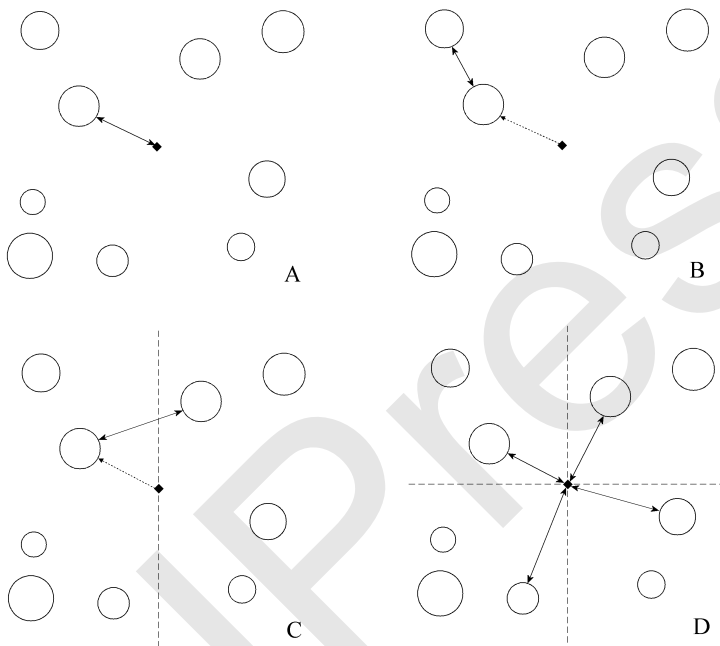
A módszer nagyon jól használható, viszonylag fajszegény, vagy kriptogám fajokban gazdag, alacsony vegetációban, ahol a fajok eloszlása kevésbé csoportosuló (egyenletes fajeloszlás mellett nehéz a kvadrát módszerrel pl. borítást becsülni). Olyan helyeken is elég jól használható, ahol nehéz az egyes egyedeket egymástól lehatárolni (klonális növényállományok). Hátránya az, hogy viszonylag hosszadalmas és időigényes módszer, illetve a felmérés eredménye függ az alkalmazott karók magasságától és vastagságától.



7. ábra. Két eltérő felépítésű pontkvadrát-rendszer. A. Fix középpont körül forgatható keret, B. Merev keretes klasszikus felépítésű pontkvadrát-rendszer (Mueller-Dombois et Ellenberg 1974 és Sutherland 1996 nyomán).

Távolságmérésen alapuló módszerek

Bármely növényközösségben egy adott területen meghatározott számú növényegyed fordul elő. A közösségnek ezt a jellemzőjét nevezzük denzitásnak (lásd később). A denzitás közvetlen meghatározása legegyszerűbben a kvadrát módszer segítségével történhet úgy, hogy megszámoljuk az adott kvadrátban megtalált egyedeket, majd az így kapott egyedszámokat területegységre vonatkoztatjuk ($1/m^2$, $1/ha$). Más oldalról megközelítve, a denzitás reciproka nem más, mint a növényegyedenként elfoglalt terület, aminek a négyzetgyöke nem más, mint a növényegyedek egymástól mért átlagos távolsága. Ez alapján kézenfekvő, hogy a növények egymástól mért távolsága alapján jó közelítéssel meghatározható a növényedek által elfoglalt terület illetve a denzitás.



8. ábra. Kvadrátfüggetlen mintavételi módszerek (A = legközelebbi egyed módszer, B = legközelebbi szomszéd módszer, C = random párok módszere, D = véletlen pontos negyedeléses módszer).

Azokat a módszereket, amelyek egy tetszőlegesen választott vonatkoztatási pont és egy növényegyed, illetve növényegyed és növényegyed közötti távolság mérésén keresztül határozzák meg a denzitást illetve más jellemző mérésével kiegészítve (mellmagassági

átmérő, magasság) például a körlapösszeget vagy a biomassa mennyiségét, távolságmérésen alapuló eljárásoknak nevezzük.

Távolságmérésen alapuló eljárásokról 1947-től beszélhetünk a botanikában, amikor is Cottam leírta a random párok módszerét. Általában négy eltérő módszert szoktak javasolni, melyek mindegyike kihelyezett „random” pontok rendszerén alapul (8. ábra).

Legközelebbi egyed módszer. Kihelyezett random pontoktól felmérjük a legközelebbi egyed távolságát.

Legközelebbi szomszéd módszer. A legközelebbi egyed és a legközelebbi szomszédja közötti távolságot mérjük.

Random párok módszere. A random ponthoz legközelebb eső két ellentétes oldali egyed közötti távolságot mérjük.

Véletlen pontos negyedelés. Adott random mintavételi pont környezetében kialakított négy kvadráns legközelebbi egyedeinek távolságát mérjük.

Előnyök és hátrányok

A távolságmérésen alapuló módszerek alkalmazhatóságának fontos akadálya, hogy terepen általában nem teljesülnek a random mintavétel feltételei (csoportosuló eloszlás esetében az adott csoporton belüli egyedeket felvételezzük). Előnyeik, hogy gyorsak és könnyen használhatóak olyan közösségekben, ahol igen elszórtan találhatók a növényegyedek (pl. félsivatagi növényzet), illetve nagyon nagy kvadrátméret lenne szükséges a felméréshez (fás állományok). A leggyorsabb a legközelebbi egyed módszer, míg a véletlen pontos negyedelés a leghosszadalmasabb.

A vizsgálati módszer	Fák	Cserjék	Lágyszárúak	Mohák
Teljes felmérés	**	**	*	
Kvadrát módszer	**	**	***	***
Transzszekt módszer	**	**	***	*
Pont kvadrát			***	***
Kvadrátfüggetlen módszerek	***	***	*	

3. táblázat. A fejezetben tárgyalt módszerek használhatósága eltérő morfológiai felépítésű növényállományok felmérésében (nincs jelölés - nem használt, * - ritkán használt, ** - használt, *** - gyakran használt).

A tárgyalt módszerek alkalmazhatósága

A fentebb tárgyalt mintavételezési alapszerek alkalmazhatóságát nagyban befolyásolja az, hogy milyen morfológiai csoportot kívánunk vizsgálni. Fásszárúak esetében gyakran alkalmazzák például az erdészeti gyakorlatban kvadrátfüggetlen módszereket, sőt a módszerek elsősorban fás vegetáció felmérésére dolgozták ki Észak-Amerikában, míg például a pontkvadrátos módszer nem alkalmazható ilyen típusú vegetációban. A cserjeállományok felmérésénél általában a fákra alkalmazott módszereket használják. A lágyszárú vegetáció felmérésének esetében szinte minden módszer alkalmazható, bár leggyakrabban a kvadrátos (mintateres) eljárások és a pontkvadrátos módszer terjedt el. Az egyes morfológiai csoportok esetében a tárgyalt módszerek alkalmazhatóságát tekinti át a 3. táblázat.

Minőségi változók mérése

A vegetáció térképezése

Tájléptékben a legfontosabb minőségi jellemző, a vegetáció eltérő összetételű, megjelenésű egységeinek térbeli minőségi lehatárolása, mely leggyakrabban növényzeti foltterképek készítésével történik. A növényzeti foltterképek egyik alapvető jellemzője, hogy az ezeken megjelenített foltok a vegetáció diszkrét egységei, amelyeket kiválasztott, állandóan megjelenő növénypopulációk meghatározott dominanciaviszonyaival jellemezhetjük, illetve kategorizálhatjuk. Alapvetően kétféle térképezést ismerünk. A térképezésnek e két típusa egymással párhuzamosan az angolszász és a közép-európai vegetációtudományi iskolákban fejlődött ki.

Közép-Európában így Magyarországon is a Braun-Blanquet féle, vagy Zürich-Montpellier iskola nyomán érvényesült cönológiai nézőpont okán, a társulástan (szüntaxonómia) lett a térképezés alapja. A térképezendő egységek a cönotaxonok (társulások és társulás feletti egységek) lettek. Ez a térképezés a vegetációtérképezés. Ekkor a térképezendő területen az ott előforduló diszkrét társulások határait

rajzoljuk fel. Az angolszász iskola ettől eltérően a vegetáció általánosabb, inkább a fiziognómiai és funkcionális hasonlóságokon alapuló, ún. élőhely alapú kategóriák alkalmazását részesítette előnyben. Az élőhely kategóriákat nem cönotaxonok alapján írják le, vagyis nem a cönológiai felvételekben szereplő fajok dominancia és konstancia értékeivel jellemzik. Leírásuk pusztán fajkompozíció, illetve a fajok/funkcionális csoportok dominancia viszonyain alapul. Ez a fajta térképezés az élőhely-térképezés. Gyakorlati egyszerűsége folytán igen hamar teret hódított nálunk is, mivel a vegetációtérképezésnél a növénytársulások azonosításánál rendre felmerülő probléma - a karakterfajok és a cönológiai fajcsoportok szubjektív megítélése. Helyette csak a növényfajokat és ezek dominanciaviszonyait kell felismerni.

A térképezés célja

A készítendő térkép felbontását, részletességét illetve a térképhez kapcsolható jellemzők (általában kvantitatív - azaz mennyiségi változóknál ismertetésre kerülő jellemzők) körét minden esetben a térképezés céljai határozzák meg.

A növényzeti folttérkép alapvetően háromféle céllal készülhet: 1. A kiválasztott területek minőségi jellemzése céljából, 2. Egyes térképezett területek növényzetének összehasonlítása végett és 3. egy adott terület környezeti állapotának hosszú időtartamon át történő nyomon követése miatt (ismételt térképezés).

Területek minőségi jellemzése. A legtöbb növényzeti térkép egy terület jellemzése illetve bemutatása céljából készül. Ennek megfelelően egyedi jelkulccsal rendelkezik. Előnye, hogy igazodik a helyszín adottságainak sajátosságaihoz, így lehetőség nyílik a terület vegetáció-mintázatának a lehető legpontosabb dokumentálására.

Területek összehasonlítása. Különböző területek vegetáció-mintázatának kvalitatív összehasonlításához azonos jelkulccsal rendelkező térképekre van szükség. Ez a feltétel szinte csak akkor teljesül, ha egy adott személy vagy térképező csoport által készített térképekkel dolgozunk. Ilyenkor a legfontosabb szempont az egységes módszertan alkalmazása a térkép-készítés folyamán.

Ismételt térképezés. Egy adott területről, különböző időpontokban készített térképeinek összehasonlítása a legnehezebb feladat. Ehhez a fajta térképezéshez szükséges leginkább a standard módszertan, és az azonos jelkulcs illetve élőhely-tipológia. Az időbeliség miatt általában a korábban készített térkép módszertana a meghatározó (még ha az adott térképezési mód nem is a legmegfelelőbb jelen tudásunk szerint).

A foltterképek típusai

Aktuális növényzeti foltterkép. A leggyakrabban használt foltterkép típus az, amely a növényzet pillanatnyi állapotát rögzíti (10. ábra)

Potenciális növényzeti foltterkép. A potenciális növényzeti foltmintázat abban az esetben alakulna ki, ha a területen jelenleg működő folyamatok a továbbiakban is fennállnának (vagy megváltoznának egy adott jövőbeli forgatókönyv alapján). Azaz egy későbbi időpont esetében jósolt vegetációmintázatot rögzítünk ezen a térképtípuson. Az aktuális terepi mintavétel eredménye ebben az esetben egy származtatott térkép, amely egyesíti magában az aktuális vegetációs állapot és a területre ható tényezők vegetációalakító hatásának egy jövőbeli kimenetelét. Ilyen térkép készülhet például abban az esetben ha egy adott terület szárazabbá válását akarjuk képileg ábrázolni pl. tíz év időtárvlatában.

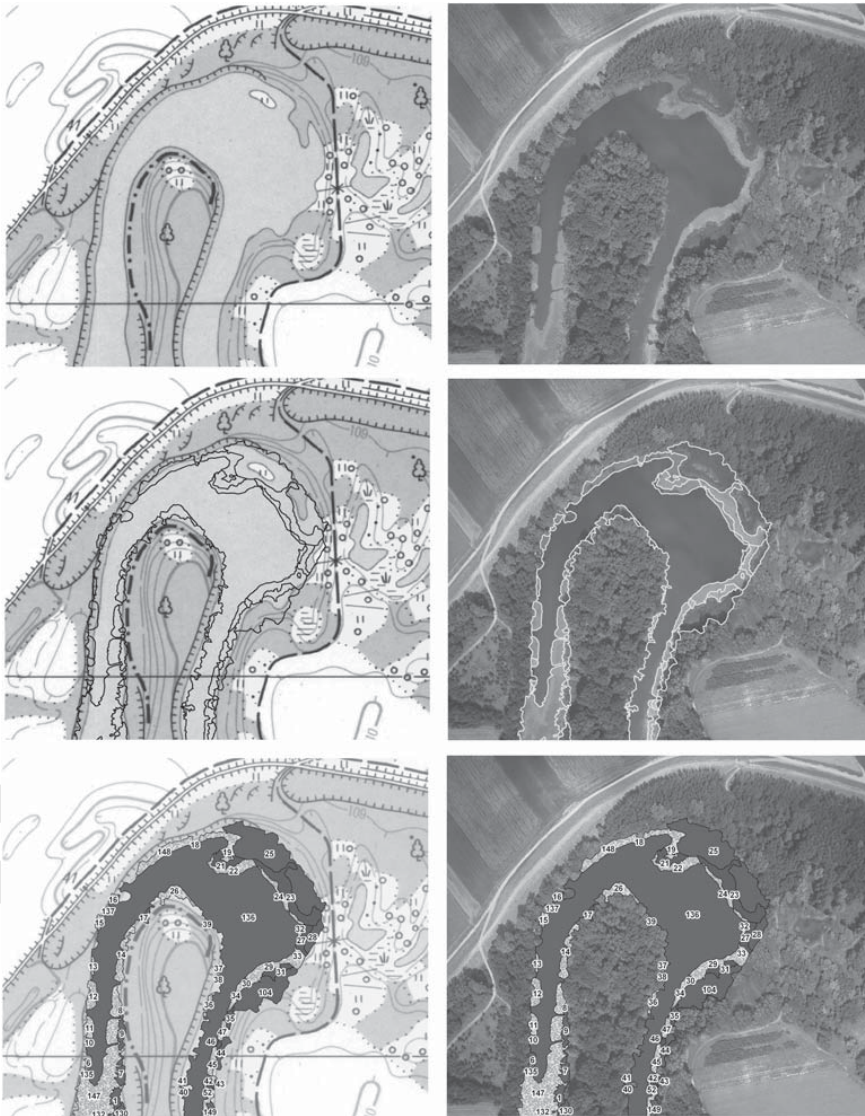
Rekonstrukciós növényzeti foltterkép. Rekonstrukciós növényzeti térkép éppen ellentétes időbeli irányultságú, mint a potenciális növényzeti térkép. Ebben az esetben azt akarjuk képileg megjeleníteni, hogy egy korábbi időpontban milyen lehetett a vegetáció az adott helyen. Gyakran készülnek olyan foltterképek, amelyek azt hivatottak bemutatni, hogy az ember megjelenése nélkül a maival azonos klimatikus viszonyok esetén milyen lehetne egy adott terület vegetációja. A potenciális növényzeti térképpel ellentétben ennél a térképnél következtetünk kell az abiotikus környezet (geográfiai-, vízrajzi- és talajviszonyok) eredeti, múltbeli állapotára is.

A térképezés feltételei és menete

Személyi feltételek

A növényzeti térképezési munka megfelelő képzettséggel és gyakorlattal rendelkező szakemberekkel végez(tet)hető. A szakmai alapokat a rendelkezésre álló szakirodalmakból, a gyakorlati jártasságot tapasztalt térképező kollégák társaságában lehet megszerezni. A térképező csoportban (ha csoportosan térképezünk) legalább egy személynek az alábbi készségek valamelyikével (vagy többel) rendelkeznie kell:

1. A ország/tájegység/terület flórájának magas szintű ismerete, amely alapján a problematikus taxonok (sások, fűvek) határozása nem okoz gondot. Térképezés előtt ajánlott áttanulmányozni a terület tágabb környékének flórájáról készült florisztikai cikkeket, tanulmányokat.
2. Az élőhely kategória rendszer alapos ismerete. Élőhely-térképezés esetén az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR)

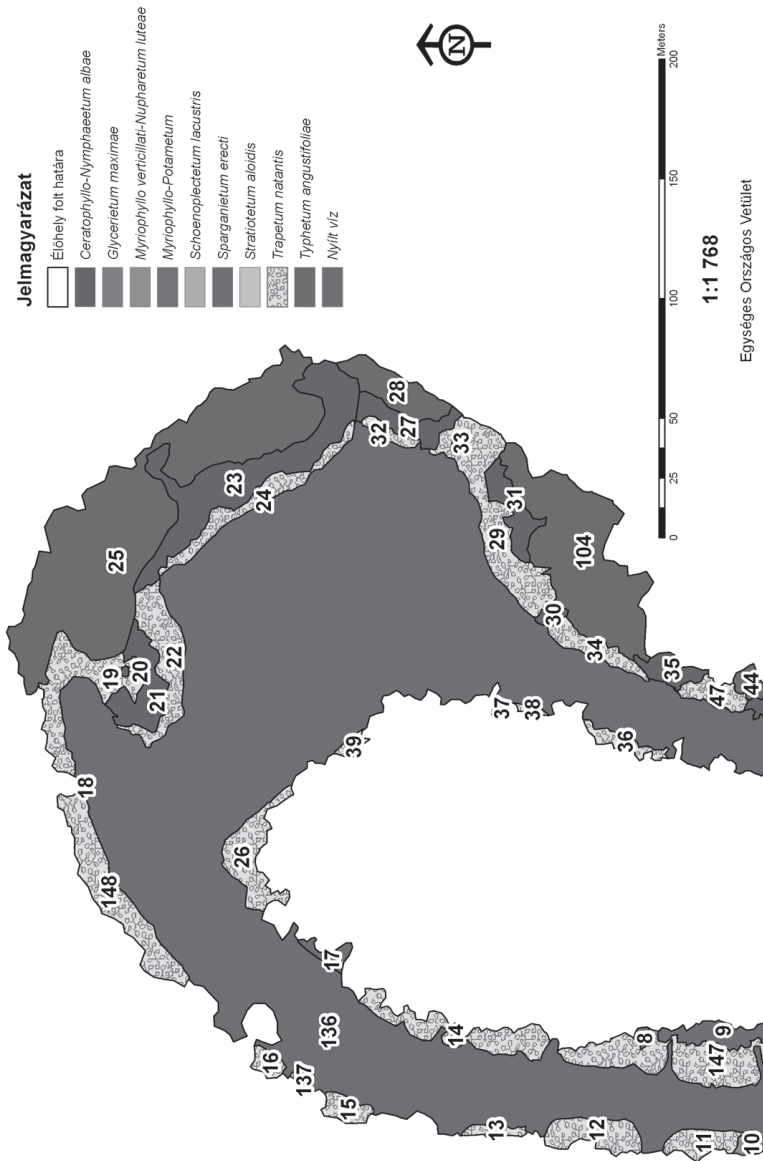


9. ábra. A terepen gyűjtött adatok digitalizálása koordináta helyes térképen illetve légifelvételen. Magyarázat: 1. üres térképlap/légifelvétel; 2. a terepen elkülönített önálló élőhelyfoltok körberajzolása; 3. az elkülönített élőhelyfoltok adattal való megtöltése és interpretálása.

A Boroszló-kerti-Holt-Tisza vegetációterképének részlete (2005)



Készítette: Lukács Balázs András
Debrecen, 2005



10. ábra. Egy vegetáció térkép részlete.

kategóriáit, vegetációtérképezés esetén a cönotaxonok (társulások, társulás alatti- és feletti egységek) alapos ismerete a feltétel. Ezeket a kategóriákat természetesen nem kell fejből tudnunk, azonban a terepi jellemzést és a jellemzés alapján otthon történő határozást jelentősen megkönnyíti ezek ismerete.

3. Térképolvasási és tájékozódási gyakorlat.
4. Jó szervezőképesség.
5. A lelkiismeretesség, lelkesedés és pontosság. A nehezen megközelíthető foltok sok esetben elriasztják a térképezőt. Alapkövetelmény, hogy MINDEN jellemző foltot végigjárjunk. A mostoha terepi körülmények sokszor nehezen elviselhetőek (időjárási viszonyok, terepi adottságok miatt), ezért a jó fizikai állapot terepi térképezés során alapvető fontosságú.

Technikai feltételek

Légi fényképek. A légi fényképek (légifotók) a térképezés nélkülözhetetlen segédletei. Nélkülük nagyobb területekre pontos térkép nem készíthető, bár erdős területeken használatuk meglehetősen korlátozott. Légi felvételeket régen csak katonai célból készítettek, ezek a korábban titkosított fotók azonban ma már számos formában hozzáférhetőek, megvásárolhatóak. Napjainkban nem csak katonai, hanem polgári célból is készítenek légi felvételeket. Vásárolhatunk légi felvételeket a Földmérési Intézetől (FÖMI), vagy megbízhatunk légifelvételek készítésével foglalkozó cégeket is. A választék napjainkban elég nagy, de a légi felvételek ára elsősorban azok felbontásától, részletgazdagságától függ. Érdeemes digitális, ún. georeferált légi

felvételeket beszerezni, hogy később térinformatikai alkalmazásban is használhassuk őket.

A légi felvételeken látható növényzeti foltoknak sajátos textúrája, színe van. Ezeket a jellegeket a vegetációs egység térbeli szerkezete, a fajösszetétel, a növényzeti borítás mértéke, a biomassa tömege, a talaj és a víz aránya illetve a légifotó minősége határozza meg. A légi felvétel minőségét befolyásolja a repülési évszak, a repülési napszak, a repülési magasság, a fénykép fényképezési nyersanyagtól függő minősége illetve az utólagos fényképezési munkálatok és a szférikus aberráció (a fényképezőgép lencséjének torzítása) mértéke. Mindezen hibákat igyekeznek az utómunkálatok és fényképfeldolgozás során figyelembe venni, illetve korrigálni. A légi felvételek megkérdőjelezhetetlen előnyei mellett meg kell említenünk azok hiányosságait is. Ezek a következők lehetnek:

1. A légi felvétel pillanatnyi állapotot rögzít, számos időleges hatás (pl. kaszálás, belvíz illetve áradás) zavaró lehet.
2. Sok hasonló textúrájú folt a valóságban merőben más vegetációs egység lehet (pl.: fiatal erdőtelepítés még gyepeknek látszik).
3. A kisméretű foltokat igen nehéz észrevenni, ha a felvétel felbontása nem nagy.
4. Erdők aljnövényzete nem látható.
5. A magas tereptárgyak árnyéka illetve a földfelszíni pára zavaró lehet a vegetációs foltok határainak berajzolásában (az árnyék miatt megváltozott színek, pára miatt elmosódó határok).

Mindezek alapján, abban az esetben, ha kizárólagosan légifotókkal akarunk dolgozni, célszerű számos foltban terepbejárással ellenőrizni, azaz validálni az általunk fotó alapján azonosított élőhelyfoltokat.

Katonai- és polgári topográfiai térképek. Korábban a növényzeti térképezés végterméke egy *EOV* (Egységes Országos Vetület) vetületi rendszerben elkészített papír alapú térkép volt (Kun et Molnár 1999). A számítástechnika és a térinformatika fejlődésével azonban a végtermék ma már egy digitális térképi fedvény, amely csak a növényzeti foltok határait és azok információit tartalmazza. Ezt a fedvényt azután már bármilyen felületre (topográfiai térkép, légi felvétel, 3D terepmodell) ráilleszthetjük. Azonban a modern térinformatika világában sem mellőzhetjük a korábbi térképlapjainkat, igaz azoknak nem nyomtatott papír formájában, hanem digitálisan vesszük hasznát. Magyarországon az 1:10000-es léptékű Egységes Országos Vetületben készült térképeket illetve 1:25000-es léptékű Gauss-Krüger vetületű térképek (minkettő típusú térkép az egész országra elkészült) ajánljuk növényzeti térkép készítése. Ezeket papír alapon és digitálisan egyaránt beszerezhetjük. A topográfiai térképeknek főképp erdős területeken vesszük hasznát. Itt ugyanis a légi felvételeket nem tudjuk kihasználni. Továbbá a terepi tájékozódásban nyújtott szerepük miatt gyakorta nélkülözhetetlenek is.

Műholdfelvételek. Műholdfelvételeket közvetlenül térképezésre ma már csak igen ritkán használunk. Ennek oka, hogy felbontóképességük igen csekély, és gyakran nem a növényzeti folt típusokat azonosíthatjuk, hanem az eltérő színű foltok a biomassza mennyiségében, a vegetáció zártságában és a nedvesség mértékében rejlő különbségeket jelzik. Ezen okok miatt műholdfelvételeket ma még csak durva léptékű, gradiens szerű eloszlások mintázati elemzésére használnak. Technikai fejlődésük (felbontás és színkép) miatt szerepük és alkalmazhatóságuk várhatóan nőni fog a vegetációtudományban is.

Műholdas helymeghatározás. Helyzetünk pontos meghatározásához használhatunk tájolót és térképet is, a helymeghatározás legegyszerűbb módja azonban a *GPS* készülékek használata. Kellően pontos készülékek ma már elérhető árban kaphatóak szaküzletekben, sportboltokban. Ezek mindegyike az Egyesült Államok Védelmi Minisztériuma által kifejlesztett és üzemeltetett *GPS* (Global Positioning System) szolgáltatást használja. A kézi vevő 24 műhold jeleit fogja egyszerre. Ezek segítségével a műszer megadja helyzetünk pontos koordinátáit. Minél több műholdat lát annál pontosabb értéket tud szolgáltatni. A ma használatos *GPS* készülékek többsége 5-7 m-es pontosságú, de léteznek 1 m-es pontosság alatti készülékek is, ezek ára magasabb.

A *GPS* készüléken állíthatunk többféle vetületi rendszert is. A készülékek alapbeállítása a *WGS84* vetületi rendszerben működik. Ez a vetületi rendszer fok-perc-fokmásodperc ($xx^{\circ}xx'xx.x''$) formában mutatja a szélességi és hosszúsági koordinátáinkat. Léteznek azonban más vetületi rendszerek is. A hazai piacra hangolt modernebb készülékek képesek az *EOV* koordináta megjelenítésére, ez egy hatjegyű szám kód formában mutatja a szélességi és hosszúsági koordinátákat (N xxxxxx; E xxxxxx). Az egyes vetületi rendszerek koordinátái a másikba átszámíthatóak, ez azonban nem képezi jelen jegyzet anyagát. Fontos megjegyeznünk, hogy a térinformatika lehetőséget teremt arra, hogy a különböző vetületű térképeket és koordináta pontokat egymáson megjeleníthessük bármilyen számolás nélkül.

Terepi munka

A foltterképezés. Amennyiben beszereztük a térképezéshez szükséges eszközöket (térképek, légi felvételek), illetve rendelkezünk a szükséges szaktudással, elkezdhetjük a térképezést. A terepi térképezést kétféle módon végezhetjük. Térképezési adatainkat rögzíthetjük (1) Papír alapú

munkatérképen vagy (2) digitális módon, térinformatikai GIS eszköztár használatával.

A papír alapú munkatérképet lényegében egy valamely korábban ismertetett térképtípus kézi felülrajzolásával készítjük a terepmunka során. Fontos, hogy az eredeti vásárolt térképeinket soha ne firkáljuk össze, ehhez mindig annak valamilyen másolatát (pl. fénymásolat) használjuk. Készítsünk fénymásolatot több példányban, így ha elvesztjük, vagy elrontjuk a munkatérkép valamely verzióját, könnyebben pótolhatjuk azt. Az első fénymásolatról hibajavítóval eltüntethetjük a nem fontos térképi jeleket, feliratokat. Ezt újra lemásolva kész munkatérképet kapunk.

Munkatérképnek használhatjuk a kinyomtatott színes légi felvételeinket is. Ennek terepi használata talán a legegyszerűbb, hiszen jó felbontású felvétel esetén erre lehet a leggyorsabban és legpontosabban dolgozni. A légi felvételek másik előnye, hogy ezeket gyakrabban frissítik, mint a topográfiai térképeket, így a tájékozódásban is nagyobb segítséget nyújthat. A légi felvételek nyomtatásakor legyünk figyelemmel a méretarányra. (Ezt a georeferált légi felvétel kezelésére alkalmas szoftver környezetben egyszerűen be lehet állítani.) Mindig azonos méretarányban dolgozzunk, és az egyes lapok között hagyjunk átfedéseket, hogy a terepen össze is illeszthessük lapjainkat.

Mobil térinformatikai (GIS) eszköz használatának elterjedése lehetővé tette, a papír alapú térképezés digitális kiváltását. Az ilyen módon zajló térképezés előnye az hogy az azonos szoftver alkalmazás esetén terepi rajzainkat azonnal szerkeszthetjük asztali számítógépünkön. A mobil eszközök további előnye, hogy a digitális térképlapokon és légi felvételeken dolgozhatunk vagy adatbázist is építhetünk már terepi körülmények között. Hátrányuk a viszonylagos sérülékenység („kétbalkezesek kíméljenek”) illetve az akkumulátor üzemidejének véges teljesítménye.

A terepi munka során a nagyobb távolságok bejárását személygépkocsival, motorkerékpárral vagy kerékpárral végezzük. A bejáráshoz előzetesen célszerű útvonaltervet készíteni. Ez tartalmazza a bejárás irányát és sűrűségét. Ilyen útvonaltervet nem szükséges előre elkészíteni, de segíthet az optimális terepbejárás tervezésében és mivel a térképezés befejezésekor a bejárás útvonalát amúgy is rögzítenünk kell nem árt az előzetes tervezés. Érdeemes az elvégzendő munkát napi egységekre bontani. A bejárás során járjunk be minden foltot, amit a légi felvételen vagy szabad szemmel a terepen azonosítani tudunk. A nagyobb foltok belső részeibe is menjünk be. Egy növényzeti folt bejárását követően általában az alábbi jellemzőket kell feljegyeznünk a későbbi munkához és azonosításhoz:

Növényzeti folt sorszáma. Sorszámozzunk minden egyes foltot. Ez azon túl, hogy kötelező, a térképezés során is segít, hogy lássuk melyik foltnál voltunk és melyiknél még nem. Egy kiegészítő jegyzőkönyvben az adott foltokhoz számos a továbbiakban felsorolásra kerülő kiegészítő információkat is rögzítünk, így ezeknek a sorszámoknak a megadása segíti a későbbi azonosítást (a sorszámok használata kiváltja a „susnyás mellett balról” megjegyzések használatát).

Élőhely/társulás kategória kódja. Az élőhelyeket élőhelytérképezés esetében az Á-NÉR kategóriái szerint, vegetációtérképezéskor a cönotaxonok szerint határozzuk meg. Ehhez használjuk az annak megfelelő határozót és az ott felsorolt betű-szám illetve számkódot. Határozás során a fiziognómiát, és a fajkészletet együttesen kell figyelembe venni. Ha az élőhelyünk nagyon eltér a határozóban szereplőtől érdemes tovább keresgélünk. A határozó a fiziognómia alapján közelít és a fajkészlet alapján pontosít. A határozókulcs nem vezet

egyértelműen egy kategóriához, kizárólag egy kategória-csoporthoz. Itt több élőhely/társulás típust is el kell olvasnunk a pontos azonosításhoz. A végleges beazonosításkor figyeljünk az alegységek, formák, változatok leírására is.

A terepi szituációk bonyolultságával mindig találkozunk a térképező. Az élőhely-osztályozási rendszer országos léptékű határozói bélyegekkel dolgozik és csak a megjegyzésekben, esetleg élőhely-formák leírásában említi meg a tájegységenként jelentkező florisztikai változatokat. Azonban vannak olyan tájegységek ahol az élőhely-osztályozási rendszer vagy a cönológusok soha nem jártak és emiatt nem került jellemzésre az általunk térképezendő élőhely. Ilyenkor a térképező két dolgot tehet: Lépték változtatás: Asszociáció illetve élőhely komplexek, egyéb társulás feletti egységek használatával kikerülhetők a nehéz élőhely határozások hibái. Lépték finomítás: Az előzővel ellentétben szubasszociációk vagy más társulás alatti egységek illetve élőhelyi alkategóriák használatával tovább bontjuk az élőhely foltot. Amennyiben semmiképp sem sikerül az adott élőhelyet besorolni, tegyük azt az egyéb kategóriába. Ekkor ne feledkezzünk meg a lehető legpontosabb foltleírásról és a legteljesebb fajlista összeállításáról. Vegetációtérképezésnél készíthetünk cönológiai felvételt is. Élőhely-térképezéskor lehetőségünk van ún. hibrid kategóriák használatára (átmenetek!). Ezeket a határozóban már leírt Á-NÉR kategóriákból állíthatjuk össze szigorú szabályok alapján. Használjuk ezeket a kategóriarendszerbe nem besorolható élőhelyek azonosítására.

A növényzeti folt jellemzése. Az élőhely foltok szöveges jellemzése megkönnyíti az utólagos határozást és a határozásban otthon tett javításokat. Ezen kívül a külső szemlélő/olvasó számára is segít a meghatározás megértésében, helyességének megállapításában illetve hibás meghatározás esetében a javításában. Itt fel lehet sorolni az

olyan jelleget, amelyek nem megszokottak az adott élőhely esetében (pl. fasorok jelenléte, gyomosodás mértéke stb). Ide jegyezhetjük fel a határozáshoz szükséges megjegyzéseinket és kritikáinkat (pl. "ide soroltam (P2) az Acer negundo dominálta erdőket, a galagonyás akácokat"). Ide kerülnek a potenciális élőhelyre vonatkozó becsléseink is.

Fajlista. Az élőhely foltról írunk fel minél több fajt. Fás vegetáció esetén kezdjük a fásszárúakkal és haladjunk az alsóbb szintek felé. A védett, ritka vagy az élőhely határozás miatt fontos fajokat se felejtjük ki. A fajlista rögzítése során jelentkező problémákról a következő a következő részben ejtünk szót.

Megjegyzések. Minden fontos kiegészítő információt, jellemzőt és terepi megfigyelést rögzítsünk. Ez a későbbiekben számos élőhelyi folyamat megértésében segíthet (pl. a réten magas az avar mennyisége = nem kaszálták a közelmúltban). A megjegyzésekkel kapcsolatban nincsenek formai megkötések, de legyenek informatívak és rövidek.

Térképezési problémák: Hibrid kategóriák

Az élőhelyek illetve társulások határozása során nem kell meglepődni, ha sok besorolási problémával találjuk szembe magunkat. Egy geográfiai egység hasonló élőhely illetve társulás foltjai között is jelentős különbségeket találhatunk a fajkészlet és mozaikosság tekintetében (átmenetek, fajkészlet regionális eltérései). Ezeket a hiányosságokat illetve élőhelyi variációkat az osztályozási rendszerek rigiditásuk miatt nem tudják kezelni. Az Á-NÉR kategóriákat alapulvéve például a D4-jelű (alföldi mocsárrét) Á-NÉR élőhelyi kategóriába tartozó állományok a

Nyírségben és a Beregi-síkon fiziognómiájukban és fajösszetételükben közel hasonlóak, határozásukkor tehát általában mindkét régióban azonos élőhelymeghatározáshoz jutunk. A mocsárréteken előforduló fajok dominancia viszonyaiban azonban már jelentős különbségek adódnak. Mivel egy faj számos élőhelytípusban is előfordulhat, így egyazon élőhelytípus állományai esetében talált különbségek elbizonytalaníthatják a térképezőt (pl. monodomináns állományok). Ennek a hibának a kivédése miatt lehet saját élőhely-kategóriákat létrehozni, illetve lehet a hibrid élőhely kategóriákat használni.

A saját kategóriarendszer felállításának egyetlen szabálya a következetesség és a széleskörű dokumentálás (fajlista, dominancia viszonyok és egyéb élőhely jellemzők rögzítése). Az általunk bevezetett kategóriák kódjai jó, ha utalnak az eredeti Á-NÉR élőhely-kategóriákra is. A hibrid élőhely-kategóriákat már meglévő és általunk létrehozott kategóriák felhasználásával is készíthetünk. Gondoljunk például egy kevert hínárállományra ahol a keveredő fajok más-más élőhely kategóriába tartoznak. Ezeket nagyon nehéz lenne térképen pontosan körülhatárolni. Vagy képzeljünk el egy szivárgó vizű, magasabb és alacsonyabb térfelszínnel rendelkező legelőt, ahol a magasabban lévő élőhelyek száraz jellegűek, az alacsonyabban lévők nedvesek, és ezek folyamatos átmenetet képeznek. Mindkét esetben jobb, ha egy nagyobb méretű élőhely foltot rajzolunk, és másképp jelöljük a mozaikosságot. Á-NÉR esetében Kun et Molnár 1999 az alábbi kulcsot ajánlja a hibrid-kategóriák esetében:

1. Egyértelmű hozzárendelhetőség egy Á-NÉR élőhely kategóriához: **A**
2. Átmeneti (hibrid) jellegű élőhely két vagy több élőhely között: **AxB**, **AxBxC**. A domináló jellegű élőhely kategória kódja előbbre kerül: **BxAxC**

3. A folytonosan - gradiens mentén - változó élőhely folt: **AxBxCg**
4. A mozaikosan változó élőhely folt: **AxBxCm**
5. Nincs egyértelmű hozzárendelhetőség. A leghelyesebb kategória kódját előre írjuk, ezt követően zárójelben felsoroljuk a többi lehetőséget: **A (B) ((C))**
6. Lehet a fenti lehetőségeket együttesen is használni: **(AxB)Cm**, **Ax(BxC)g** stb.

Az fentiekben bemutatott esetek alapján látható, hogy a mozaikos illetve gradiens mentén változó, egymásba átalakuló élőhelyeket úgy is lehet kezelni, hogy az alap kategóriák száma változatlan maradjon.

Fajok pont-térképezése

Növényzeti térképezés során szükségünk lehet a fontosabb fajok lelőhelyeinek térképen való megjelenítéséhez. Ez a munka manapság a védett növényfajokra már alapvető követelmény minden térképezésnél. A térképezés során nagyon kis lépték esetén egyedet, nagyobb lépték esetén populációkat mérünk be. A populációk bemérésekor a fajnév mellett a következő jellemzőket érdemes megadni: becsült egyedszám, fenológiai állapot, zavarás minősége/veszélyeztető tényezők. A pontok koordinátáit célszerű *GPS* készülékkel bemérni vagy a mobil *GIS* készülékünkkel egy pontfedvény részeként felvenni. Ilyen készülék hiányában egy térkép és tájoló segítségével vehetjük fel a pontokat úgy hogy a felmért állományok és pontok helyzetét valamely jól azonosítható terepi ponthoz igazítjuk.

A térkép készítése

A terepmunka legalapvetőbb szabályai, hogy terepen minden lényeges információt rögzítsünk, és a terepi eredményeket minél hamarabb tisztázzuk le. Így a felejtésből adódó információveszteségünk minimális lesz. A terepmunkát követően otthon, nyugodt körülmények között, egy tiszta térképet kell készítenünk. Ezt megtehetjük papír alapra is, de jobb, ha egyből számítógépen rajzoljuk körbe foltjainkat a munkatérkép alapján. A foltok körberajzolásakor legyünk nagyon figyelmesek azok pontos határaitra. Egy növényzeti térképen az alábbi dolgokat kell feltüntetni vagy mellékletében elhelyezni: élőhely foltok és a foltok sorszám, alaptérkép illetve légi felvétel, fajok ponttérképe (opcionális), bejárési útvonal térképe, méretarány és/vagy távolságmérő skála (rajta van a térképen), vetületi rendszer (rajta van a térképen), északi irány (általában É-D tájolásúak a térképek), jelmagyarázat, térképezés dátuma és a térképező(k) neve.

A térkép elkészülte után csinálhatunk egy színes térképet is. Ez a folttérképünknek a színezett változata, segítségével a fekete fehér foltok könnyebben átláthatóvá válnak. A színezésre egységes jelkulcs nem adható meg, mivel mind az Á-NÉR kategóriák, mind a cönotaxonok száma sokkal több, mint amit mindenki által egységesen használni lehetne. Néhány fontos tudnivaló a színezéshez: 1. Csak egymástól jól elkülönülő színeket érdemes használni. A nyomtatók és fénymásolók eltérő módon kezelhetik az azonos szín eltérő árnyalatait, így a monitorunkon megjelenő színek nyomtatáskor (monitor beállítástól függően is) nem ugyanúgy jelennek meg. 2. A természetközeli élőhelyek színei legyenek "természetesebbek" (zöld, barna stb.), míg a másodlagos, bolygatott élőhelyeké legyen piros, szürke vagy fekete. A vizes élőhelyeké kékes, az erdőké zöldek, a gyepeké sárgás árnyalatú vagy mintázatu legyen. A mozaikos élőhelyeket egy szín és mintázat együttesével

jelöljük. Célszerű és költségtakarékos megoldás dokumentációk készítésekor a színezés helyett kitöltő mintázatok alkalmazása.

Fajlista készítése

Egy terület vegetációjának minőségi jellemzésére a legkézenfekvőbb megoldás megadni a terület flóráját, azaz egy listát az előforduló növényfajokról. A legtöbb terepi vegetációfelméréskor a fajelőfordulások rögzítésre kerülnek (minden a mintavételi egységben megtalált faj).

A rögzített fajsám függ a felvételező taxonómiai felkészültségétől, a mintavételi egység méretétől (lásd később a fajtelítődéssel foglalkozó részt), az élőhely-társulás típusától, és a mintavétel időpontjától.

A fajlista összeállítása elméletileg minden moha, zuzmó, csíranövény, kifejtett vegetatív és virágzó növényegyed, vagy éppen elszáradt kóró figyelembevételével történik. Természetesen az eltérő taxonómiai felkészültség, más és más fajlistákat eredményezhet egyazon területről. Egy magkészlet-vizsgálatokkal foglalkozó növényökológus valószínűleg nagyobb pontossággal fogja csíranövény állapotban határozni az egyes fajokat, míg mondjuk egy bryológus (mohász) rögzíti a vizsgálati egységben található mohafajokat is.

A nagyobb mintavételi egységben több faj találunk, mint a kisebbben (14. táblázat). Egy 25 cm-es élhosszúságú négyzetből indulva 4×4 m-es négyzetig növekvő mintavételi egységekben hálózatosan illeszkedő kvadrátok segítségével (2. ábra) határoztuk meg a fajsámot, jól látható, hogy a nagyobb mintavételi egységekben nagyobb fajsámot detektáltunk.

A fajok rögzítése általában felvételi tabellában történik. A tabellában a fajnevek mellett leggyakrabban borításértékek szerepelnek, de feltüntethetünk más jellemzőt is, például virágzó hajtásszámokat,

egyedszámokat is. A fajok rögzítése a tabellában általában szintenként történik. Erdőtársulások esetében a lombkoronaszint felől haladunk a gyepszint irányába. A szinteken belül a fajok természetesen nem ABC sorrendben kerülnek rögzítésre (ez terepi körülmények között meglehetősen vidám ország-város játékot eredményezne), hanem vagy rendszertani sorrendben (először a gyepszintben megfigyelt fűvek és sások és utána a kétszikűek), vagy dominancia sorrendben. Az utóbbi megoldás előnye, hogy az adott mintavételi egységben (elsősorban kvadrát módszer) domináns 5-6 fajt feljegyezve, azok borítását/egyedszámát illetve más tömegességi viszonyszámát már a mintázás legelején megbecsülhetjük, és azt követően marad idő a ritkább fajok keresésére, így kisebb az esélye annak, hogy valamelyik jól azonosítható ritkább faj kimarad.

Ügyelni kell arra, hogy a felvételezést abban az időpontban végezzük, amikor az adott közösség fajainak többsége határozható állapotban jelen van. Ez mocsári vegetáció esetében általában június-július, lápréten az első kaszálás előtt néhány héttel, míg szárazabb gyepekben kaszálás előtt (ha van) közvetlenül. Egyes társulásokban (nyílt homoki gyepek, szikesek) célszerű évente többször (legalább kétszer - március-április, június) is felvételezni.

A fajlista mérete élőhely és társulásfüggő is. Két eltérő élőhelyi viszonyok mellett előforduló fátlan növénytársulás, pl. egy szikes nádas illetve egy mezofil kaszált gyepek fajkészlete jelentős mértékben különbözhet (4. táblázat). Jól látható, hogy a nádas esetében a 4 szerez kvadrátméretben detektált fajszám a mezofil gyepekben az 1 m²-es kvadrátban talált fajszám töredékét eredményezte. Így a fajlista összeállítása az első esetben mintegy 30-40 percet, míg az utóbbi esetben alig 5 percet vett igénybe.

Mezofil kaszálórét (1 m ² , 40 faj/m ²)	Szikesedő nádas (4 m ² , 2,3 faj/m ²)
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Atriplex hastata</i>
<i>Agrostis canina</i>	<i>Chenopodium chenopodioides</i>
<i>Agrostis tenuis</i>	<i>Epilobium tetragonum</i>
<i>Brachypodium pinnatum</i>	<i>Phragmites australis</i>
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	<i>Lithrum virgatum</i>
<i>Campanula persicifolia</i>	<i>Lycopus europaeus</i>
<i>Carex pallescens</i>	<i>Phragmites australis</i>
<i>Carex panicea</i>	<i>Rumex palustris</i>
<i>Carlina acaulis</i>	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
<i>Centaurea jacea</i>	
<i>Chrysanthemum corymbosum</i>	
<i>Cirsium pannonicum</i>	
<i>Convallaria majalis</i>	
<i>Crepis praemorsa</i>	
<i>Cruciata glabra</i>	
<i>Cytisus nigricans</i>	
<i>Danthonia alpina</i>	
<i>Festuca ovina</i>	
<i>Filipendula vulgaris</i>	
<i>Genista germanica</i>	
<i>Helianthemum ovatum</i>	
<i>Leontodon hispidus</i>	
<i>Leucanthemum vulgare</i>	
<i>Molinia arundinacea</i>	
<i>Nardus stricta</i>	
<i>Peucedanum oreoselinum</i>	
<i>Phleum phleoides</i>	
<i>Pimpinella saxifraga</i>	
<i>Plantago lanceolata</i>	
<i>Polygala vulgaris</i>	
<i>Potentilla alba</i>	
<i>Potentilla erecta</i>	
<i>Primula veris</i>	
<i>Prunella vulgaris</i>	
<i>Sieglingia decumbens</i>	
<i>Thesium linophyllum</i>	
<i>Trifolium montanum</i>	
<i>Trifolium pannonicum</i>	
<i>Vicia cracca</i>	
<i>Viola canina</i>	

4. táblázat. Két eltérő élőhely fajlistája.

Megaphanaerophyta (<i>MM</i>)	> 30 m
Mesophanaerophyta (<i>MM</i>)	8 – 30 m
Microphanaerophyta (<i>M</i>)	2–8 m
Nanophanaerophyta (<i>N</i>)	< 2 m

5. táblázat. A phanaerophyta csoport magassági alkategóriái.

Raunkiaer-féle életforma típusok

A fajlisták mellett gyakran használják az egyes élőhelyek vegetációjának összehasonlításakor az egyes fajok életmenet-stratégiáját jobban jellemző tipizálást, az életforma besorolást. A legelterjedtebb életforma besorolás C. Raunkiaer dán növényökológus nevéhez fűződik. Rendszerében - melyet saját kutatásai és a megelőző rendszerek (vö. Török & Tóthmérész 2004) felhasználásával alkotott - alapvetően az áttelelő képletek (rügyek) földfelszínhez viszonyított térbeli helyzetén alapul. A rendszer elterjedését, és széleskörben elterjedt alkalmazását lényegretörő felépítésének valamint egyszerű használhatóságának köszönheti. A Raunkiaer-féle életforma rendszer kategóriáit az alábbiakban ismertetjük.

Phanaerophyta (Ph): Kitartó képleteik a talaj felett nagyobb magasságban (min. 2 m), szabadon helyezkednek el. Ide fák és cserjék tartoznak. A rendszer további finomítását eredményezte a magassági kategóriák bevezetése (5. táblázat). Számos vizsgálatban további alkategóriákat is megkülönböztetnek a magassági kategóriákon túlmenően (pl. rügpikkelyekkel fedett és csupasz rügyű örökzöld, rügpikkelyekkel fedett rügyű lombhullató fajokat). Leggyakrabban azonban csak az alapkategóriát (*Ph*) adják meg.

Chamaephyta (Ch): Az áttelelő képleteik a talaj közelében, kis magasságban helyezkednek el (nem magasabbak, mint 25-50 cm).

Arktikus, hideg klímában a és igen száraz, mediterrán klímában a legjellemzőbbek, ahol rövid a reprodukció szempontjából kedvező periódus, ezért csak a virágzatot fejlesztik újra minden évben, a növényi test nagyrésze áttelel.

Félcserjék: többé-kevésbé felegyenesedő szárral rendelkező, a tövükön fásodó növények. A hajtások felső része évente lepusztul, a kitartó képletek a talajfelszín közelében helyezkednek el. Számos mediterrán karakterű növény tartozik ide (*Lavandula officinalis*, *Rosmarinus officinalis*).

Passzív chamaephyta: A hajtás tengelye gyenge, emiatt a növény hajtásai a talajra hajolnak, fekszenek és a felszínen gyakran sűrű gyeppet képeznek (pl. *Stellaria holostea*).

Aktív chamaephyta: A hajtásaik a talaj felszínén kúsznak, gyakran a náduszoknál legyökerezők. Az ide tartozó fajok ilyen módon vegetatívan is szaporodnak (*Lysimachia nummularia*, *Thymus degenianus*).

Párnanövények: Az utóbbi csoport sokkal kompaktabb, párnaszerű megjelenési formával rendelkező képviselői. Gyakoriak a magashegységi vegetációban (pl. *Silene acaulis*).

Hemikryptophyta (H): Élő növények, a kitartó képleteik közvetlenül a talajfelszín alatt, vagy a felszín közelében, avarral fedetten helyezkednek el. Felemelkedő hajtásaik lágyság, csak ritkán fásodók. A kedvezőtlen időszakban a talajszintig lepusztulnak. A hazai flóra fajainak több mint a fele ebbe az életformába tartozik.

Részben rozettások: A legfejlettebb levelek a talaj közelében rozettát formálnak, de kevésbé fejlett levelek a száron magasabban is találhatóak.

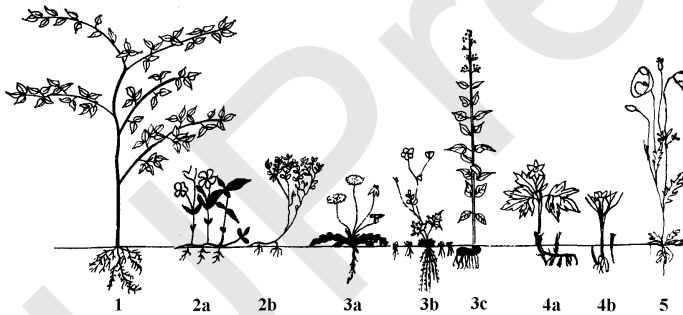
Valódi rozettával rendelkezők: A levelek a talaj felszínén rozettát formálnak, a felemelkedő növényi részek általában levéltelenek (virágot, vagy virágzatot hordozó tőkocsány figyelhető meg).

Kryptophyta: Áttelelő szerveik a talajfelszín és a víz alatt találhatóak. Diverz csoport, ahová *geophytonokat*, *helophytonokat* és *hidrophytonokat* sorolnak. A kitartó képletek a *geophyton* csoportnál hagymák, gumók, és hagymagumók (pl. *Corydalis*, *Gladiolus*, *Orchis* fajok). A helophytonok, vagy mocsári növények esetében a földben található kitartó képlet általában gyöktörzs illetve tarack (pl. *Carex*, *Phragmites*, *Acorus* genusok fajai). A *hydrophytonok* esetében vízfelszín alatti kitartó képletekről beszélhetünk. A gyökerező hínaraknál ez gyakran vastag és erős gyöktörzs (pl. *Nuphar*, *Nymphaea* genus).

Therophyta (Th): Egy vegetációs periódus kedvező időszakában teljes életciklusukat végigjárják. Szélsőséges esetben az életciklusukat néhány hét alatt befejezik, így egy vegetációs periódus alatt több generációjuk is kifejlődhet. Ilyenek például extrém száraz körülmények között élő efemer fajok. Mérsékelt égövben két típusukat különítik általában el. A *nyári egyévesek* kora tavaszi csírázású fajok, az életciklusukat nálunk a nyári száraz időszakig befejezik. A *téli egyévesek* ezzel szemben őszi csírázású fajok, a telet csíranövény alakban vészelik át, majd a következő év tavaszán virágoznak és teremnek.

Hemitherophyta (TH): Kétéves növények. A hazai flórára igen jellemző csoport. Az első évben a magból kelt növényke vegetatív szerveket fejleszt ki és vegetatív növényke alakjában telel át. A második évben a vegetatív test generatív szerveket fejleszt, virágozik, termést érlel, majd elpusztul. A következő generáció általában a következő év tavaszáig mag formájában telel át (pl. *Daucus carota*, *Verbascum lychnitis*, *Echium vulgare*).

Epiphyta (E): Fánlakó, általában lágyszárú növények. A tápanyagokat az ágakon található korhadó törmelékből, míg a vizet általában speciális felvevő képleteken keresztül a levegőből veszik fel (velamen). Fontos megemlíteni, hogy az epiphyta csoportot el kell határolni a pseudoepiphyta csoporttól, ahova a lombkoronaszintben előforduló nem epiphyta lágyszárúak tartoznak (pl. *Impatiens parviflora* a kocsányos tölgy lombkoronájában a Nagyerdőben). A trópusokon az Orchidaceae, Bromeliaceae, Araliaceae stb. családok fajai tartoznak ide. Hazánkban két fontos hemiparazita faj, a *Loranthus europaeus* és a *Viscum album* sorolható ide. A hazai fajok életforma típus besorolását megtalálhatjuk a



11. ábra. Raukiaer-féle életformatípusok grafikus megjelenítése. 1: phanaerophytonok, 2: chamaephytonok, 3: hemikriptophytonok (a – levélrózsás, b – indás, c – töves), 4: geophytonok (a – rizómás, b – hagymás), 5: therophytonok és hemitherophytonok.

rendelkezésre álló növényhatározók többségében (pl. Simon 1992-2000) és a Soó-féle Synopsis-ban (Soó 1964-1980) egyaránt.

Életforma csoportok

Számos széles elterjedésű faj eltérő környezeti feltételek mellett élő populációi eltérő életstratégiát követnek, azaz például lehetséges egy a mérsékelt övben egyéves faj (Th) hidegebb klímaterületeken kétéves falként (TH) viselkedik. Ezért gyakran egy faj esetében nem lehetséges egyetlen kategória megadása. Ilyenkor különféle megosztott kategóriákat képeznek (pl. Th-(TH) csoport). Ezeknek a kategóriáknak a kezelése gyakran problémás - különösen nagy fajszerű közösségek esetében. Ilyenkor célszerű lehet egyes kategóriák elhagyása illetve összevonása. Gyakori a *rövidéletű csoport* (TH,Th) és az *évelő csoport* (H, Ch, Ph stb.) használata.

Életstratégiák

Egyes fajok genetikai kényszerek, vagy a környezethez való alkalmazkodás eredményeként a túlélésük érdekében hasonló életutat járnak be. Ezen események háttérében általános szabályszerűségek, úgynevezett életstratégiák állnak. Az életstratégiák fontos elemét képezik az életsiklus általános jellemzői (életforma, reprodukciós ciklus stb.) éppúgy, mint a demográfiai alapjelenségek (pl. mortalitás, natalitás, korstruktúra).

Nincs olyan stratégia, amely bármilyen környezeti háttér mintázat mellett garantálná egy populáció fennmaradását. A környezeti feltételrendszerek térben és időben állandóan, néha drasztikusan változnak. A megváltozott feltételek más és más stratégiáknak kedveznek, ennek megfelelően egy változó környezeti háttér, változó környezeti mintázatot eredményez. Ahogy a környezeti háttér meghatározza a környezeti mintázatot, úgy a környezeti mintázat

változása indikálja a környezeti feltételrendszerek változását (ökológiai indikátor elv). Az életstratégiák tanulmányozása révén tehát közelebb kerülünk azoknak a jellemvonásoknak a megismeréséhez, amelyek lehetővé teszik egyedek, populációk és fajok számára, hogy eltérő környezeti feltételek mellett képesek legyenek fennmaradni.

Szociális magatartási típusok

Az r-K (McArthur et Wilson 1967) és a C-S-R (vö. Grime 1979) stratégia-rendszer hazai flórára történő alkalmazása és kibővítése a Szociális Magatartási Típusok (SzMT) rendszere (Borhidi 1993). A Grime rendszerben szereplő 3 alapkategóriát Borhidi további alcsoportokra tagolta. Az előbbi rendszerhez hasonlóan az első csoportot itt is a *kompetitorok* alkotják. Ezek a növények a természetes társulások valamely szintjének uralkodó (domináns) fajai. Többnyire magas vegetatív allokáció jellemzi őket, hemikriptophyton vagy valamely fásszárú csoportba tartozó, magas biomaszra-termelésű fajok.

A stressztűrőkön belül (a stressztűrők jelölése az S a Grime-rendszerben, Borhidi rendszerében ST) Borhidi két kategóriát különít el. A *generalisták* nagy toleranciájú K-stratégista fajok, természetes társulások tág tűrésű fajai (euryök), melyek számos eltérő termőhelyen megélnek, de az emberi zavarást rosszul tűrik. Többnyire évelők. Részt vesznek a társulások homeosztázisának fenntartásában, kisebb mértékű zavarások kiegyenlítésében. A *specialisták*, a társulások karakterfajai, szűk ökológiai tűrőképességű, alacsony stressztűrésű fajok (*sztenők* fajok). A termőhely minőségében, tehát zavartalanságában és természetességében bekövetkező változásokat legelőször ezek a fajok jelzik (például eltűnésükkel).

6. táblázat. A Borhidi-féle Szociális Magatartási Típusok (SzMT) kategóriái

I. Természetes kompetítorok (C)

II. Stressztűrők (ST)

- Szűk ökológiájú stressztűrők; *specialisták* (S)
- Tág ökológiájú stressztűrők; *generalisták* (G)

III. Ruderálisok (R)

- Természetes tényezőktől zavart termőhelyek növényei; *természetes pionírok* (NP)
- Emberi tényezőktől zavart termőhelyek növényei
 1. Természetes élőhelyek *zavarástűrő növényei* (DT)
 2. Hazai flóra antropofil elemei, *hazai gyomfajok* (W)
 3. Antropogén tájidegen elemek
 - a. Meghonosított és kivadult haszonnövények (I)
 - b. Behurcolódott gyomok (adventív elemek) (A)
 4. Másodlagos termőhelyek kompetítorai
 - a. A hazai flóra ruderális kompetítorai (RC)
 - b. Tájidegen, agresszív kompetítorok (AC)

A *természetes pionírok*, a primer szukcesszió első állomásának fajai. Zömében *r*-stratégista, euryök fajok, azonban alacsony kompetíciós képességűek. Intenzív terjedőképességük révén az újonnan keletkezett, vagy másodlagosan, de természetes úton létrejött élőhelyek elfoglalásában élen járnak (például vulkáni szigetek, vagy valamely abiotikus katasztrófa után regenerálódó primer élőhelyek).

A másik fő csoportot az emberi tevékenységtől befolyásolt termőhelyek növényei képezik. Ebbe a kategóriába az emberi zavarást jól tűrő (antropotoleráns), vagy azt kedvelő (antropofil) csoportok tartoznak. Összefoglalóan általában gyomoknak nevezzük őket (invazív-kolonizáló-gyom probléma, vö. Pyšek et al. 1995).

A *zavarástűrő növények* a természetes társulások azon generalistái, melyek emberi hatásra felszabaduló forrásokat hasznosítanak, és az emberi bolygatást jelezve előretörnek. A szekunder szukcesszió pionír, indító elemei ide sorolhatók (feltéve, hogy a vegetációfejlődés nem valamely adventív faj megtelepedésének révén indul meg a területen).

A *természetes gyomfajok*, azoknak az erőforrásoknak a felhasználói, amelyek a folyamatos, vagy rendszeresen visszatérő zavarás miatt más magatartástípusokba tartozó fajok számára nem hasznosíthatók. Többnyire *r*-stratégista, egyévesek, melyek egy vegetációs periódus alatt néha 3-4 generációt is képesek hozni. Zömében a mezőgazdasági kultúrák, utak, útszélek, romtalajok archeophytonjai (trágyázott, nem természetes romtalajok. Az archeophytonok a flórában több száz éve megtelepedett, naturalizálódott idegenhonos fajok).

A *kivadult haszonnövények*, vagy más néven meghonosodott idegen fajok, többnyire gazdasági céllal betelepített növényfajok (ethelochoria), melyek nem viselkednek kultúrszökevényként, hanem a betelepítés helyén maradnak. Jelenlétük vagy megjelenésük a természetes növénytakaróban a jelenlegi vagy múltbéli gazdasági hasznosításnak a jele. Ide sorolhatók a tájidegen (de erősen nem terjedő) erdészeti

haszonfáink, és a kertészeti dísznövények, illetve a mezőgazdasági haszonnövényeink.

A *behurcolt adventív gyomok, jövevényfajok*, olyan táj- és flóraidegen fajok, melyek nem célzott betelepítés során honosodtak meg. A közlekedési eszközökre tapadva (agochoria) hurcolták be őket, vagy illetve a kereskedelmi tevékenység során hasznofajok magjaival együtt véletlenül hurcolták be őket (speirochoria). Jelenlétük a flórában gyakran időleges, lokális és pontszerű; előfordulásuk gyakran csak állomások illetve városok közelére korlátozódik. A tartósan megtelepedők természetes növénytársulásokba általában nem hatolnak be.

A természetes flóra domináns, vagy típusképző gyomfajait a *ruderalis kompetitorok* közé soroljuk. Hatékony magprodukciójuk, magas szaporodási rátájuk, vagy a megtelepedésük helyén a konkurenciaszegény környezet révén gyakran uralkodóvá válnak. Ide sorolhatók a legelterjedtebb őshonos gyomfajaink (pl. *Chenopodium album*, *Amaranthus retroflexus*, *Cirsium arvense*, *Elymus repens*).

Az *agresszív tájidegen inváziós fajok*, olyan flóra- és tájidegen növények, melyek betelepítés, vagy véletlen behurcolás útján a flórába kerülve, egyrészt agresszív terjedőképes viselkedésük, másrészt specialista fogyasztóik illetve parazitáik hiányából kifolyólag képesek arra, hogy az őshonos fajokat kiszorítva féltermészetes és természetes társulásokban uralkodóvá váljanak (pl. *Ambrosia artemisiifolia*, *Robinia pseudo-acacia*, *Acer negundo*, *Padus serotina*, *Amorpha fruticosa*).

Ökológiai és természetvédelmi jelzőszámok

Ökológiai indikátor-értékek

Két terület vegetációját összehasonlíthatjuk pusztán az ott előforduló növényfajok alapján, összevetve a területek flóráját. Meghatározhatjuk a területeken előforduló növények életforma típusokba sorolása alapján a területek életforma spektrumát. Jellemezhetjük az egyes területeket az abiotikus környezeti tényezők mért értékei alapján is, ezzel egy képet kapnánk a terület növényzetét befolyásoló élettelen környezeti háttérmintről. Besorolhatjuk a területen előforduló növényfajokat a fentebb tárgyalt SzMT kategóriákba is. Egy további lehetőséget a területek növényzetének jellemzésére, a relatív ökológiai értékszámok alkalmazása jelenti.

Történetüket tekintve elsőként Iversen (1936) használt ökológiai értékszámokat a tengerparti társulások jellemzésére, amit *biológiai növénytípus besorolásnak* nevezett. Ezt követően Ellenberg nálunk is szélesebb körben ismert értékszámait említhetjük (Ellenberg 1992). Hazánkban Zólyomi Bálint és munkatársai (1967) dolgoztak ki először ökológiai mutatókat a hazai flóra mintegy 1400 fájára (TWR-számok), ezeket később Kárpáti István és munkatársai (1968) a ruderalis gyomokra vonatkozó adatokkal egészítették ki. Soó (1964-1980) valamennyi hazai őshonos növényfajra elkészítette a TFRN-számok ötfokozatú rendszerét. Simon (1992-2000) a Zólyomi lista módosított, kiegészített változatát adta közre, míg Borhidi (1993), Ellenberg rendszerét átvéve, a hazai flóra mintegy 2500 fájára dolgozott ki értékszámokat (12.ábra). Az ökológiai értékszámok nem feltétlenül az egyes fajok fiziológiai igényeit tükrözik, hanem az eltérő termőhelyeken folyó versengésben kialakult ökológiai magatartásukat jellemzik. Az ökológiai értékszámok megállapítása gyakran nem méréseken, hanem terepi tapasztalatokon és társulástani

felvételek adatain alapul (bár Ellenberg és munkatársai igyekeztek ezeket az értékszámokat az abiotikus változók konkrét mért értékeivel is alátámasztani). Ennek megfelelően az egyes felállított ökológiai sorozatok nem képeznek arányskálát (tehát például a Borhidi-féle SB értékek esetében, a szélső értékek jobban meghatározottak – kisebb szórásúak – mint a középső kategóriák, emiatt a skála közepe felé jobban torzít, mint a széleinél). Ebből kifolyólag a relatív ökológiai indikátor-értékek nem területek abszolút jellemzésére használhatók, hanem az egyes területek összevetését szolgálhatják.

Természetvédelmi mutatók

A természetes és természetközeli állapotú élőhelyek egyre intenzívebb zsugorodása, és az ezzel összefüggésben erősödő emberi zavarás irányította rá a figyelmet a degradálódás észlelés problémakörére. A természetvédelmi értékszámok létrehozása a degradáció észlelés igényével függött össze.

Hazánkban először Kárpáti és munkatársai (1968) dolgoztak ki mintegy száz elterjedt gyomfajt felölelő bolygatás- és taposástűrés mutatókat. Ezt követően Simon (1988) a teljes hazai edényes flórára kidolgozott, természetvédelmi értékszám rendszerét emelnénk ki (7. táblázat). Simon Tibor által kidolgozott rendszer a növényfajok természetvédelmi jelentősége mellett értékeli a fajok egyes társulásokban betöltött szerepét illetve a degradáció-jelző taxoncsoport különválasztásával értékelhetővé teszi a vizsgált élőhely degradáltságának mértékét is.

**A MAGYAR FLÓRA SZOCIÁLIS MAGATARTÁS TÍPUSAI (STB)
TERMÉSZETESSÉGI ÉRTÉKSZÁMAI (VAL) ÉS RELATÍV ÖKOLÓGIAI
ÉRTÉKSZÁMAI (TB-SB)**

Genus	Species	Auctor	SBT	Val	TB	WB	RB	NB	LB	KB	SB	Soc.Chr
Abies	alba	L.	C	5	4	6	6	6	3	4	0	7.3.1.2.
Abutilon	theophrasti	Medik.	W	1	8	4	6	4	7	7	0	3.3.
Acer	campestre	L.	G	4	7	5	7	5	5	6	0	8.4.
Acer	negundo	L.	AC	-3	6	6	7	7	5	7	0	6.2.1.3.
Acer	platanoides	L.	G	4	6	6	7	6	5	4	0	8.4.3.
Acer	pseudo-platanus	L.	S	6	5	6	6	7	4	4	0	8.4.3.1.
Acer	tataricum	L.	S	6	7	4	7	4	5	8	1	8.4.2.3.
Achillea	asplenifolia	Vent.	DT	2	6	6	7	3	8	7	2	5.5.
Achillea	collina	J.Beck	DT	2	6	2	7	2	9	6	3	5.5.
Achillea	crithmifolia	W & K.	G	4	8	4	5	3	8	6	0	8.4.2.
Achillea	distans	W & K.	G	4	7	4	7	4	7	7	0	8.4.2.
Achillea	horanszkyi	Ujh.	Su	10	8	2	7	1	8	7	0	5.3.1.3.
Achillea	millefolium	L.	DT	2	5	6	5	5	8	5	1	5.4.
Achillea	nobilis	L.	G	4	7	3	8	1	8	7	0	5.3.1.
Achillea	ochroleuca	Ehrh.	S	6	7	2	8	1	9	8	0	5.3.3.1.
Achillea	pannonica	Scheele	DT	2	7	4	6	2	8	6	0	5.3.
Achillea	ptarmica	L.	Sr	8	4	8	4	3	8	3	0	5.4.1.
Achillea	setacea	W & K	G	4	7	2	7	1	9	8	3	5.5.2.
Acinos	arvensis	/Lam./Dandy	NP	3	5	2	7	1	9	3	0	5.2.
Aconitum	anthora	L.	S	6	6	4	8	5	6	6	0	8.4.2.
Aconitum	moldavicum	Hacq.	Sr	8	4	6	6	6	4	6	0	8.4.3.1.
Aconitum	x stoerckianum	Rchb.	I	-1								
Aconitum	variegatum	L.	Sr	8	5	6	9	6	5	7	0	8.4.3.1.
Aconitum	vulparia	Rchb.	S	6	5	7	7	7	3	4	0	8.4.3.
Acorelius	pannonicus	/Jacq./Palla	NP	3	7	8	8	1	9	8	5	2.4.2.1.
Acorus	calamus	L.	S	6	7	10	7	7	8	5	0	1.5.1.1.
Actaea	spicata	L.	G	4	5	6	6	7	2	4	0	8.4.3.
Adenophora	lilifolia	/L./Bess.	Gr	6	6	6	6	4	6	6	0	5.4.2.
Adonis	aestivialis	L.	W	1	6	3	7	3	6	7	0	3.4.1.
Adonis	flammea	Jacq.	W	1	6	3	8	2	6	6	0	3.4.1.
Adonis	transylvanica	Simonovich	Su	10	7	3	9	1	9	8	0	5.3.1.1.
Adonis	vernalis	L.	S	6	7	3	8	1	8	7	0	5.3.1.
Adoxa	moschatellina	L.	S	6	5	6	7	8	4	5	0	8.4.3.2.
Aegilops	cylindrica	Host	DT	2	7	2	6	2	9	7	0	3.3.
Aegopodium	podagraria	L.	C	5	5	7	6	8	4	3	0	8.4.3.
Aesculus	hippocastanum	L.	I	-1	6	7	6	7	5	5	0	
Aethionema	saxatile	/L./R.Br.	S	6	8	1	9	1	9	5	0	5.3.1.4.
Aethusa	cynapium	L.	DT	2	5	6	7	7	6	3	0	3.5.2.
Agrimonia	eupatoria	L.	DT	2	6	4	7	4	7	4	0	indiff.
Agrimonia	procera	Wallr.	G	4	5	5	6	5	6	3	0	5.4.2.
Agropyron	caninum	/L./P.B.	G	4	5	6	7	7	5	3	0	8.4.3.

12. ábra. Borhidi-féle Szociális Magatartási Típusok (SzMT) és a hazai viszonyokra alkalmazott Ellenberg féle indikátorértékek összefoglaló adatbázisának egy oldala.

Természetes állapotokra utaló csoportok	
U	Unikális fajok
KV	Fokozottan védett fajok
V	Védett fajok
E	Társulásalkotó fajok
K	Kísérő fajok
TP	Természetes pionír fajok
Degradációra utaló csoportok	
TZ	Természetes zavarástűró fajok
A	Adventív fajok
G	Gazdasági növények
GY	Gyomfajok

7. táblázat. A Simon-féle természetvédelmi értékkategóriák (TVK).

Szociális Magatartási Típusok súlyozása

A korábbiakban már ismertetett Borhidi (1993)-féle *SzMT* értékek a ritkaság, őshonosság és zavarás-indikáció alapján súlyozhatóak. Az egyes kategóriák annak függvényében, hogy mennyire tekinthetőek természetes állapotokat jelző csoportoknak egy +6-tól -3-ig terjedő skála alapértékeivel súlyozhatóak. Ezen kívül többletértéket kaphatnak a kompetítor és stressztűró (generalista és specialista) kategóriák alcsoportjai asszerint, hogy az oda tartozó fajok ritkák (+2) vagy esetleg egyedi, azaz unikális (+4) fajoknak tekinthetőek. Ezt a súlyozást mutatja be a 8. táblázat.

Jelölés	Csoport neve	Érték
C	Természetes kompetitorok	+5
Cr	Ritka természetes kompetitorok	+7
Cu	Unikális természetes kompetitorok	+9
S	Specialisták	+6
Sr	Ritka specialisták	+8
Su	Unikális specialisták	+10
G	Generalisták	+4
Gr	Ritka generalisták	+6
Gu	Unikális generalisták	+8
NP	Természetes Pionírok	+3
DT	Zavarástűrő növények	+2
W	Honos gyomfajok	+1
I	Kivadult haszonnövények	-1
A	Behurcolódott gyomok	-1
RC	Ruderális kompetitorok	-2
AC	Adventív kompetitorok	-3

8. táblázat. A Borhidi-féle SzMT kategóriák súlyozása.

Jelölés	Magyarázat	Példa
oo	gyengén fejlett, nem virágzik	+ ^{oo} vagy 2 ^{oo}
o	gyengén fejlett, kevés virág, nincs termés	3 ^o
<i>nincs jel</i>	normál fejlődésű	
•	kiemelkedően vitalis	3 [•]

9. táblázat. A vitalitási skála (Dierschke 1994 alapján).

Egyéb ritkábban használt minőségi változók

Vitalitás, Fertilitás

Bizonyos esetekben fontos lehet az egyes fajok növekedési és virágzási sajátosságait feljegyezni. Ez legalábbis segíthet a szélesebb elterjedésű és termőhelyi igényű fajok eltérő élőhelyeken élő populációinak összevetésére. Bár ezeknek a vitalitási jellemzőknek a részletes feljegyzése általában nem szükséges, de egy ilyen durvább léptékű kategorizálás segíthet egy faj adott élőhelyen mutatott kompetíciós képességének megítélésében. Ennek a célnak megfelelnek a klasszikus cönológiában elterjedt, ún. vitalitási-fertilitási indexek. A vitalitási-fertilitási index az adott növényegyedek fejlődésének jellemzésére szolgáló négyfokozatú ordinális skála. A vitalitás jellemzésére szolgáló jelöléseket az A-D értékek, vagy a faj százalékos borítási értékei után felső indexbe szokták írni (9. táblázat).

Szociabilitás, diszperzió

Két faj azonos borítási értékei adódhatnak akkor is ha történetesen eltérő eloszlási mintázatot mutatnak a közösségen belül. Teljesen más megítélés alá kell, hogy essen az a faj, amelyik az élőhely minden foltjában

Jelölés	Magyarázat
1	Szálanként fordul elő
2	Kisebb csoportokat alkot
3	Kisebb összefüggő foltokat alkot
4	Nagy összefüggő telepeket képez
5	Összefüggő homogén állományokat alkot

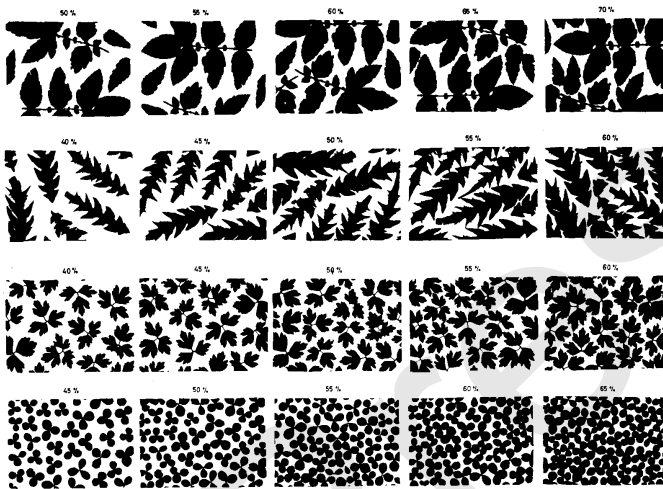
10. táblázat. A szociabilitási skála (Dierschke 1994 alapján).

kis borítással fordul elő, mint az amelyik szigetszerűen, egy foltban nagy borítással van jelen, az élőhely más részeiről azonban hiányzik. A térbeli eloszlási viszonyok (diszpergáltság vagy társulási képesség - szociabilitás) jellemzésére szolgál az elsősorban klasszikus fitocönológiában használt szociabilitási index. Braun-Blanquet nyomán ennek a skálázása, az A-D értékéhez hasonlóan 5 fokozatú (10. táblázat).

Mennyiségi változók és mérésük

Borítás

Definíció szerint a borítás a növények föld feletti hajtásainak a talajra eső merőleges vetülete által elfoglalt terület, százalékosan kifejezve. Megkülönböztetünk fajonkénti borítást, átlagos borítást és összborítást. A *fajonkénti borítás* az egyes fajok külön-külön becsült borítási értéke. Az átlagborítás az a vetület amit a növényzet az adott mintavételi egységben lefed. Az *átlagborítás* esetében nem vesszük figyelembe az egymás felett elhelyezkedő hajtásokat, tehát ez a mérőszám csak a csupasz (élő növényzettel nem borított) talajfelszín és a növényzettel borított felszín arányát mutatja. Ennek megfelelően az átlagborítás maximális értéke nem haladhatja meg a 100%-ot. Az *összborítás* a fajonkénti borítások egyszerű számtani összege. Ennek megfelelően mivel a fajok borítását külön határozzuk meg, maximális értéke gyakran nagyobb mint 100%, jól szintezett állományok esetében többszáz százalékot is elérheti. A borítás becslése általában kvadrát módszer segítségével vizuális becslés útján



13. ábra. Néhány gyakori réti faj levele segítségével létrehozott becslési skálák. (*Filipendula ulmaria*, *Taraxacum officinale*, *Ranunculus repens*, *Trifolium repens*, Dierschke 1998 nyomán)

történik. A vizuális becslés, vagy szembecslés az egyik legsubjektívebb becslésmód, ezért számos szerző, közöttük Tansley is szemikvantitatív módszernek tekinti. Mindazonáltal kellő gyakorlattal viszonylag alacsony hibával terhelt és pontossága a legtöbb vizsgálathoz elégséges. Ezekon túlmenően a módszer további előnye, hogy egyszerű. Alkalmazásának feltétele a jó fajismeret (Bár az átlagborítás meghatározásához ez nem feltétlenül szükséges). Mivel szubjektív módszer, ezért minden felvétel a felvételezőtől függő szubjektív hibával terhelt. Ha ilyen becslés során több személy dolgozik együtt, akkor vagy közösen kell a borítást becsülni, vagy még a mintavételezés előtt közösen kell begyakorolni a becslési módszert

Fajlista	1.karó	%	2.karó	%
<i>Acer platanoides</i>	0	0	0	0
<i>Padus serotina</i>	0	0	0	0
<i>Anthriscus cerefolium</i>	12	20	15	25
<i>Stellaria media</i>	7	11	3	5
<i>Lamium purpureum</i>	7	11	3	5
<i>Veronica hederifolia</i>	31	51	29	48
<i>Ornithogalum boucheanum</i>	7	11	5	8
<i>Alliaria petiolata</i>	0	0	0	0
<i>Euonymus europaeus</i>	0	0	0	0
<i>Csupasz talaj és avar</i>	14	23	17	28
<i>Átlagborítás</i>	77		72	

11. táblázat. Két eltérő karómérettel (1,6 mm, 2,3 mm) végzett karóssorozatos borításbecslés eredményei. Minden karótípussal 60 szűrés eredményeit rögzítettük. A karóhoz érő minden növényfajt rögzítettünk (egy-egy szűrésakor néhol több faj is hozzáért a karóhoz.)

(szünoptizálni). A legtöbb felvételező becslés során hajlamos a virágos, nagy levelű növények részesedését túlbecsülni (jobban láthatóak), míg az apró levelű, talajra jól ráfekvő, ritkán virágzó, vagy apró virágú fajok arányát alulbecsülni. Egy becslést segítő képsorozat látható a 13. ábrán.

A borításbecslés további módjai lehetnek a pontbecslés illetve a karóssorozat segítségével történő becslés. *Pontbecslést* alkalmazunk például akkor, amikor a lombkorona záródását határozzuk meg egy adott pont felett. A borításértékeket karóssorozat használatával is meghatározhatjuk. ekkor nem random módon választott pontokon határozzuk meg a borítást, hanem meghatározott szabályos hálózatban leszűrt karók adják a pontbecslés pontjait (Lásd a módszer leírását korábban).

Karószorozat segítségével egy gyepben viszonylag egyszerű meghatározni az átlagborítást. Ha összesen 200 pontban határoztuk meg a keret segítségével a fajösszetételt, és ebből egy adott faj 100 alkalommal fordult elő, akkor a faj borítása 50%. A módszer hibája, hogy a magas borítással (70-80%) jelenlevő fajok, gyakran 100%-hoz közeli értékeket kapnak. Előnye viszont, hogy szubjektív hibával kevésbé terhelt, hiszen pusztán azt kell csak megállapítani, hogy a karó megérinti-e egy faj föld feletti részét, vagy sem. Fontos hibatényező lehet a karó vastagsága. Minél vastagabb egy karó, annál valószínűbb, hogy megérint valamilyen növényt. Erre mutat egy példát a 12. táblázat, amelyben a becsült borítás karóvastagság-függését vizsgáltuk. Látható, hogy a fajok többségénél a vastagabb karóval magasabb borításértékeket kaptunk, mint a vékony karó esetében. Az átlagborítás is magasabbnak adódott az 1. karótípus esetében.

A karószorozatos becslés nem ad megbízható eredményt illetve időigényes olyan gyepekben, ahol a fajszám magas. Azokban a gyepekben, ahol nagyszámú fűnemű faj (legalább 5-10 faj) fordul elő igen alapos taxonómiai ismeretek szükségesek a fajok biztos azonosításához. Egy szembecsléses felvételezés esetében a virágos hajtások aránya segít a borításértékek megállapításában, anélkül is, hogy minden vegetatív egyedtet azonosítanánk. A pontkvadrátok esetében minden karót érintő egyedtet (függetlenül attól, hogy vegetatív állapotú-e vagy sem) be kell fajba sorolni. Sokfajos gyepekben (15 <) a karószorozatos borításbecslés esetében nagyon sok pontot kell felvenni ahhoz, hogy minden jellemző faj belekerüljön a felvételbe (200-300 minimum), ez legkedvezőbb esetben is 30-35 perc, de valószínűbb, hogy 1-2 óra. Mivel nagyon kevés felvételt készítettek ilyen módon hazánkban, így nincs meghatározott „minimi area”, azaz egy adott típusú gyepben minimum mennyi szúrásponot kell felvenni. Saját vizsgálataink szerint egy homogén, közepes fajgazdagságú gyepben, hozzávetőlegesen 150-200 pont elegendő lehet az átlagborítás

pontos megállapításához. A fajonkénti borítás pontos becsléséhez ennél 2-3-szor több pont is szükséges lehet.

A borításbecslés szubjektivitása

A szembecslés segítségével történő borításbecslést, függetlenül attól, hogy %-os pontossággal történik-e, gyakran szemikvantitatív becslésnek szokták tekinteni, mivel a borítások becsült értékei a becslésben dolgozó személyektől erősen függenek. Ennek a szubjektivitásnak a vizsgálatára egy viszonylag alacsony fajszámú akácós aljnövényzetben összehasonlító vizsgálatot végeztünk, melynek eredményét a 12. táblázat mutatja be. Három munkacsoport egymástól függetlenül két 1 m² kvadrátban végezte el a szembecsléses borításbecslést.

Az eredményekből jól látható, hogy a három munkacsoport által becsült értékek egyes fajok esetében több, mint 5%-al eltérnek egymástól (a domináns faj esetében is). Egy összehasonlító vizsgálatban tehát a felvételezések eredményeit csak abban az esetben vethetjük össze a megbízható eredmény reményében, ha minden felmérést ugyanaz a munkacsoport végezte, illetve két vagy több munkacsoport esetében a felmérést közös becslés (ún. szünoptizálás) előzte meg.

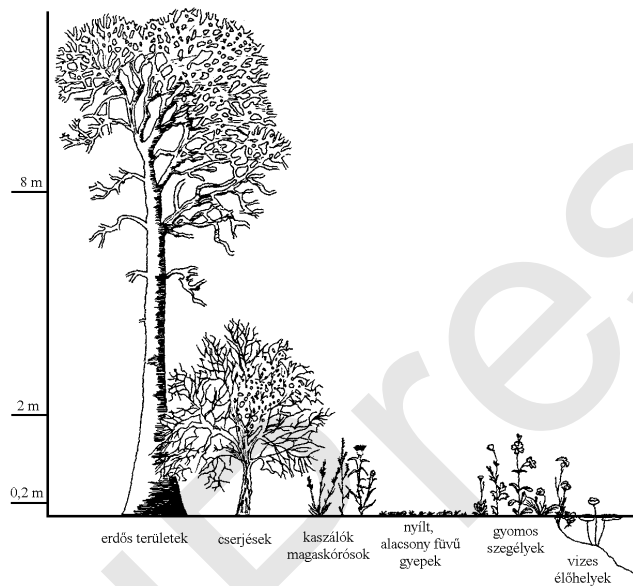
A közös „látásmód” kialakításában segítséget nyújthat, ha a munkacsoportok közösen elvégzik néhány ismert területű eltérő alakú objektum (papírlap, cipősdoboz-fedél, cd-lemez stb.) felszínének becslését. Az alul illetve felülbecslés ennek segítségével korrigálhatóvá válik. A pontosabb becslés ilyen módon jobban begyakorolható.

Fajlista	Becsült borítás (%)					
	1. kvadrát			2. kvadrát		
	1.	2.	3.	1.	2.	3.
<i>Acer platanoides</i>	0,8	0,0	0,7	0,2	0,1	0,3
<i>Padus serotina</i>	0,5	0,3	0,7	1,0	0,7	1,5
<i>Anthriscus cerefolium</i>	15,0	10,0	15,0	15,0	19,0	10,0
<i>Stellaria media</i>	3,5	3,0	3,0	3,0	3,5	3,0
<i>Lamium purpureum</i>	1,0	0,1	0,4	4,0	3,0	8,0
<i>Veronica hederifolia</i>	36,5	45,0	50,0	49,0	40,0	40,0
<i>Ornithogalum boucheanum</i>	2,0	1,0	0,0	2,0	1,5	0,0
<i>Alliaria petiolata</i>	1,0	0,3	3,0	0,2	0,1	2,0
<i>Euonymus europaeus</i>	0,0	0,0	0,0	4,0	4,0	0,1

12. táblázat. Három munkacsoport által, két állandó 1m²-es kvadrátban végzett szembecslés segítségével történt borításbecslés eredményei.

Szintezettség

A növényállományok általában nem csak horizontálisan (mintázat), hanem vertikálisan is tagolódnak. A növényállományokban, típusuktól függően (14. ábra), többé kevésbé diszkréten egymástól elhatárolható növényzeti „rétegek”, szintek különíthetők el. A növényállományok vertikális tagolódása a szintezettség. Egy erdőállományban általában elkülöníthetünk lombkoronaszintet (A vagy T), cserjeszintet (B vagy S), gyepszintet (C vagy H) illetve mohaszintet (D vagy M), továbbá az epifitonokat külön szintként is megjeleníthetjük (E szint). Gyakran előfordul, hogy valamelyik szintet tovább tagolhatjuk. Ilyenkor alsó indexbe írt számmal különítjük el az egyes alszinteket. Hazai erdeinkben is gyakran előfordul, hogy a lombkoronaszint két alszintre tagolódik: alsó és felső koronaszintre. Ilyenkor tehát a felső szintet A_1 -el, míg az alsó szintet A_2 -vel jelöljük. A legtöbb vizsgálatban fontos, hogy ezek a



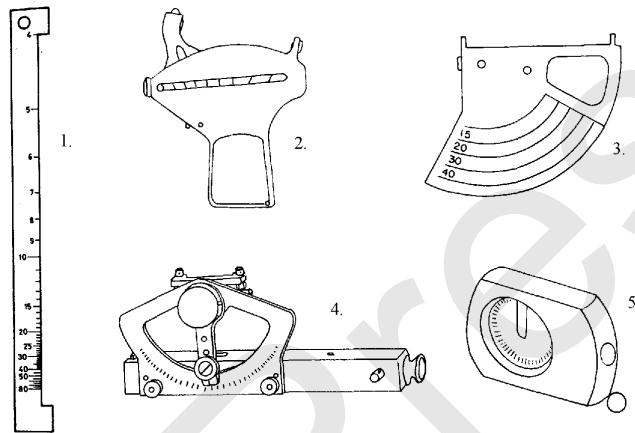
14. ábra. Néhány fiziognómiájában eltérő növényközösség.

szintek milyen magasságban helyezkednek el. Ennek meghatározására magasságmérési módszerek szolgálnak.

Magasságmérések

A mohaszint, a lágyszárú szint és leggyakrabban a cserjeszint magasságának megállapításához csupán egy mérőszalagra, illetve beosztott mérőrúdra van szükség. A lombkorona magasságának méréséhez azonban ezek az eszközök legtöbbször nem elegendőek,

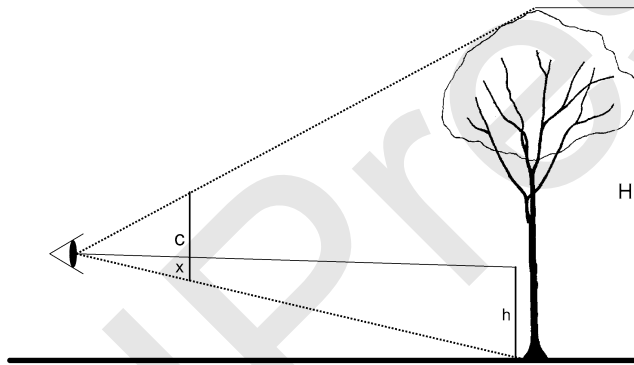
hiszen a lombkoronaszint magassága több tíz méter is lehet. A



15. ábra. Néhány altimeter típus (1. Christen famagasság mérő, 2. Haga altimeter, 3. Blume-Leiss altimeter, 4. Abney altimeter, 5. Suunto clinometer).

lombkoronaszint magasságának megállapításához ún. hypsometereket, vagy altimetereket használunk (néhány altimeter típust mutat be a 15. ábra). Az altiméterek és a famagasságmérő eszközök túlnyomó többsége a hasonló háromszögek elvén alapul. Két fő csoportjukat különíthetjük el aszerint, hogy igényelnek-e a méréshez fix alapvonalat, vagy sem (a fától minden esetben előre meghatározott távolságra kell állni). Az első csoportba tartoznak például a Haga és a Blume-Leiss altiméterek. Az alapvonal hosszát fára akasztható jelölőkártyák és a műszerbe épített prizma segítségével határozhatjuk meg.

A másik csoportba azok a műszerek tartoznak, amelyek esetében nem szükséges fix hosszúságú alapvonal. Ide tartozik a Christen famagasságmérő. Ebben az esetben a méréshez szükséges egy meghatározott hosszúságú, jól látható jelölésű mérőrúd (ez a Christen magasságmérő esetében hagyományosan 4 m-es rúd). A mérés elvét mutatja be a 16. ábra. A Christen féle famagasságmérő műszer egy 30-40



16. ábra. A Christen famagasságmérő mérési elve. (H =famagasság, h =mérőrúd hossza, c =famagasságmérő hossza, x =leolvasási pont magassága a műszer talpától mérve).

cm hosszúságú, általában fémből készült lap, amely mindkét végén kiszélesedik, illetve az alsó szélén egy súly található, melynek segítségével könnyebb függőleges helyzetben tartani (15/1. ábra).

Méréskor célszerű olyan távolságra állni a mérési objektumtól, mint a mérendő objektum hozzávetőleges magassága. A mérés során a műszert úgy helyezzük elénk, hogy a felső kiugró sarka alatt a fa koronájának csúcsát, míg alsó kiugró sarka felett a fa tövét lássuk.

A korábban a fa tövében elhelyezett meghatározott hosszúságú mérőrúd csúcsa mutatja meg a műszer skáláján a mérendő fa magasságát 1 m-es pontossággal. A 2-es képlet felhasználásával mi is készíthetünk ilyen famagasságmérőt. Minden osztás talptól mért magassága kiszámítható a képlet segítségével. Ha a famagasság mondjuk 15 m, a mérőrúdunk hossza 4 m, a mérőműszerünk hossza 30 cm, akkor a műszer alsó szélétől a mérési pontunk hozzávetőlegesen 10,7 cm-re helyezkedik el.

$$H = h \cdot \frac{C}{x} \quad (2)$$

Ahol: H = famagasság, h = a mérőrúd hossza, C = műszerhossz, x = a műszer alsó szegélye és a mérési pont közötti távolság)

Denzitás

Egy adott faj egységnyi területre/kvadrátba eső egyedszámát *denzitás*nak nevezzük. Mérését általában kvadrát-módszer segítségével végezzük, majd a kvadrátok területére eső egyedszámot vonatkoztatjuk a teljes mintaterületre. Bizonyos morfológiai csoportok (egyéves és kétéves fajok, fák, zsombékoló évelők) esetén nem túl nehéz meghatározni. Problémás azonban olyan csoportok esetében, amelyek gyakran szaporodnak klonálisan és a rametek nem önállósodnak egymástól (polikormon-képző, indás és tarackos fajok). Ezeknél a fajoknál nehéz meghatározni, hogy mi tekinthető egy egyednek, ezért célszerű valamilyen más mérőszámot adni a tömegesség jellemzésére (pl. indák, virágos hajtások száma). Segíthet gyepekben a füvek-sások egyedszám meghatározásánál, ha a vizsgálat előtt a gyepet a talajfelszín magasságáig levágjuk, így ugyanis könnyebben megláthatjuk az egyes töveket. Ilyenkor

persze a fajok azonosítása lehet problémás, illetve ez a beavatkozás a legtöbb vizsgált gyepterület esetében nem megengedhető, destruktív módszer. Kriptogám fajok egyedszámának meghatározása szintén bonyolult probléma elé állítja a kutatót (Mi számít egy „mohaegyednek”?). Célszerű kvadrátmódszernél csupán az egyedeket figyelembe venni, amelyek ténylegesen a kvadrátban gyökereznek.

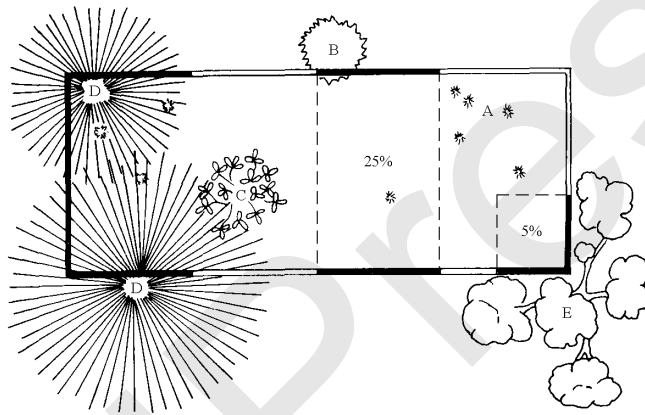
A denzitás meghatározása viszonylag egyszerű és a borításbecslésnél objektívebb módszer. Magas egyedszám (egy adott kvadrátban több fajból is több ezer fordul elő) esetén a denzitást általában becsüljük, ami azonban a borítás-becsléshez hasonló szubjektív hibával terhelt. A kvadrátméretre nincsenek általánosan elfogadott méretek. A leggyakoribb kvadrátméret lágyszárú szintben 1 m^2 , cserjék esetében 16 m^2 , míg erdős területen a lombkoronaszint denzitására a min. 100 m^2 -es kvadrátok ajánlottak. Erdőállományok esetében egy idős bükkösökben, tölgyesekben a hektáronkénti egyedszám a felső lombkoronaszintben (300) 500-800 db, így a 100 m^2 kvadrátba legfeljebb 5-8 egyed esik, így célszerű ennél nagyobb kvadrátméretet használni.

Alternatív megoldást jelenthetnek a kvadrátfüggetlen módszerek, azonban ezek a módszerek (általában) feltételezik, hogy a fajok a mintaterületen random módon helyezkednek el, ami az esetek túlnyomó részében nem igaz, így célszerű inkább a kvadrátmódszert használni.

Szemikvantitatív becslések

A korábbiakban tárgyalt borításbecslési módszerek viszonylag kevésbé szubjektívek, tehát a felmérő személyétől kevésbé függenek (legalábbis optimális esetben), így bármelyik kutató által bármikor reprodukálhatóak. Fajgazdag közösségek esetében azonban rendkívül időigényesek lehetnek. Bizonyos vizsgálatok (például társulástani

felvételek, illetve egyszerűbb vegetációleírások nem igényelnek ilyen nagyfokú pontosságot. Ekkor egyszerűbb a társulások felvételezésére kidolgozott ordinális skálák használata, melyek közül néhányat az 14. táblázatban mutatunk be.



17. ábra. A Daubenmire-féle kvadrát vázlata ($0,1 \text{ m}^2$, $50 \times 20 \text{ cm}$). Az egyes jelölt fajok (A-E) becsült értékei a skála alapján: $A=1$, $B=1$, $C=2$, $D=3$, $E=1$.

A Daubenmire skála

Daubenmire egy hatfokozatú skálát javasolt a borításbecsléshez (13. táblázat). A növényzet felvételezéséhez egy speciális, 3 cm-es lábakkal rendelkező, festett fémkvadrátot használnak. A „kvadrát” területe $0,1 \text{ m}^2$ ($20 \times 50 \text{ cm}$, 17. ábra).

Borítás kategória	Borítás	Közéérték
1	0-5 %	2,5 %
2	5-25 %	15,0 %
3	25-50 %	37,5 %
4	50-75 %	62,5 %
5	75-95 %	85,0 %
6	95-100 %	97,5 %

13. táblázat. Daubenmire-féle borítási skála.

A Braun-Blanquet skála

A Braun-Blanquet skála, vagy másnéven **abundancia-dominancia skála** (A-D skála) a borítás és az egyedszám együttes becslését teszi lehetővé. Az ilyen módon végzett mintavételezést relevé-módszernek is nevezik (némi megkülönböztetve a kvadrát-módszertől). Ez a típusú felvételezés a minimi-area koncepcióra épül (lásd korábban). A felvételezés során fajlistát készítünk, majd ehhez rendeljük tömegesség és borítás arányosan a skálaértékeket (14. táblázat).

A Domin-Krajina skála

A Braun-Blanquet skálához hasonlóan ez szintén egy **abundancia-dominancia skála**, csak az előbbtől eltérően tizenegyfokozatú, melyet Domin fejlesztett ki és Krajina módosított. A Braun-Blanquet és a Domin-Krajina skála összehasonlítását mutatja be a 14. táblázat. Olyan esetekben használható nagy pontossággal, ahol fontos az alacsonyabb borítású fajok finomabb elhatárolása (25 % borításnál kisebb borítású fajok finomabb tagolása; például trópusi esőerdők koronaszintjének felvételezése során).

Braun-Blanquet	Domin-Krajina	Egyedszám/borítás
5	10	Bármilyen / teljes (100%)
	9	Bármilyen / $100\% > b \geq 75\%$
4	8	Bármilyen / $75\% > b \geq 50\%$
3	7	Bármilyen / $50\% > b \geq 33\%$
	6	Bármilyen / $33\% > b \geq 25\%$
2	5	Bármilyen / $25\% > b \geq 10\%$
	4	Bármilyen / $10\% > b \geq 5\%$
1	3	Szórványos / $5\% > b \geq 1\%$
	2	Igen szórványos / $b < 1\%$
+	1	Néhány / elhanyagolható
a	+	Egy / elhanyagolható

14. táblázat. A Braun-Blanquet és a Domin-Krajina skála összevetése.

Frekvencia

A frekvencia megmutatja, hogy egy adott faj a mintaterületünkre tetszőlegesen kihelyezett mintavételi egységben mekkora valószínűséggel fordul elő. Ha egy faj száz mintavételi egységből 25-ben előfordul akkor a frekvencia 0,25, azaz a faj minden negyedik kihelyezett mintavételi egységben előfordul. Mérésére leggyakrabban a kvadrátmódszert használják.

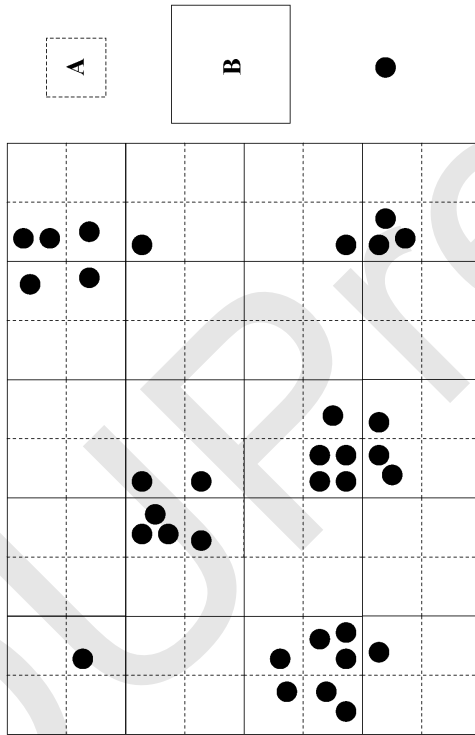
Két típusát szokták elkülöníteni, a föld feletti hajtások alapján számított és a tőszámokon alapuló frekvenciát. A második típus esetében csak azokat a fajokat/egyedeket vesszük figyelembe, amelyek ténylegesen a mintavételi egységen belül gyökereszek.

Egyszerű és gyors módszer, hiszen minden kvadrátban csak egy fajlistát kell készíteni. Ennek megfelelően könnyen ismételhető és

viszonylag objektív módszer. Fontos probléma, azonban az, hogy a frekvencia nem abszolút, minden esetben kvadrátméretfüggő. Nagyobb kvadrátokkal dolgozva ugyanazon mintavételi területen nagyobb frekvenciaértékeket kapunk (18. ábra). Ezért, ha eltérő területeket akarunk összevetni, akkor azonos kvadrátméreteket kell használni. A kvadrátméret növelésével leginkább a közepes frekvenciájú fajok frekvencia-értékei változnak jelentősen. A frekvencia-kvadrátok méretére vonatkozóan nincs általánosan elfogadott irányszám, hiszen az optimális kvadrátméret a vegetáció horizontális és vertikális szerkezetének függvénye. Ajánlásként elfogadható, hogy viszonylag fajgazdag, alacsony kistermetű fajok dominálta vegetációban elegendő lehet 0,1-0,5 m²-es mintanegyzetekben vizsgálni, egy magaskórós vegetációban célszerű 1-4 m²-es területű mintavételi egységet választani, míg fászerű vegetációban a frekvencia-minimumkvadrát 100 m²-t is meghaladhatja. Az egyedek térbeli eloszlása (mintázat) igen nagy hatással van a frekvenciára. Ha a mintavételi egységeket egyenletesen helyezzük el a mintaterületen (uniform, vagy más néven egyenletes mintavétel), akkor azonos egyedszám mellett csomós (kontagion) eloszlású fajok esetében szinte mindig kisebb frekvenciaértékeket kapunk, mint random vagy egyenletes eloszlású fajok esetén. Hasonlóan az egyenletes eloszlású csoportok esetén nagy kvadrátméret mellett a módszer kevésbé érzékeny a denzitásra (Teljesen mindegy a frekvencia szempontjából, hogy egy kvadrátban 100 vagy csak 1 egyed fordul elő.)

Ha a földfeletti hajtások alapján számított frekvenciát állapítunk meg, akkor további problémát jelent a növény mérete is. A terebélyesebb, nagyobb testméretű fajok nagyobb frekvenciájúaknak adódnak, mint az azonos egyedszámmal (esetleg hasonló eloszlással) előforduló, de kisméretű fajok.

További problémát jelenthet, hogy a ritka illetve erősen csoportosuló fajok gyakorisági viszonyai nem becsülhetők pontosan. Fajgazdag erősen



18. ábra. A kvadrátméret hatása a frekvenciára csoportosuló eloszlás esetén (A-B eltérő kvadrátméret, A:B=4:1). A számított frekvencia értéke az A kvadrát esetében 0,26, míg a B kvadrát esetében 0,55.

szintezett közösségekben igen lassú, ezért célszerű más hasonlóan időigényes, de több információt szolgáltató módszerrel helyettesíteni (borítás vagy denzitás becslés).

Az Uppsalai-iskola (Du Rietz) és az Amerikai iskola (Greig-Smith) használta gyakran ezt a módszert. Ennek oka, hogy a zárva termőkben viszonylag fajszegény, de kriptogámokban gazdag közösségek, degradált gyepek esetén kis kvadrátméretűk mellett is igen hatékony. Segítségével a kriptogámközösségek eloszlásviszonyai, finomstruktúrája jól vizsgálható volt. Gyakran nagyobb területű kvadrátokon belül kialakított hálózatos módszerrel vizsgálták a finommintázatot az ún. „lokális frekvenciaérték”-ek segítségével.

Fitomassza

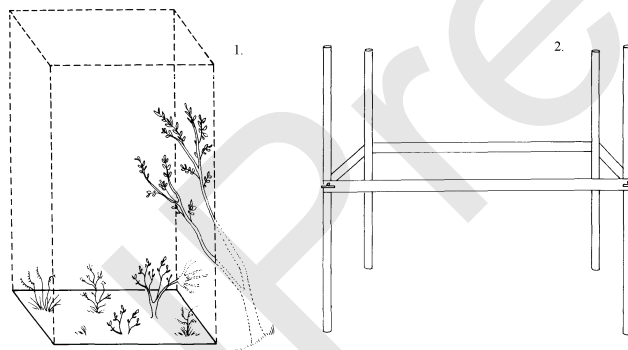
A fitomassza egy olyan elsődleges vegetáció-jellemző, ami közvetve jelzi a termőhely tápanyagellátottságát, vízviszonyait. Azaz pontosabban azt méri, hogy a termőhely tápanyagforrásait az egyes fajok hogyan képesek hasznosítani. A vegetációt alkotó fajok pontos arányait a legbiztosabban a fitomassza mintavételezés módszereivel *határozhatjuk meg* (nem becslés!).

Lágyszárú szint fitomasszája

Lágyszárúak dominálta közösségek esetében a fitomassza meghatározása általában valamilyen destruktív módszerrel történik. A mintavétel általában úgy zajlik, hogy egy adott területről (kvadrát) begyűjtik a teljes földfelszín feletti, vagy alatti fitomasszát, majd szárítás és válogatást követően mérik a növényi anyag száraztömegét (a válogatás

fontos például a gyökérfitomassza esetében, hiszen ott el kell távolítani a szervesetlen talajalkotókat a gyökerek közül).

A mintavétel leggyakrabban kvadrátmódszer segítségével történik, ahol kvadrátnak nem csak a horizontális, hanem a vertikális vetületét is figyelembe veszik a mintavétel során (19/1. ábra) Minden olyan növényi rész, (A) ami a kvadrátba beelég (19/2. ábra), (B) vagy csak azok a növények, amelyek a kvadrátban gyökereznek, kerülnek begyűjtésre. Mintavételezés során a sűrű gyepek esetében kisebb mintavételi



19. ábra. Fitomassza mintavételezés. 1. Az elméleti fitomassza kvadrát, 2. Fitomassza mintavétel során használható álványos, mozgatható keret (Bonham 1989 nyomán).

egységekben begyűjtött fitomassza ($0,1 \text{ m}^2$, $0,625 \text{ m}^2$) is elegendő lehet a produkció mérésére, míg az alacsonyabb borítású gyepekben (ahol pl. az átlagborítás 40% alatti) pontosabb becslést csak nagyobb mintavételi egységek tesznek lehetővé.

A borítás illetve a frekvencia ismeretében az egyes fajok fitomasszája kellő gyakorlattal becsülhető is. Mintegy 25-30%-os relatív hibával meghatározható az egyes fajok, morfológiai csoportok fitomasszája. Ez például a széna mennyiségi összetételének beclésére elegendően pontos lehet.

Fásszárú szint fitomasszája

A fitomassza mérése fás közösségekben (cserjések, erdők) általában indirekt módon történik, hiszen a destruktív módszerek itt eléggé problémásak lennének, hiszen a begyűjtött fitomasszát sem megfelelően tárolni, sem szállítani nem lehet, túl azon, hogy a kellő mintamennyiség kinyerésével erősen károsodik az élőhely (megjegyeznénk, hogy a fatömeg-táblák összeállításánál számos faegyed térfogatát közvetlen módon mérték meg!).

A faállományok fitomasszájának meghatározására az erdészeti gyakorlat számos közvetett módszert dolgozott ki, az ún. fatérfogat meghatározására. A fatérfogat meghatározására olyan jellemzőket használnak, mint koronaátmérő, koronavetület, famagasság, mellmagassági törzsátmérő. A fatérfogat (erdőrészlet szinten élőfakészlet) meghatározás néhány módszerét az alábbiakban röviden ismertetjük.

Törzsátmérő mérése

Az egyes fatörzsek fatérfogatának meghatározásához elengedhetetlen, hogy ismerjük a famagasságot és a fatörzs mellmagassági átmérőjét. A famagasság mérését a korábbiakban ismertettük, így itt csak a mellmagassági átmérő meghatározására térünk ki. A „mellmagasság”

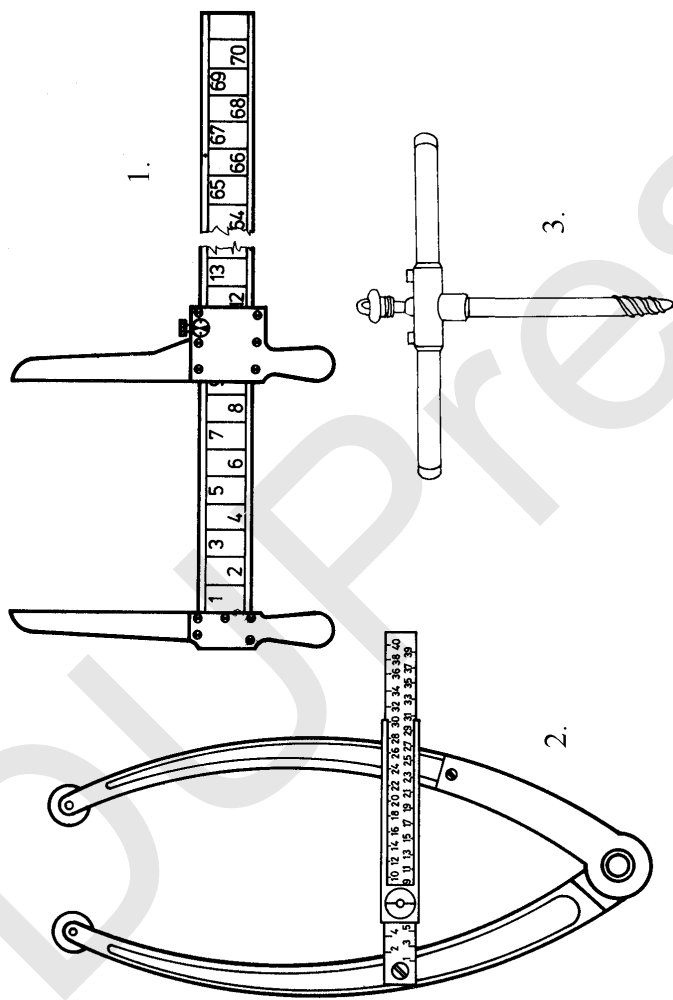
alatt konvencionálisan az 1,3 m magasságot értjük és általában $d_{1,3}$ -mal jelölik. Az erdészeti gyakorlatban az átmérőt általában 2 cm-es pontossággal határozzák meg, és mindig páros cm-t adnak meg (pl. 16-os, 18-as, 20-as törzs). Régebben az törzsmérőt mérőszinórral, illetve mérőszalaggal határozták meg. A 19. sz. elejétől fejlesztették ki a különböző *átlalókat* (20. ábra). Az átlalók legismertebb és általánosan elterjedt fajtája az ún. egyvonalos átlaló, amelyik egy egyenes, kalibrált sínből, egy rögzített és egy „szabadon” mozgó szárból áll. Ritkábban használnak két mozgó száras (ún. kétvonalos) átlalókat illetve ollós (vagy másnéven körzős) átlalókat is. A cm-es beosztású hagyományos átlalók mellett az erdészeti gyakorlat használ úgynevezett *kikerekítő átlalókat* is, ahol 2 cm-es beosztású skála található.

Az átlaló biztos használatának elengedhetetlen feltétele a jól olvasható skála, a stabil, egymással párhuzamos illetve a sínre merőleges száruk.

Az átlalót a fatörzsre mindig merőlegesen kell illeszteni úgy, hogy az átlaló több (lehetőleg három) ponton illeszkedjen a fa palástjára. Léteznek olyan átlalók is amelyek képesek a felvett adatok valamilyen rendszerezésű rögzítésére. Ezek a *regisztráló átlalók*.

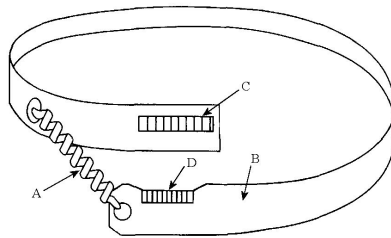
Növedékmérés

Gyakran fontos a faállományok éves biomassza-gyarapodásának meghatározása. Erre szolgálnak (nyilvánvalóan egy bizonyos átmérőtartomány felett az ún. *növedékfűrők* (20. ábra). A legismertebb típusa ezeknek a fűrőcsőből, hüvelyből és kihúzónyelvből álló svéd növedékfűrő. A fűrőt a fa hossz tengelyére merőlegesen fúrjuk be. Ha a kellő mélységig befúrtunk, akkor a fogazott nyelv segítségével a fűrőt kifelé tekerve választjuk le a növedékcsapot. Ezután a kapott növedékcsapon meghatározhatjuk az évgyűrűk számát, illetve az



20. ábra. Az átmérő és növedékmérés eszközei (1. Egyvonalós átlaló, 2. Körzős vagy ollós átlaló, 3. Növedékfűrő).

évgűrű-szélességek mérésével az egyes években tapasztalt fatömeggyarapodást.



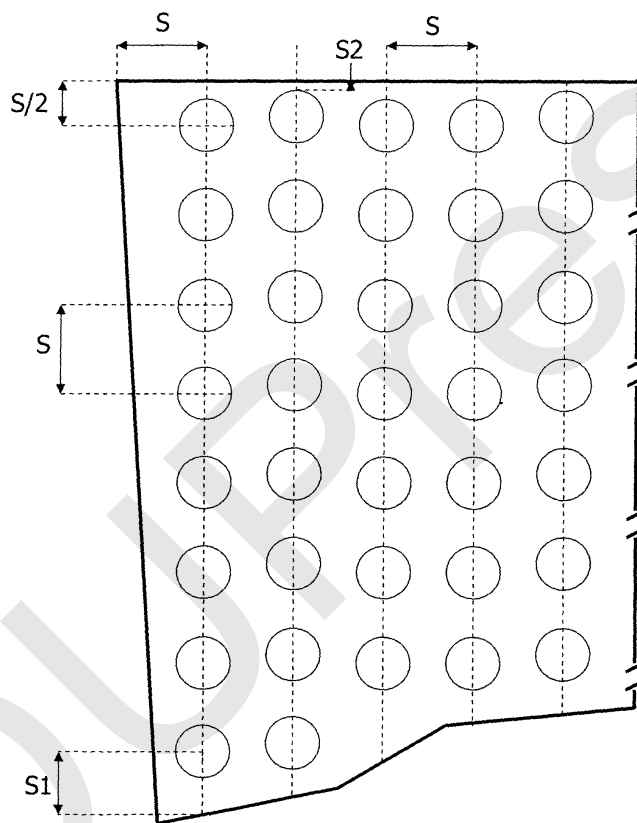
21. ábra. A dendrométer szalag felépítése (A = rugó, B = fémszalag, C = skála, D = nóniusz-skála).

A biomassa gyarapodás nyomonkövethető a fák törzskerület-növekedésének mérésével is. Erre szolgálnak a az általában alumínium, ritkábban rozsdamentes acélból készült *dendrométerek* (21. ábra). A fatörzsrre rögzítve a nóniuszskála segítségével - pontosságtól függően - akár a hetenkénti (napenkénti) gyarapodás is leolvasható.

Fatérfogat meghatározás

Törzsenkénti felvétel

Olyan esetekben használják, amikor a teljes felméréendő terület kisebb mint 3 ha. Erdészeti gyakorlatban általában csak ott érdemes alkalmazni, ahol a jelentős többletmunkával járó befektetés megtérül (igen értékes faanyagot szolgáltató, véghasználati korú állományok). A fakészlet meghatározása a teljes mintaterületre történik, majd utólag ezekből az adatokból számítják ki a hektáronkénti fatérfogatot. A mintavétel során fafajonként felvesszük minden fatörzs mellmagassági



22. ábra. A körös mintavétel elvi vázlata (magyarázatot lásd a szövegben).

átmérőjét, majd meghatározzuk a fajoként az átmérőkategóriákhoz tartozó átlagmagasságot. Nem kell az átlagmagaságok meghatározásához minden fa magasságát megmérni. Általában 2 cm-enként kialakított (6, 8, 10, 12 cm ...) átmérőcsoportonként (vastagsági fokokként) annyi magasságot mérnek, hogy ezekre mint független pontokra szerkeszthető legyen egy magassági görbe. Az egyes átmérőkhöz tartozó átlagmagasságok erről a görbéről leolvashatóak.

Ezen adatok ismeretében a fatömegetablázatok segítségével (Sopp-Kolozs 2000, 27. ábra) meghatározhatjuk fafajonként az egyes átmérőcsoportokba tartozó egyes törzsek átlagos fatérfogatát. Ezt az értéket a kategóriába eső törzsszámmal szorozva megkapjuk az adott kategória teljes fatérfogatát. Az egyes vastagsági fokok köbtartalmát (fatérfogatát) összeadva megkapjuk a felvett területen található faállomány teljes fatérfogatát (a vágáslap feletti teljes fatérfogat).

A terepi felvételés menete úgy történik, hogy a felmérők (általában 3 ember, az egyik a jegyzőkönyvvezető, egy ember az átlalót kezeli, míg egy másik ember a magasságokat méri) meanderezve végigjárják az erdőt, és a mért fák törzsét jól látható módon krétával, vagy kacorkéssel (attól függően, hogy milyen erdészeti beavatkozást előz meg a felvételezés) haladási iránnyal párhuzamosan, két szemben lévő oldalukon megjelölik. Így elkerülhető, hogy valamelyik fa kimaradjon, illetve kétszer kerüljön a jegyzőkönyvbe.

Mintaterületes eljárások

Az ide tartozó eljárások közös jellemzője, hogy a fakészlet meghatározása nem a teljes terület felmérésével történik, hanem eltérő alakú mintavételi egységek használatával (általában kör, de lehet más meghatározott területű síkidom is). A mintaterület kijelölése, vagy az az erdőrészlet egyik legjellemzőbb pontján történik (egy vagy

néhány 100 m²-es kvadrát), vagy a területen egyenletesen elosztva (körös mintavételek). Az alábbiakban az egyszerű mintavételt, a soros vagy sávós mintavételt illetve a körös mintavételeket ismertetjük.

Egyszerű mintavétel

A mintavétel során egy vagy néhány szabályos állandó területű (általában 0,01 ha) mintanégyszetben törzsenkénti felvételt végzünk. A fatérfogat meghatározása a korábban, a törzsenkénti felvételnél leírt módon történik. Ezt a típusú mintavételt csak nagy gyakorlattal rendelkező személyek végezhetik nagyobb pontossággal, hiszen a mintavételi hely kijelölése igen szubjektív.

Soros vagy sávós mintavétel

Szabályos hálózatokban ültetett, homogén (azonos fajú, eredetű, esetleg genetikailag is hasonló/közel azonos) faállományok esetében használható módszer (pl. nemesnyárasok, gyümölcsösök). Minden x -edik sort felmérjük az előző pontban ismertetett módon. Ennek a módszernek speciális esete, amikor sávokat alakítunk ki a mintaterületen és ezekben végezzük el a törzsenkénti felvételt.

Körös mintavétel („rég” körös)

Az adott erdőállomány felmérése a teljes területen egyenletesen elosztott körök segítségével történik. kevésbé pontos, mint a teljes felmérés, de annál jóval kevésbé munkaigényes. Előnyös módszer olyan területeken, ahol viszonylag egyenletes terepfelületen, változó fajösszetételű, foltos-mozaikos faállomány található (az egyszerű mintavétel itt erősen torzíthat a mozaikosság miatt). A mintavétel során

A törzsszám mintakörönkénti relatív szórása	A megengedett hiba		
	10%	15%	20%
0,10	6	4	3
0,15	11	6	4
0,20	18	9	6
0,25	26	13	8
0,30	37	18	11
0,35	50	23	14
0,40	64	30	18
0,45	81	37	22
0,50	100	45	26
0,55	120	55	31
0,60	140	65	37

15. táblázat. A mintakörök számának meghatározása a körönkénti törzsszám relatív szórása alapján.

a kimért körökben teljes femérést végzünk (lásd. törzsenkénti felvétel). A körök sugarát úgy célszerű megválasztani, hogy egy körbe legalább 10 törzs essen (összesen legalább 1000 törzs felvételezése ad jó eredményt). Az átlagmagasságokat ebben az esetben is magassági görbés eljárással határozzuk meg.

A körökben rögzített egyedszámok alapján számítható a körönkénti törzsszám relatív szórása (3. képlet). A kapott érték ismeretében meghatározható a 15. táblázat segítségével a szükséges mintakörök száma.

$$S_r = \frac{S}{\bar{x}} \quad (3)$$

ahol S_r = relatív szórás, S = szórás, \bar{x} = mintaátlag.

A körsugár/körterület illetve a mintaterület és a teljes terület aránya alapján, a 16. táblázat segítségével meghatározható az az „ S ” mérőszám,

A mintaterület az egész terület százalékában	0,005	A mintakör területe	
		ha	0,010
	3,989 m	A rúd hossza	
		5,642 m	6,910 m
akkor az S (75 cm-es lépésekben)			
2	67	94	115
3	54	77	94
4	47	67	82
5	42	60	73
10	30	42	52
15	24	34	42
20	21	30	37

16. táblázat. Körelosztási táblázat.

ami megadja a körök középpontjának egymástól mért távolságát (22. ábra).

Kvadrátfüggetlen módszerek

Körlapösszeg meghatározás

A hektáronkénti fatérfogat nem csak az egyes fák fatérfogat összegének segítségével, hanem a hektáronkénti körlapösszeg meghatározásán keresztül is számítható.

$$V_{(m^3)} = G_{(m^2)} \cdot H_{(m)} \cdot F \quad (4)$$

ahol V = hektáronkénti fatérfogat, G = hektáronkénti körlapösszeg, H = átlagmagasság, F = alakmagasság (táblázatból).

Ebben az esetben általában ún. szögszámláló mintavételi eljárással határozzuk meg a hektáronkénti körlapösszeget. Ezt az értéket az átlagmagassággal és az ún. alakmagassági táblázatban található fajonként, átlagmagasságonként (m-es pontosság) és átmérőkategóriánként (0-20 cm, 21-35 cm, 36-50 cm és > 51 cm) meghatározott alakszámmal megszorozva kapjuk a hektáronkénti fatérfogatot (4. képlet).

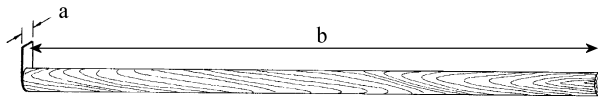
Szögszámláló mintavétel

A szögszámláló mintavétel vagy körlapmérés során az erdőrészlet számos pontján méréseket végezve határozzuk meg a hektáronkénti körlapot és az átlagmagasságot, majd az alakmagasság ismeretében a 4. képlet segítségével meghatározható a hektáronkénti fatérfogat. A szögszámláláson alapuló becslési módszereket olyan területen használjuk, ahol gyér aljnövényzet van, illetve a cserjeszint is mérsékelt (látni kell mellmagasságban a fatörzsek átmérőjét). A mintavételi körök számát a korábban ismertetett relatív szórásos táblázat segítségével határozhatjuk meg (15. táblázat).

Bitterlich-féle mérőrúd

Ez az egyik legegyszerűbben elkészíthető körlapmérő optikai eszköz. Egy lécszerű merev lapocskára (műanyag, karton esetleg fémlap, 23. ábra) segítségével előállítható. Fontos az ábrán a -val és b -vel jelölt paraméterek aránya. Célszerű olyan arányt választani ami könnyen számítható (pl. $a=2$ cm, $b=1$ m, ekkor $a:b = 1:50$). A körlapmérés képlete:

$$G_{(m^2)} = N \cdot k \quad (5)$$

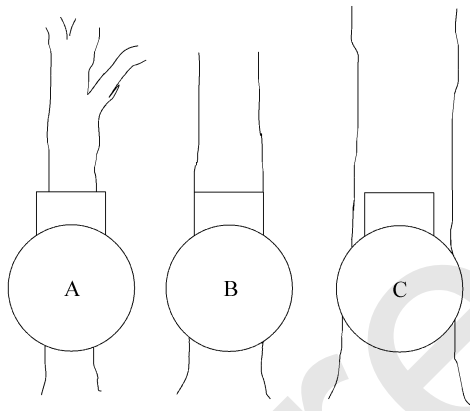


23. ábra. A Bitterlich féle mérőrúd (a jelmagyarázat a szövegben).

Ahol G a hektáronkénti körlapösszeg, N az egy állásponttól, egy körbefordulással beszámított törzsek száma, míg k az a és a b ismeretében az alábbi képlet (6) segítségével számítható arányszám:

$$k = 2500 \cdot \left(\frac{a}{b}\right)^2 \quad (6)$$

Ha nem akarjuk magunkkal cipelni a mérőrúdat minden egyes méréskor, vagy kisebb pontosság is elegendő a méréshez, akkor használhatjuk a hüvelykujjunkt és a karunkat is a fatérfogat meghatározására. Ekkor a hüvelykujjunk szélessége a , míg a karunk hossza (hüvelykujjunk szemüktől mért távolsága) b . Persze ehhez a méréshez némi állóképesség és önfegyelem, valamint a végtagunk paramétereinek pontos ismerete szükséges. A mérés úgy történik, hogy egy adott pont felett állva teljes fordulatot teszünk meg a műszerrel (vagy a karunkkal), ügyelve arra, hogy mindig az adott pont felett maradjunk és a műszeren keresztül a törzsek mellmagassági átmérőjét lássuk. Azokat a törzseket, amelyek átmérőjét nagyobbbnak látjuk, mint a mérőrúdon található a szélességű lapocskát, azokat megszámloljuk (elegyes állományokban fajoként rögzítjük). A mérőlappal egyező átmérőjű törzseket 0,5-ként számloljuk (24. ábra).



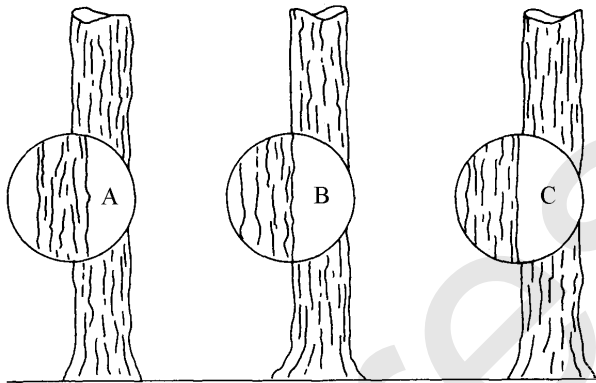
24. ábra. A Bitterlich féle mérőrúd képalkotása (A = nem számított törzs, B = félértéken számított törzs, C = teljes értékkel beszámolt törzs).

Prizmás mérések

A mérés az előzőekben megismert módon történik, a különbség csupán a képalkotásban jelentkezik (25. ábra). Azokat a törzseket számoljuk teljes értékkel, ahol a valós és a prizma által létrehozott látszólagos kép legalább kis részben fedésbe kerül, míg a palástukon érintkező képek esetében félértéket számítunk. A hazai gyakorlatban az Anucsin-féle prizma terjedt el.

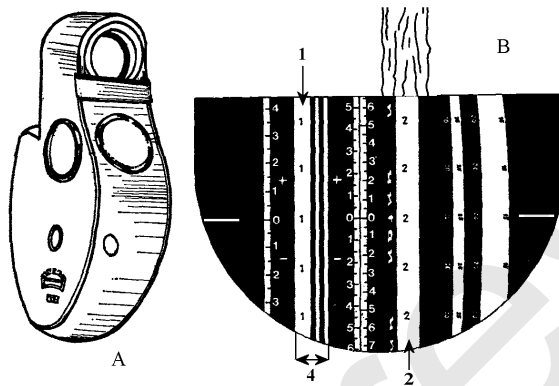
Bitterlich-féle tükrös relaszkóp

A körlapösszeg, famagasság és törzsátmérőmérés igen korszerű eszköze, mely a Bitterlich féle mérőrúddal szemben változó domborzati viszonyok mellett is jól használható (26. ábra). A készülék egy tükrös



25. ábra. A prizma képalkotása (A = teljes értékkel beszámolt törzs, B = félértéken számított törzs, C = nem számított törzs).

rendszerrel a sávos mozgó skálát a látómező alsó részére tükrözi, míg a látómező felső részében a faállomány képe látható (26. ábra). A vizsgált törzsek mellmagassági átmérőjét kell összevetni a tükrös relaszkóp látómezejében látható skálákkal. Ha a törzsátmérők viszonylag kicsik, akkor az 1-es szorzójú sávot kell használni, míg vastagabb állományok esetében a 2-es illetve a 4-es sávot használhatjuk. A törzsek számolása a korábbiakban ismertetett módon történik, annyi különbséggel, hogyha a 2-es sávot használjuk, akkor a végeredményt 2-vel, míg ha a 4-es sávot, akkor 4-gyel kell megszorozni. Például ha a 2-es sávot használtuk, és 12 törzs átmérője volt nagyobb a 2-es sávnál, akkor 24 m^2 lesz a hektáronkénti körlapösszeg. Határeseteknél itt általában azt a gyakorlatot követjük, hogy az egyik törzset bele vesszük a mérésbe, míg a következő határesetet kihagyjuk.



26. ábra. A Bitterlich féle tükrös relaxkóp (A = a készülék vázlatos rajza, B = a látómező a skálákkal, magyarázatot lásd a szövegben).

Változó mintakörös módszer

Egyszerű és gyors, egy ember által is végrehajtható felmérés. Az erdőrészlet meghatározott pontjain (lehetőség szerint szabályos hálózatban), megmérjük a felvételi ponthoz 5. legközelebbi törzs távolságát. Ezekután felvesszük az 5 legközelebbi fatörzs átmérőjét. A szükséges felállások számát meghatározhatjuk a mért körsugarak kiszámított relatív szórása alapján (15. táblázat). A mintavétel elvben a véletlen pontos negyedeléses módszerhez hasonló annyi különbséggel, hogy itt nem négy, hanem a mérési ponthoz 5 legközelebbi törzset mérjük fel.

KOCSÁNTALAN TÖLGY (Quercus petraea (MATUSCHKA) LIEBLEIN)

végállap feletti átlagos (vastagságvonalon) fatömeg

Átlagmérő 1,3 m magasságban a föld felett (cm)

Fatászt	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	Fatászt
(m)	tömegsűrűségben										(m)
5	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05				5
6	0,01	0,01	0,02	0,03	0,03	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	6
7	0,01	0,01	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,09	7
8	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,09	8
9	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,10	9
10	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,07	0,09	0,10	10
11	0,01	0,02	0,03	0,03	0,04	0,05	0,07	0,08	0,09	0,11	11
12	0,01	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,07	0,08	0,10	0,11	12
13	0,01	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,07	0,09	0,10	0,12	13
14		0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,08	0,09	0,11	0,13	14
15			0,03	0,04	0,05	0,07	0,08	0,10	0,12	0,14	15
16			0,05	0,06	0,07	0,09	0,10	0,12	0,14	0,16	16
17			0,05	0,06	0,08	0,10	0,11	0,14	0,16	0,18	17
18			0,06	0,08	0,10	0,11	0,14	0,16	0,18	0,21	18
19			0,07	0,08	0,10	0,12	0,14	0,17	0,19	0,22	19
20			0,07	0,09	0,11	0,13	0,15	0,17	0,20	0,23	20
21				0,11	0,13	0,16	0,18	0,21	0,24	0,27	21
22				0,12	0,14	0,16	0,19	0,22	0,25	0,28	22
23				0,14	0,17	0,20	0,23	0,26	0,30	0,34	23
24				0,15	0,18	0,21	0,24	0,27	0,31	0,35	24
25				0,18	0,21	0,25	0,28	0,32	0,36	0,40	25
26											26
27										0,22	27
28											28
29											29
30											30
31											31
32											32
33											33
34											34
35											35
36											36
37											37
38											38
39											39
40											40

108

KOCSÁNTALAN TÖLGY (Quercus petraea (MATUSCHKA) LIEBLEIN)

végállap feletti átlagos (vastagságvonalon) fatömeg

Átlagmérő 1,3 m magasságban a föld felett (cm)

Fatászt	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	Fatászt
(m)	tömegsűrűségben										(m)
5											5
6	0,11	0,15	0,19	0,23	0,27	0,30	0,33	0,38			6
7	0,12	0,15	0,19	0,23	0,27	0,30	0,33	0,38			7
8	0,13	0,17	0,22	0,27	0,32	0,36	0,40	0,47	0,55		8
9	0,13	0,17	0,22	0,27	0,32	0,36	0,40	0,47	0,55		9
10	0,13	0,17	0,22	0,27	0,32	0,36	0,40	0,47	0,55		10
11	0,14	0,18	0,23	0,28	0,34	0,40	0,47	0,55			11
12	0,15	0,19	0,24	0,30	0,36	0,43	0,50	0,58	0,67	0,76	12
13	0,16	0,21	0,26	0,32	0,38	0,45	0,53	0,61	0,71	0,81	13
14	0,17	0,22	0,27	0,33	0,40	0,48	0,56	0,65	0,74	0,85	14
15	0,18	0,23	0,29	0,35	0,42	0,50	0,59	0,68	0,78	0,89	15
16	0,19	0,24	0,30	0,37	0,44	0,53	0,62	0,71	0,82	0,94	16
17	0,20	0,25	0,32	0,39	0,47	0,55	0,65	0,75	0,86	0,98	17
18	0,21	0,27	0,33	0,41	0,49	0,58	0,68	0,78	0,90	1,03	18
19	0,22	0,28	0,35	0,42	0,51	0,60	0,71	0,82	0,94	1,07	19
20	0,23	0,29	0,36	0,44	0,53	0,63	0,74	0,85	0,98	1,12	20
21	0,24	0,30	0,38	0,46	0,56	0,66	0,77	0,89	1,02	1,16	21
22	0,25	0,32	0,40	0,48	0,58	0,68	0,80	0,93	1,06	1,21	22
23	0,26	0,33	0,41	0,50	0,60	0,71	0,83	0,96	1,10	1,25	23
24	0,27	0,34	0,43	0,52	0,63	0,74	0,86	1,00	1,14	1,29	24
25	0,28	0,36	0,44	0,54	0,65	0,77	0,90	1,03	1,18	1,35	25
26	0,29	0,37	0,46	0,56	0,67	0,79	0,93	1,07	1,23	1,39	26
27	0,30	0,39	0,48	0,58	0,70	0,82	0,96	1,11	1,27	1,44	27
28	0,31	0,40	0,50	0,60	0,72	0,85	0,99	1,15	1,31	1,49	28
29	0,32	0,41	0,51	0,62	0,75	0,88	1,03	1,18	1,35	1,53	29
30	0,33	0,43	0,53	0,64	0,77	0,91	1,06	1,22	1,39	1,58	30
31	0,35	0,45	0,55	0,67	0,79	0,94	1,09	1,26	1,44	1,63	31
32	0,36	0,46	0,56	0,69	0,82	0,97	1,12	1,30	1,48	1,68	32
33	0,37	0,47	0,57	0,70	0,84	1,00	1,16	1,33	1,52	1,72	33
34	0,38	0,48	0,58	0,72	0,87	1,03	1,19	1,37	1,57	1,77	34
35	0,39	0,49	0,59	0,73	0,89	1,05	1,23	1,41	1,61	1,82	35
36	0,40	0,50	0,60	0,74	0,92	1,08	1,26	1,45	1,65	1,87	36
37	0,41	0,51	0,61	0,75	0,93	1,11	1,29	1,49	1,70	1,92	37
38	0,42	0,52	0,62	0,76	0,94	1,14	1,33	1,53	1,74	1,97	38
39	0,43	0,53	0,63	0,77	0,96	1,16	1,36	1,56	1,78	2,01	39
40	0,44	0,54	0,64	0,78	0,98	1,18	1,40	1,60	1,83	2,06	40

109

27. ábra. A Fatömegtáblázatok egy részlete.

Speciális mintavételezés

A diasporabank vizsgálata

A földfelszín feletti vegetációval szemben a földfelszín alatti vegetáció minőségi és mennyiségi viszonyainak vizsgálata nehéz feladat elé állítja a kutatókat. A földfelszín feletti vegetáció esetében a kutatók terepi mintavétel során szembesülnek a vegetáció összetételével és szerkezetével, kialakul bennük egy általános benyomás a vizsgált területről, tömegességi viszonyokról stb. Ezzel szemben a diasporabank vizsgálathoz vett talajminta (tekintettel arra, hogy a diasporák jó része igen apró) kevés információt nyújt „első ránézésre” a benne található fajok minőségi és mennyiségi viszonyairól.

Gyakran arra az egyszerű kérdésre, hogy milyen fajok vannak a diasporabankban, csak hosszú hónapok elteltével tudunk megbízható választ adni. Kevés támpontot nyújt a megállapításában az aktuális vegetáció fajösszetétele és tömegességi viszonyai is, különösen akkor, ha nem rendelkezünk hosszú időléptéket felölelő (min. 5 év), több vegetációs periódusban (tavasszal-nyáron) végzett vegetációfelméréssel. Ennek oka az, hogy számos esetben a vizsgálatok azt mutatják, hogy a vegetáció

tömegességi viszonyai nem, vagy csak igen kevésbé feleltethetők meg a diasporabank tömegességi viszonyaival.

A diasporabank és a magbank

*Diasporabank*nek nevezzük általában a talajban található vegetatív és generatív terjesztő- és kitartó képletek összességét. Ide sorolható tehát a talajban található csíráképes magokon kívül a mohaspórák, vegetatív földbeni növényi képletek (indák, rhizómák, hagymák, hagymagumók, és gumók) is. Leggyakrabban azonban a magkészlet és a mohaspóra-bankot szokták diasporabank vizsgálat alatt érteni. A *magbank* vagy *magkészlet* azon természetes módon előforduló magvak összessége amelyek anyagcseréjük vonatkozásában anyanövényeiktől már függetlenné váltak és emellett vagy csírázóképesek, vagy ezt a képességet a jövőben elnyerhetik (Csontos 2001, Török et Tóthmérész 2010). Általában kevés kivételtől eltekintve a talajban található (Leck et al. 1989). Mintázása ezért az esetek túlnyomó részében talajmintavételt igényel.

A továbbiakban részletesen a magbank mintavétellel foglalkozunk. A magbank vizsgálatához alapvetően két módszercsoportot fejlesztettek ki. Ez a két csoport elsősorban a talajminta kezelésében különbözik (28. ábra). Az első csoportba olyan módszerek sorolhatók, amelyekben a magkészlet meghatározása csíráztatás segítségével történik (ez történhet terepi kvadrátban, üvegházban vagy klímakamrában). A második csoportba olyan módszerek tartoznak, amelyekben az életképes ill. életképesnek tekinthető magokat fizikai úton, valamilyen elválasztásos technikával nyerik ki a talajmintából (azaz nincs csíráztatás).

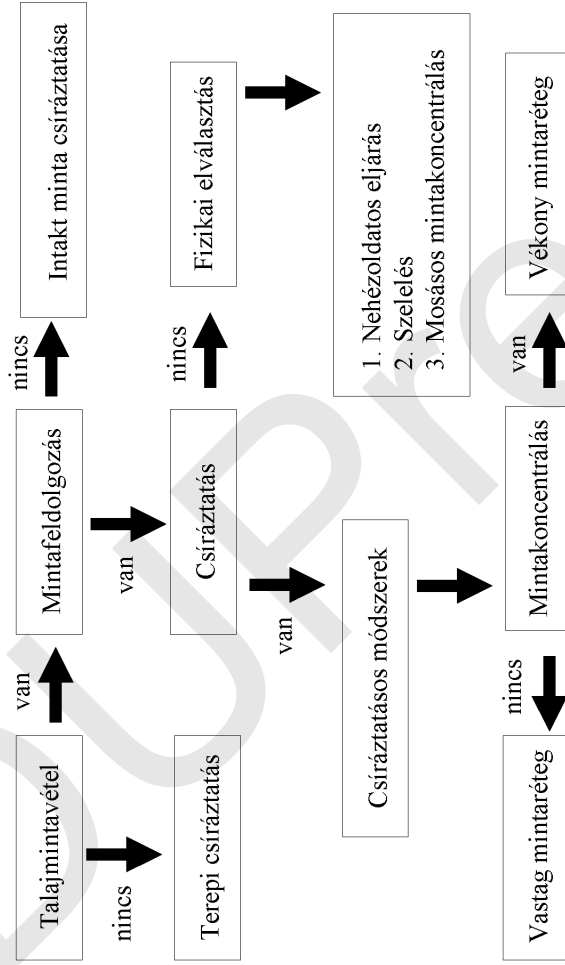
Csírázthatásos módszerek

Terepi csírázthatás

A csírázthatás a mintavételi területen történik, azaz egy kijelölt mintavételi egységben (általában kvadrát), ahol rendszeresen ellenőrizve (hetente-naponta) az adott időpontig megjelent csíranövényeket eltávolítják. A terepi csírázthatásos módszert gyakran használják manipulációs kísérletek magbankra gyakorolt hatásának vizsgálata során (pl. legelés kizárás vagy avarmanipuláció hatása a vegetációra).

Üvegházi csírázthatás

A mintavételi területen talajmintákat veszünk, majd ezeket a mintákat üvegházban csírázthatjuk. A talajmintákat csírázthatjuk intakt módon. Ekkor a terepen vett mintákat feldolgozás nélkül csírázthatjuk (pl. gyeptéglákat öntözzük és a megjelent csíranövényeket eltávolítjuk.). Gyakoribb azonban, hogy valamilyen feldolgozottsági fokú mintát csírázthatunk. A legegyszerűbb esetben a nagyméretű szerves és szervesetlen szennyezőket (gyökerek, kövek stb.) eltávolítjuk, és elmorzsolva homogenizáljuk a mintát, majd ezt követően néhány cm vastagságban elterítve, például steril föld fölé rétegezve csírázthatjuk. A módszer hátránya az, hogy a mélyebben fekvő magok nem tudnak csírázni (Török et Tóthmérész 2010), így ha megfelelő eredményt akarunk kapni, akkor rendszeresen át kell forgatni a mintaréteget. További lehetőségként víz segítségével koncentrálnak a mintát, egy szitasorozaton keresztül eltávolítva a nagyméretű szerkezeti elemeket és a finomüledéket. Az így kapott koncentrált mintát néhány mm vastagságban rétegezzük steril föld fölé, majd rendszeresen öntözve csírázthatjuk (ter Herdt et al. 1996).



28. ábra. A magkészslet vizsgálat módszereinek törzsfája.

Fizikai elválasztás

A fizikai elválasztásos eljárások során fizikai úton különítik el a magvakat a szerves szennyezőktől és a szervesetlen talajszemcséktől. Három elterjedt eljárásról kell beszélnünk: a nehézföldes elválasztásról, a szelelésről vagy kifúvatásról, illetve a mosással történő mintakonzentrálásról.

Nehézföldes eljárás

Az eljárás lényegében a magvak illetve a szervesetlen szennyezők átlagsűrűség-eltérésén alapul. Ennek során különféle szervesetlen, vízben jól oldódó sók (K_2CO_3 , Na_2CO_3 , $CaCl_2$ stb.) segítségével készített mintegy 1,4-1,7 g/cm³ közötti sűrűségű vizes oldatokban keverik el a mintákat. Ezután kicsit ülepedni hagyják az így keletkezett oldatot. A szervesetlen nagy sűrűségű szennyezők az edény aljára ülepednek, míg a szerves szennyezők egy része és a magvak a felülúszóba kerülnek. Az oldat „fölszűrése” után az elkülönített és megszártított felülúszóból mikroszkóp vagy nagyító segítségével (mérettartománytól függően) kiválogathatóak a magok. A magoknak nem szabad nagyon sokáig úszniuk a nagy sűrűségű sóoldatban, hiszen a magas sótartalmú oldat károsíthatja a magokat csökkentve azok életképességét.

Szelelés

Magtétélek tisztítása során valószínűleg a legrégebben használatos eljárás a szelelés volt (gabona tisztítása során már az ókori egyiptomban is használták). A szelelés során az apró törmelékeket kifúvatják a mintából, míg a nagyobb méretű szennyezők illetve a magok helyben maradnak. Az apró méretű és könnyű magvak sajnos ezzel az eljárással jelentős

veszteség nélkül nem különíthetőek el, hiszen az apró törmelékekkel együtt jelentős részüket szintén kifújhatjuk.

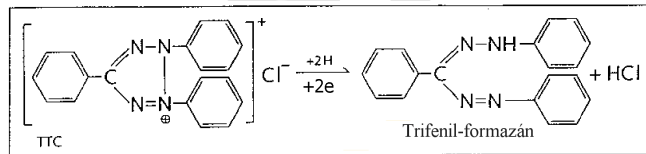
Mosásos mintakoncentráció

A mosásos koncentráció során eltérő lyukbőségű szitasorozaton keresztül mosva a talajmintából általában három eltérő méretfrakciót képezünk. A mintában található gyökerek és nagyobb méretű szerves és szervesetlen törmelékek a legnagyobb lyukbőségű felső szitán (szitákon) maradnak, míg a finom törmelék a magokkal egy finomabb lyukbőségű szitán akad fenn. Az igen apró finom homok- és agyagfrakció a szitasor alján a mosóvízzel együtt eltávozik. Ez az eljárás talajtípustól függően akár 50-80%-os térfogatcsökkenést is eredményezhet. A magokat tartalmazó üledéket a nehézoldatos eljáráshoz hasonlóan szárítást követően válogatjuk.

Életképesség megállapítása

Az összes fizikai elválasztásos vizsgálatot ki kell egészíteni egy életképesség meghatározással, hiszen így tudjuk meg, hogy az általunk kiválogatott magvak ténylegesen a diasporabank részei, vagy csak csírázásra képtelen léha vagy holt magvak. Természetesen az életképesség meghatározásának a legegyszerűbb módja az, ha ezeket a kiválogatott magvakat elvetjük. Ez nyilvánvalóan nem a legmegfelelőbb megoldás, hiszen az ilyen jelegű életképesség meghatározás a csíráztatásos módszerek használatával egyszerűbben - válogatás nélkül kivitelezhető. A vetés helyett a fizikai elválasztásos magkészlet vizsgálatok során általában az alábbi két módszert használják az életképesség megállapítására.

Zelenchuk-féle látszólagos életképesség. Azokat a magokat tekintjük életképesnek, amelyek morfológiailag épek (nem léha vagy törött), illetve a maghéj közepes mértékű nyomásnak (bonctű, lándzsatű) ellenáll (nem üreges, kikorhadt). Ez természetesen nem a legjobb megoldás, hiszen különösen a keményhéjú fajok (csonthéjasok, pillangósok) esetében jelentősen felül becsüli az életképességet (mintegy 20%-os felülbecslést eredményezhet), továbbá nehéz objektíven meghatározni a „közepes erősségű” nyomást is. Számos faj esetében az itt leírt módszer teljességgel használhatatlan. Példaként hozhatók fel a *Juncus* fajok, amelyek tized mm-es magjainak esetében meglehetősen problémás „közepesen erős” nyomással ellenőrizni azok életképességét.



29. ábra. A TTC redukció egyenlete.

TTC festés. Az eljárás lényege, hogy a szintelen redox-indikátor TTC (2,3,5-Trifenil-tetrazolium-klorid) az embrió szövetlégzése által piros színű formazánná redukálódik és vörösre színezi a szöveteket (29. ábrán bemutatott egyenlet alapján). A TTC festés kapcsán számos probléma merül fel. A magvakat ketté kell vágni úgy, hogy látszódjon az embrió, hiszen az embrió megfestődése a legjobb indikátora az életképességnek. A termesztett fajok esetében meghatározták az embrió helyzetét a magban, a festőoldat koncentrációját (0,1-1% közötti), és rendelkezésre

állnak speciális úgynevezett festődési térképek (nem mindegy mekkora és mely része festődik meg a magnak). Vadon élő fajok közül csak a természetett növények közeli rokonai illetve vad alakjai esetében feltételezhetünk közel hasonló festődési mintázatokat.

Csíráztatás vs. fizikai elválasztás

Több eltérő módszer ismertetése esetén mindig felvetődik az a kérdés, hogy melyik módszert is részesítsük előnyben a többivel szemben - azaz melyik módszert érdemes használni. Csontos (2001) nyomán módosítva összefoglaltuk a csíráztatásos és fizikai elválasztásos módszerek előnyei és hátrányai (17.táblázat). Azt tehát, hogy melyik módszercsoportot is választjuk magbank vizsgálataink során a vizsgálati célkitűzések mellett az anyagi és emberi források, illetve egyéb tényezők (helyigény) is befolyásolják.

Magterjedés vizsgálatok

Mageső vizsgálata

A magesőt teresztris rendszerekben és nem alámerült vízi rendszerekben magcsapdák kihelyezésével lehet hatékonyan vizsgálni. A magcsapdák több eltérő típusát szokták használni. A legegyszerűbb csapdák ragasztó alapúak. Erre a célra használhatóak a boltban kapható légyapírok is, általában azonban valamilyen peremes edénybe (petricsésze) helyezett ragasztóanyagot használnak a mageső detektálására. Az ragasztóanyagot közvetlenül is az edény fenekére kenhetjük, de használhatunk szűrőpapír betétet is. A szűrőpapír betét használatának nagy előnye az, hogy a beleragadt magvakkal együtt könnyen cserélhető..

Csírztátásos módszer	Fizikai elválasztás
	Előnyök
Határozás könnyű ¹ Nem eszköz- és pénzigényes Dinamikai jelenségek is vizsgálhatók ³ Életképesség vizsgálat nem kell ⁴ Fajszámot jobban becsli	Gyors illetve gyorsítható ² Nem helyigényes Sok minta feldolgozható Csírázási különbségek nem számítanak A denzitást jobban becsli
	Hátrányok
Általában egy vegetációs periódus Helyigényes ⁵ Alulbecsli a denzitást Függ a fajok csírázási sajátosságaitól	A meghatározás nehéz Eszköz és munkaigényes Kismagvú fajok nem mind kerülnek elő Szükséges életképesség vizsgálat

17. táblázat. A csírztátásos és fizikai elválasztásos módszerek előnyei és hátrányai (Csontos 2001 nyomán). ¹A kétszikűek csíranövényei könnyen határozhatóak, a fűneműek és a nehezen határozható csoportok átültethetőek és a határozható állapotig továbbnevelhetőek, ²A sebesség csupán munkaerő és műszer ellátottság kérdése, ³vizsgálható a csírázás időbeli lefutása, ⁴A vizsgálat maga egy életképesség vizsgálat, ami kicsírázik az biztosan életképes, ⁵Módszertől, pontosságtól, fajösszetételtől függően akár több tíz négyzetméter is lehet a helyigény.

A ragasztó esetében fontos kritérium, hogy ne száradjon meg, ne legyen vízdékony vagy toxikus. A mintaedények felületének ismeretében könnyen számítható az 1 m²-re (ritkábban 1 ha) hulló magmennyiség.

További lehetséges csapdázási módszert a különböző lyukbőségű hálók használata jelenti. Ekkor általában tölcser alakban egy ismert keresztmetszetű keret köré kifeszített háló szolgál magcsapdaként. A hálóscsapdák felszíne jóval nagyobb lehet a ragasztó csapdakénál, így a mageső heterogenitását jobban kiegyenlíti (akár 1-2 m²-es is lehet). A háló további előnye a ragasztó alapú csapdákhöz képest, hogy az esővíz könnyebben képes távozni a csapda belsejéből. Hátránya, hogy költségesebb telepíteni, illetve pótolni.

Egy adott területre érkező mageső detektálására használják a korábban már ismertetett terepi csíráztatás módszerét is, annyi eltéréssel hogy itt előre kiásott, ismert felületű gödröket steril talajjal töltenek fel. A sterilizált talaj lehet steril virágföld, vagy a kiásott gödör eredeti de sterilizált töltőanyaga. Sterilizálás során leggyakrabban nedves vagy száraz magas hőmérsékletű hőkezelést alkalmazunk. Ha a töltőanyag a területen található talaj, akkor célszerű a sterilizálást követően valamilyen inert színezőanyaggal keverni (pl. téglapor) annak érdekében, hogy színe alapján jól elváljon a környező talajtól. A jelölés alkalmazása természetesen függ a területtől is; fokozottan védett és védett területen, illetve olyan területen ahol gyakran járnak, ott nem célszerű figyelemfelkeltő színű jelölőanyagot használni, itt a kvadrát-sarok jelölése süllyesztett fémkaróval is tökéletesen megfelel.

Előnyök és hátrányok

Minden magesőt vizsgáló módszer viszonylag laborintenzív, a mageső foltos, ezért magas mintaszámra van szükség a pontos denzitás detektálásához. A kihelyezett mintavevő berendezések

folyamatos ellenőrzést igényelnek (minimum havonta). Hasonlóan a fizikai elválasztásos magkészlet vizsgálat módszereihez utólagos életképesség vizsgálat szükséges. Ha a mintavevő edények/lapok a talajon helyezkednek el, akkor a különösen a nyíltabb talajfelszíneken intenzív légmozgás detritusszal fújhatja tele, ami rontja a detektálás hatékonyságát.

A vízi vegetáció vizsgálata

Annak ellenére, hogy a szárazföldi és vízi vegetáció felmérésében használt módszerek számos átfedést mutatnak, tudománytörténeti, szemléletbeli és a vízi vegetáció jellegéből adódó különbségek miatt célszerű a vízi vegetáció felmérésében alkalmazott módszereket a speciális mintavételezési módszerek témakörében tárgyalni. Az alábbiakban olyan módszereket ismertetünk, amelyek kimondottan a vízi vegetáció felmérésére széles körben alkalmaznak.

Szemikvantitatív módszerek

Kohler-módszer

Közép-Európában a vízi növényállományok vizsgálatát, a szárazföldi vegetációhoz hasonlóan, hosszú ideig csak kizárólag a Braun-Blanquet módszerrel kvadrátokban végezték. Az 1960-as évektől kezdődően több európai országban (Németország, Ausztria, Svédország) teret hódított az a szemlélet, hogy a vízi növény állományokat ne cönológiai egységekhez kötve, hanem a gyakorlati céloknak jobban megfelelő (pl. vízminősítés és természetvédelemi szempontok), könnyen elsajátítható, jól reprodukálható, és egyszerű módszerrel vizsgálják.

Ezeket a kívánalmakat szem előtt tartva Alexander Kohler, a hohenheimi egyetem botanika professzora egy a korábbiaktól eltérő, könnyen használható és nem cönológiai kategóriákkal dolgozó terepi felvételező módszert fejlesztett ki a vízi vegetáció felmérésére (Kohler et Janauer 1995). A klasszikus cönológiai felvételezéstől eltérően társulásokat nem ír le, csak az előforduló fajok tömegességi viszonyaival dolgozik. A fajok mennyiségi becslését nem mintanégyzetekben, hanem ismert hosszúságú partszakaszokon, övtranszszektekben végzi.

A mennyiségi becslés nem a vízi növényzet erősen ingadozó százalékos borításértéken alapul hanem a fajok tömegességet és gyakoriságot egyaránt figyelembe vevő ötfokozatú szemikvantitatív becslési skálán alapul. Ez az ötfokozatú skála hasonló a Braun-Blanquet féle AD skálához. A skála fokozatai: 1=igen ritka (ritka, szálanként előforduló faj), 2=ritka (kisebb csoportokban megjelenő faj), 3=elterjedt (gyakori, de nem alkot összefüggő telepeket), 4=gyakori (nagyobb kiterjedésű, sűrű állományokkal rendelkeznek, de nem a transzszekt egészén), 5=tömegesen előforduló (a transzszekt teljes hosszában folytonosan, nagy mennyiségben, összefüggő telepeket alkotó faj).

A módszer lényege, hogy a tó vagy folyómeder partvonalán ismert hosszúságú övtranszszektek jelölnek ki. A folyók esetében a transzszekt a folyásiránnyal párhuzamosan, mindkét partszakaszt érintve helyezkedik el, szélessége a folyó szélességétől függően változik. Kisebb tavak esetében a transzszekt mintegy 2-3 m szélességben a tó teljes keresztmetszetén végighúzódik, míg nagyobb tavak esetében a partról a makrofiton vegetáció határáig terjed. A kijelölt transzszektek határait a térképre nagy pontossággal felviszik, majd ezt követően a transzszekten belül pontosan mikroléptékben rögzítik az egyes növényfajok állományhatárait. Az adott transzszekteken belül megadják az egyes növényfajok 1-5 között terjedő tömegességi értékeit a korábban ismertetett módon.

A rögzített adatok alapján megállapíthatóak a módszer mennyiségi paraméterei: az abszolút ($L_a[m]$) és relatív elterjedési hossz ($L_r[\%]$), az átlagos tömegesség (\bar{M}), relatív tömegesség ($RPM[\%]$), átlagos tömegességi indexek (MMT és MMO) és az elterjedési együttható (d) meghatározása.

Abszolút és relatív elterjedési hossz ($L_a[m]$ és $L_r[\%]$). Egy adott faj abszolút elterjedési hossza azoknak a térképezett szakaszoknak az összegzett hossza ahol az adott faj előfordul. Míg a relatív elterjedési hossz lényegében az abszolút elterjedési hossz aránya a teljes térképezett hosszhoz, %-ban kifejezve. Egy adott „A” faj esetében a két érték az alábbiak szerint számolható:

$$L_a[m] = \sum_{k=1}^n L_k \quad \text{és} \quad L_r[\%] = \frac{L_a[m]}{L_{ges}} \cdot 100,$$

ahol L_k =annak k szakasznak a hossza ahol „A” faj előfordul, k =futóindex, n =azoknak a szakaszoknak a száma, ahol adott „A” faj előfordul, L_{ges} =az összes térképezett szakasz hossza.

Átlagos tömegesség (\bar{M}). Egy adott faj átlagos tömegessége az egyes transzszektekben meghatározott tömegességi viszonyok (1 és 5 közötti értékek) kvázi átlagaként számítható az alábbi képlet alapján:

$$\bar{M} = \frac{\sum_{k=1}^n (M_k)^3}{n},$$

ahol M_k =az adott faj egy transzszektre vonatkozó tömegességi értéke, k =futóindex, n =transzszektek száma.

Relatív tömegesség ($RPM[\%]$). A borítással analóg mennyiség. Kifejezi, hogy az összes figyelembe vett faj mennyiségéből mekkora részt tesz ki az adott faj mennyisége (%). Ennek során számolja egy adott faj tömegességének (1-5 kategória) és elterjedtségének (azoknak a szakaszoknak a hossza ahol a faj előfordul) kombinált értékösszegét, majd ezt a többi faj hasonló értékeinek összegéhez viszonyítja. Ennek alapján az RPM értékét a következő képlet alapján számíthatjuk ki:

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

ahol M_i = egy adott faj i szakaszon becsült mennyisége (1-5), L_i az i szakasz hossza és j a növényfajok számának futó indexe.

Átlagos tömegességi indexek (MMT és MMO) és az elterjedési együttható (d). Lehetővé teszi egy adott faj tömegesség és elterjedéshossz kombinációján alapuló mennyiség-egyenletességének mérését. Az MMT esetében a faj mennyiségi értékeit a teljes vizsgált szakaszhozhoz viszonyítjuk, míg az MMO esetében csak azokat a szakaszokat vesszük figyelembe ahol az adott faj előfordul. Ennek alapján a következő képletek alapján számolhatunk:

$$MMT = \sqrt[3]{\frac{\sum (M_i^3 \cdot L_i)}{L}},$$

$$MMO = \sqrt[3]{\frac{\sum (M_i^3 \cdot L_i)}{\sum L_i}},$$

ahol M_i = a faj i folyószakaszon becsült mennyisége (1-5 skála), L_i az i ' folyószakasz hossza, L a folyószakaszok teljes hossza.

Ha az *MMT* és az *MMO* egyaránt magas értéknek adódik akkor a faj a folyó nagy részén jelen van, és az egyes előfordulási helyeken tömeges állományt alkot. Az *MMO* általában nagyobb, mint az *MMT*. Csak Extrém esetekben lehet a két érték egyenlő. Ekkor az adott faj a teljes térképezett területen tömegesen elterjedt. Ha az *MMO* értéke jóval magasabb, mint az *MMT* akkor a vizsgált faj az egész vízfolyás tekintetében nem elterjedt faj, lokálisan egyes helyeken persze lehet domináns. Minél nagyobb a különbség a két érték között, annál pontszerűbb az adott faj elterjedése, de ott ahol előfordul a vizsgált faj tömeges. Abban az esetben ha mindkét érték alacsony az adott faj elterjedésében sem egyedszámában nem számottevő.

$$d = \frac{MMT^3}{MMO^3},$$

A fenti képlet alapján az *MMT* és *MMO* felhasználásával számítható az elterjedési együttható értéke (*d*), ami a két fentebb taglalt viszonyszám arányát fejezi ki.

Az EU *Star* protokoll

A vízminősítés során az egyes vízminták ugyanolyan hosszúságú szakaszokról származnak, emiatt szükségessé vált, hogy a mintavételi szakaszok növényzetének jellemzése is egységesen történjen. Erre szolgál az EU vízkeret irányelvben is szereplő makrofiton mintavételezést szabályozó *Star* protokoll (Bővebben: <http://www.eu-star.at/frameset.htm>). A *Star*-protokoll a terepi mintavételezés lényegét illetően megegyezik a korábban ismertetett Kohler-módszerrel, csak annak egy egységesített, mintavételezés érdekében szabványosított formája.

A protokolban ennek megfelelően a következő szabványokat írják elő: A növényállományok felmérése (mennyiségi skála) megegyezik a Kohler módszer értékeivel. A felmért szakaszok hossza a folyóvizek esetében egységesen 100 m. Állóvizek esetében minimum négy darab 100 m-es szakaszt kell felmérni, és azok során kapott értékeket kell átlagolni. Az adatok kiértékelése során nem egységes, ennek megfelelően nem általános az *RPM*, *MMT*, *MMO* és *Lr* értékeket számolása, hanem minden országnak saját értékelési rendszere van. A felvételezések során a mintavételi hely hidromorfológiai és geomorfológiai sajátosságainak leírása is kötelező.

Kvantitatív módszerek

Vízi növényállományok borítása

Vizes élőhelyek vegetációjának felmérése némileg eltér a szárazföldi növényzet esetében megszokottaktól. ennek legfőbb oka a vízborítás jelenléte. A borítás becslése, az egyedszám felvételezése és a vegetáció egységeinek már csak a megközelítése is igen nehéz helyzet elé állítja a botanikust. A borítás fogalma teresztris vegetáció esetében a "növények föld feletti hajtásainak a talajra eső merőleges vetülete által elfoglalt terület, százalékosan kifejezve". Ez a borítás-fogalom vizes élőhelyek esetében jelentős átgondolásra szorul. Képzeljük csak el, hogy egy tóban a vízfelszín közelében lebegő hínárnövény nemcsak a víz felszínén terül el, hanem kitölti az alatta rendelkezésre álló teret is. A felszínen, a víz alatt lebegő növény leveleinek csak töredékét láthatjuk, a többi, amely egyébként a felszínről legtöbb esetben nem is látható mélyebb rétegekben van. Több faj esetében az egymás alá és fölé kiterülő növényi hajtások csak fokozzák a becslés nehézségét és így a szubjektív becslési hibát.

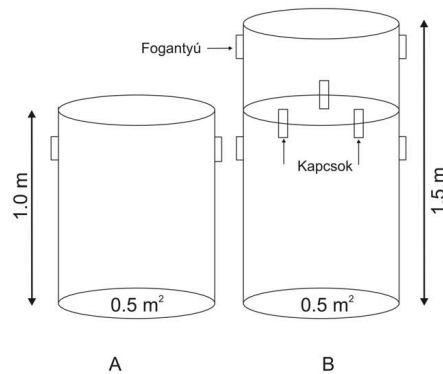
Ennek a problémának a megoldása lehet a szárazföldi vegetáció felmérésekor is gyakran alkalmazott szintenkénti borításbecslés. Ennek végrehajtásában segítséget jelent az ún. SCUBA technika, ami a hidrobiológiai mintavételezésben gyorsan terjed. Alapja a könnyűbúvár képesítés, amellyel a speciális mintavevő felszerelés használatát sajátítjuk el. A módszer előnye, hogy *in situ* a víz alatt tudjuk a mintavételt elvégezni. A módszert nem csak a hidrobotanikában, hanem a hidrobiológia állattani felméréseire is használják (pl. csigák, kagylók mintavételezésére). A hidrobotanikai alkalmazás roppant egyszerű. A víz fenekére merülve a víz mélyére süllyedő kvadrát valamint vízálló papír és ceruza segítségével cönológiai felvételeket kell készíteni. Alkalmazása kizárólag tiszta vizekben lehetséges, ahol a látótávolság ezt megengedi, hiszen a szintek felvételezéséhez azonban továbbra is a víz alá kell merülni és ennek során üledékes vizekben felkavarhatjuk az üledéket ami a látótávolság csökkentése révén a becslés pontosságának csökkenéséhez vezet.

Végezhetjük a felmérést, mintha a mélyebb rétegekben levő növények is víz felszínén borítanának azaz eltekintünk a több borítási rétegtől. Sekély vizekben, mint amilyen hazai vizeink túlnyomó része, ez a módszer a legáltalánosabban használt (a módszer ekkor gyakorlatilag megfelel a mintateres borításbecsléssel). A mélyebb vizekben a fentebb említett gyakorlati nehézségek miatt a hínár és mocsári növények cönológiai felvételezéséhez fokozottan ajánlott a következőkben ismertetésre kerülő mennyiségi fiomassza mintavétel.

Vízinövények fitomasszája

A teresztris mintavételekhez hasonlóan a növényzet mennyiségi viszonyainak objektív becslési módja a növényi biomassza mintavétel. A hidrobotanikában, és különösen a hidrobiológiai mennyiségi

mintavételezésekben, a víz mélysége jelentősen befolyásolja a mennyiségi minták eredményét. Vizes közegben a szárazföldi közösségek többségétől eltérően a lágyszárú szint is vertikális rétegekre tagolódik. Vizes közeg esetében így nem ismert területű, hanem ismert térfogatú mintavételi egységeken történik a mintavétel. Vizes élőhelyeken a legegyszerűbb módszer a mennyiségi mintavétel során a víz felszínén úszó, nyitott oldalú mértani test, amelynek a felszínén úszó oldala maga a kvadrát. Gyakorlati szempontból ezt egy fakerettel oldják meg, amelynek oldalairól súlyozott madzagok lógnak a vízbe, kijelölve így a mintavételi térfogatot. A mennyiségi mintát a kereten belülről veszik, háló és olló segítségével. A probléma ezzel a módszerrel a nyitott oldalakon ki- és belógó növényi részek jelentik, amelyek a mintavétel során szabadon ki és beúszhatnak a mintavevőből, pontatlanná téve az eredményeket. Ennek kiküszöbölésére fejlesztették ki az *Aqualex*



30. ábra. Az *Aqualex* mintavevő (A) bővítéssel (B) (Nagy et al. 1998 alapján)

mintavevőt (Nagy et al. 1998, 30. ábra). Az Aqualex jól bevált eszköze a vízi növényállományok felmérésének, bár ezt az eszközt makroszkópikus vízi gerinctelenek mennyiségi mintavételéhez fejlesztették ki. Alapterülete $0,5 \text{ m}^2$, magassága 1 m. A mintavevő lehelyezéséhez szükséges lendület és a lehelyezés utáni stabilitás elérése érdekében fontos, hogy a mintavevő fémből (alumínium) készüljön. Alsó pereme kiélezett, hogy az alászoruló növényi részeket elvágja. A mintavevő felső részén bővíthető (1,5 m-ig), ami mélyebb vizekben is alkalmassá teszi a mennyiségi mintavételre. A mintavevőt csónakból és partról egyaránt használhatjuk. Fontos, hogy a mintavétel során a mintavevő belsejében lemérjük a víz mélységét a pontos mintatérfogat meghatározásához.

Ajánlott irodalom

- Bonham D. C. 1989: *Measurements for terrestrial vegetation*. John Wiley and Sons, New York.
- Borhidi A. 1993: *A Magyar Flóra Szociális Magatartás Típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs.
- Borhidi A. 2003: *Magyarország növénytársulásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Braun-Blanquet J. 1951: *Pflanzensoziologie*. Springer Verlag, Wien, 2. bővített kiadás.
- Cain S. A. et Castro M. O. 1959: *Manual of vegetation analysis*. Harper and Brothers, New York.
- Chapman S. B. 1976: *Methods in plant ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Csontos P. 2001: *A természetes magbank kutatásának módszerei*. Scientia Kiadó, Budapest.
- Dierschke H. 1994: *Pflanzensoziologie*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Dospekhov B. A. 1979: *Field Experimentation*. Mir Publishers, Moscow.

- Ellenberg H., Weber H. E., Dull R., Wirth V., Werner W. et Paulissen D. 1992: *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica* 18, Goltze, Gottingen.
- Égető G. et Medvecz G. 1989: *Erdőrendezéstan I-III*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Fekete G., Molnár Zs. et Horváth F. (szerk.) 1997: *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Felföldy L. 1943: *Növényzociológia*. A szerző kiadása, Debrecen.
- Greigh-Smith P. 1983: *Quantitative plant ecology*. Blackwell, Oxford, 3. kiadás.
- Grime J. P. 1979: *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley and Sons, Chichester.
- Harper J. L. 1977: *Population Biology of Plants*. Academic Press, London.
- ter Heerdt G. N. J., Verweij G. L. Bekker R. M. et Bakker J. P. 1996: An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* **10**: 144-151.
- Hynes H. B. N. 1970: *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press, Toronto.
- Iversen J. 1936: *Biologische Pflanzentypen als Hilfsmittel in der Vegetationsforschung*. Levin und Munksgaard, Kopenhagen.
- Kershaw K. A. et Looney, J. H. 1985: *Quantitative and Dynamic Plant Ecology*. Edward Arnold Ltd., Victoria, Australia, 3. kiadás.
- Knapp R. 1971: *Einführung in die Pflanzensoziologie*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Knapp R. (szerk.) 1974: *Vegetation Dynamics*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.

- Kárpáti I., Kárpáti V. et Borbély Gy. 1968: Magyarország elterjedtebb ruderális gyomnövények synökológiai besorolása. *A keszthelyi Agrártudományi Főiskola Közleményei* **10**: 1-40.
- Kohler A. et Janauer A. 1995: Zur Methodik der Untersuchungen von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. In: Steinberg C.H., Bernhardt H., Lapper H. (szerk.): *Handbuch angewandte Limnologie*. Ecomed-Verlag.
- Kun A. et Molnár Zs. (szerk.) 1999: *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer XI. Élőhely térképezés*. Scientia Kiadó, Budapest.
- Leadem C., Gillies S. L., Yearsley H. K., Sit V., Spittlehouse D. L. et Burton P.J. 1997: *Field Studies of Seed Biology*. Ministry of Forests Research Program, British Columbia.
- Leck A. M., Parker T. V. et Simpson R. L. 1989: *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego.
- Lieth H. F. H. (eds.) 1978: *Patterns of Primary Production in the Biosphere*. Benchmark Papers in Ecology 8, Dowden, Hutchinson and Ross, Inc., Stroudsburg, Pennsylvania.
- McArthur R. H. et Wilson E. O. 1967: *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Milner C. et Hughes R. E. 1968: *Methods for the Measurement of the Primary Production of Grassland*. Blackwell, Oxford.
- Mueller-Dombois D. et Ellenberg, H. 1974: *Aims and methods in vegetation ecology*. John Wiley and Sons, New York.
- Nagy S., Dévai Gy., Tóth A., Kiss B., Olajos P., Juhász P., Grigorszky I., Miskolczi M. 1998: Aqualex: Egy új mintavételi eszköz és módszer a hínár és mocsári növényzettel borított víztestek makroszervezeteinek mennyiségi vizsgálatára. *Hidrológiai Közlemény* **78**: 377-378.
- Pyšek P., Prach K., Rejmánek M. et Wade M. (szerk.) 1995: *Plant Invasions*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

- Simon T. 1988: A hazai edényes flóra természetvédelmi érték-besorolása. *Abstracta Botanica* **12**: 1-23.
- Simon T. 1992-2000: *A magyarországi edényes flóra határozója* (harasztok - virágos növények). Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 1-4 kiadás.
- Symoens, J. J. 1988: *Vegetation of inland waters*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Sopp L. et Kolozs L. 2000: *Fatömegszámítási táblázatok*. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- Southwood T. R. E. 1984: *Ökológiai Módszerek*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Soó R. et Zólyomi B. 1951: *A növényföldrajzi térképezési tanfolyam*. Kézirat, Vácrátót.
- Soó R. 1965: *Növényföldrajz*. Tankönyvkiadó, Budapest.
- Soó R. 1964-1985: *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I-VII*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Sutherland W. J. 1996: *Ecological Techniques*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Török P. et Tóthmérész B. 2010: *Növényökológiai alapismeretek*. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen, 2. bővített és javított kiadás.
- Whittaker R. H. (edit.) 1980: *Classification of Plant Communities*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.
- Zólyomi B., Baráth Z., Fekete G., Jakucs P., Kárpáti I., Kárpáti V., Kovács M. et Máthé I. 1967: Einreihung von 1400 Arten der ungarischen Flora in ökologischen Gruppen nach TWR-zahlen. *Fragmenta Bot. Mus. Hist. Nat. Hung.* **4**: 101-142.

A szerzőkről

Dr. Török Péter a Debreceni Egyetem TTK Ökológiai Tanszékének egyetemi adjunktusa. Doktori (Ph.D.) értekezését 2008-ban védte meg „A magkészlet szerepe gyepek közösségek regenerációjában” címmel. Kutatási területe gyepek közösségek térbeli mintázata és magbankja, valamint eltérő típusú gyepek spontán szekunder szukcessziója és helyreállítása.

Dr. Lukács Balázs a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság ökológiai szakreferense. Doktori (Ph.D.) értekezését 2009-ben védte meg „Felső-Tiszai holtmedrek hínár- és mocsárinövény közösségeinek növényökológiai vizsgálata” címmel. Kutatási területe a hínárnövény fajok florisztikai és ökológiai sajátosságai illetve a nedves szikes gyepek vegetációdinamikai vizsgálata.

Prof. Dr. Tóthmérész Béla a Debreceni Egyetem TTK Ökológiai Tanszékének tanszékvezető professzora, a Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola (biológia és környezettudomány) vezetője. Biológus-ökológus diplomáját 1983-ban kapta a KLTE-n (Debrecen). 1996 óta a biológia tudomány doktora. Kutatási területe a kvantitatív ökológia. Munkássága átfogja az ökológia és a szupraindividuális biológia teljes spektrumát a botanikai, zoológiai, hidrobiológiai, természetvédelmi, konzervációbiológiai és környezetstatisztikai vonatkozásokat is beleértve.