

RABATAIMKATTE KLASSIFITSEERIMISE PRINTSIIBID JA ÜHIKUD

V. Masing

I. Sissejuhatus

Geobotaanikas on probleeme, millega põrkab kokku igaüks, kes asub taimkatet kirjeldama ja uurima, vaatamata sellele, kus või millisel eesmärgil uurimistöö toimub. Ja isegi need, kes ei taha laskuda fütotsönoloogia põhiküsimuste ümber toimuvasse teoreetilisse diskussiooni, kasutavad praktikas tahtmatult ikkagi ühe või teise koolkonna teoreetilisi kontseptsioone või loovad endale omandatud teadmiste ja kogemuste põhjal oma meetodi.

Selliste kesksete küsimuste hulka kuuluvad eelkõige taimkatteühikute eristamise, piiritlemise ja klassifitseerimise probleemid. Nõuab ju igasuguse objekti tundmaõppimine kõigepealt selle väljaeraldamist, piiritlemist ja süstematiseerimist (kas või ainult talle nime andmise otstarbel). On teadusalasid, kus objekti eristamine ei valmista raskusi: nii näiteks rakud, koed, organid, üksikisendid on neid uurivatele bioloogiaharudele enamasti hästi eristatavateks objektideks. Märksa raskemas olukorras on teadlased, kes uurivad geograafilist keskkonda või selle üksikuid külgi — taimkatet, mullastikku, kliimat. Meid ümbritsevas maastikus leiame harva teravaid piire, nagu näiteks veekogu kallas või kuristiku serv (ja siingi on selge piiri tõmbamine mõeldav vaid teatava täpsusega) — enamasti on looduslikud ühikud seotud omavahel siirdealadega või vahepealsete ühikutega ning uurija peab kuidagi eristama ja piiritlema üht ühikut teisest. Ulesande muudab veelgi raskemaks see, et loodusmaastiku ühikud on väga mitmesugused oma ulatuselt, vanuselt, arengu- ja väljakujunemisastmelt; nad asetsevad tihti üksteise sees või on omavahel keerukalt läbi põimunud. Kõikides teadusalades, kus sellised probleemid on tõusnud eriti teravalt päevakorrale — geograafias (eriti maastikuteaduses), geobotaanikas, metsanduses (metsatüpoloogias) jt. — on puhkenud aastakümneid kestvad diskussioonid.

Fütotsönoloogiliste ühikute ümber on eriti palju piike murtud. Kõrvaltvaatajaile on see diskussioon tundunud arusaamatuna, eriteadlased võivad aga väita, et vaatamata mõningatele viljatutele

kõrvalepõigetele on vaidluses siiski paljugi selgunud ja suurt hulka küsimusi võib pidada lahendatuks.

Geobotaaniliste diskussioonide tähtsus ei piirdu ainult selle teadusala raamidega. Taimkatteühikuid kasutavad kõik välisuurimistöid teostavad loodusteadlased ja looduslike ressursside kasutuselevõtuga tegelevad rakendusvalade töötajad; kõik nad nõuavad geobotaanikult vastust, kuidas liigitada ja kuidas nimetada looduslikku taimkatet.

Käesoleva töö ülesandeks on kaasaegsete vaadete valgusel analüüsida rabade¹ taimkatte klassifitseerimise aluseid. Kuigi taolisi ülevaateid geobotaanika teooria küsimustest seoses sootaimkatte uurimisega on ilmunud varemaltki (näiteks põhjalik uurimus Tuomikoskilt, 1942) on vahepeal nii geobotaanika kui ka sooteadus teinud suuri edusamme, eriti Nõukogude Liidus, mistõttu osa varasemaid seisukohti tuleb võtta revideerimisele. Liiatigi on geobotaanika teooria Eesti NSV-s leidnud sõjajärgseil aastail vähe viljelemist (V a g a, 1953; T r a s s, 1955) ja palju aktuaalseid kohtadel tõusnud probleeme on veel lahendamata.

Sootaimkatte kaasaegne klassifikatsioon baseerub olulisematel sellealasel uurimistöel saavutustel. Sellepärast on autor pidanud tarvilikuks anda eelkõige lühike ülevaade sootaimkatte klassifikatsiooni kujunemise käigust, peatudes lähemalt mõnedel tähtsamatel klassifikatsiooniskeemidel. Alljärgnev ülevaade ei hõlma regionaalsete suurühikute (soode valdkondade) uurimise ajalugu; viimane on lühidalt kokku võetud K a t z'i (Kač) 1948. a. töö alguses.

II. Ülevaade sootaimkatte klassifikatsiooni kujunemise käigust

Nagu teistegi teaduslike klassifikatsioonide väljakujunemisel, nii ka sooteaduses väljendasid esimesed liigitused igapäevases elus tuntud ühikuid, milledele on kujunenud keeles eri nimetused. Selliste stiihiliselt väljakujunenud ühikute eristamine toimus muidugi jämedate praktilist laadi tunnuste alusel. Et ainult vastavas maa-kohtas sageli esinevad ja küllalt iseloomulikud ühikud omandavad kõnekeeles üldnimetuse, siis sellised esimesed liigitused olid tüpoloogilist laadi ja kajastasid kõige ilmekamaid maastikulisi taimkatteühikuid. Esimesed sellised soode liigitused on avaldatud juba 17 sajandil (B o a t e, 1652, ref. G o r h a m i järgi, 1953; lk. 259). Meie soode esimene selletaoline jaotus on antud H u e c k i l (1845), kes eristab madalsoid («Soo», Wiesenmoor) kõrgsoodest («Rabba», Hochmoor) ja soo-puisniitudest («Paijo», bewachsende Sumpfwiesen).

Teaduslikest soode ja sootaimkatte klassifikatsioonidest saame kõnelda alles siis, kui hakkasid selguma soode arengut ja nende välisilme mitmekesisust mõjutavad tegurid ja viimaseid hakati kasutama soode liigitamiseks. Esimesed teaduslikud soode liigi-

¹ Käesolevas töös on rabasid (e. kõrgsood) käsitletud kui soode üht esinevormi ja arenguastet.

tused on antud Lesquereux' (1844), Tanfiljevi (Танфильев, 1898, 1900) ja teiste töödes.

Oluline tõus soode klassifitseerimise tasemes toimub käesoleva sajandi algul, mil ilmuvad suundarajavad Weberi (1902, 1908) ja Cajanderi (1913) tööd. Weberilt pärineb soode üldtuntud kolmikliigitus (madal-, siirde- ja kõrgsood). Cajanderi jaotus on tänini aluseks skandinaavia uurijate tüpoloogilisele süsteemile; tema teeneks on ka metsa- ja sootüüpide õpetuse propageerimine ja juurutamine praktikasse. Cajander jaotab kõik sootüübid nelja rühma alumiste taimkatterinnete botaanilise koosseisu alusel: Weissmoore (soome keeles *nevat*), Braunmoore (*letot*), Reisermoore (*rämet*) ja Bruchmoore (*korvet*); igaühes neist on terve astmestik mitmesuguse troofsusega sootüüpe. Selle süsteemi vooreseks on ühikute hea eraldatavus (eriti Soome tingimustes) ja põhiühiku — sootüübi suurus, mis on võimaldanud tüpologia laialdast rakendamist praktikas. Puuduseks võib lugeda aluseks võetud kriteeriumi ühekülgstust, eraldatust soode arengut määravate tegurite kompleksist, mistõttu see botaaniline klassifikatsioon pole läbinisti maastikuline ega geneetiline.

Samal ajal ilmus Abolini (Аболин, 1914) originaalne töö. Abolin vaatleb väljaeraldatud tüpoloogilisi ühikuid kui soo arenguprotsessi staadiume, kusjuures soo areng võib kulgeda mööda erinevaid, kuid rööbitisi radu. Ühikute eraldamine toimub maastiku arengut juhtivate tegurite alusel (tabel 1)

Tabel 1

R. Abolini taimkatteühikute klassifikatsiooni skeem

Taksonoomiline ühik	Ühikute eristamise kriteerium	Näide
epigeneem (=kogu Maa pind)		
epitsoon	kliima	
epioblast	pinnaehitus	
epitüüp	asend, veerežiim, inim-mõju	<i>Paludes</i> — болотный тип
epiformatsioonide rühm	arengufaas (soo toitumis-režiimi alusel)	<i>Spongium</i> — мшара (=taba)
epiformatsioon	taimkatte iseloom	<i>Spongium nanopinosum</i> (=kääbusmänniraba)

Hilisemas töös (1928) on Abolin asendanud ladinakeelsed tüübinimetused eesti keelde raskesti tõlgitavate venekeelsetega ja esitanud oma süsteemi täiendatud kujul tabelina (vt. Тюренов, Тюренов, 1948, lk. 80), milles püstridades on antud tüüpide rühmad niiskushulga alusel ja rõhtridades tüübid toitvate vete iseloomu alusel. Vaatamata teatavale skematismile oli Abolini

mitmekülgne skeem rõõmustavaks erandiks sama perioodi rohkete puht-floristiliste ja fütosotsioloogiliste klassifikatsioonide taustal, nagu märgiti juba selle ilmunisel (Меštšerjakov, Мещеряков, 1929).

Nimelt hakkasid käesoleva sajandi kolmekümnendail aastail kiiresti levima fütotsönoloogiliste koolkondade (eriti Du Rietz, 1921, 1930; Braun Blanquet, 1921) vaated, mis kajastusid tugevasti ka soode taimkatte uurimisel. Tolle aja fütotsönoloogide teeneks on tähelepanu pööramine taimekoosluste struktuurile ja koosseisule, mis toimus käsikäes detailsema uurimismetoodika väljatöötamisega; süvenemine tsünooside vormi uurimisse aga tingis taimekoosluste ökoloogilise aluse — keskkonnatingimuste osatähtsuse alahindamise, mõnel juhul isegi ignoreerimise. Taimkatteühikute eristamine üha peenemate vormidetailide alusel põhjustas klassifikatsioonide põhiühikute vähenemise ja uurijate huvi koonduumise pisiühikute võrdlemisele ja süstematiseerimisele. Kui veel lisada, et fütotsönoloogid pürdusid enamasti võimalikult stabiilsete, keskkonnatingimustest ja inimõjust vähemuutunud taimekoosluste uurimisega, siis on mõistetav toleaege fütotsönoloogia isoleerumine koostööst teiste teadusaladega (ökoloogia, maastikuteadus) ja irdumine praktikast.

Fütotsönoloogiliste pisiühikute eelistamine kajastus ka soode taimkatte uurimistödel Nõukogude Liidus (Bogdanovskaja Guihéneuf, Богдановская Гиенэф, 1928; Katz, 1930, 1936 jt.).

Fütotsönoloogilise suuna kõige tähtsamaks ja järjekindlamaks esindajaks nõukogude soo-geobotaanikute hulgas on J. Zinserling (Цинзерлинг, 1932, 1938) Zinserling on kasutanud sootaimkatte klassifitseerimiseks tervet rida taksonoomilisi ühikuid kuni taimkonnatüübini (vt. tabel 2).

Tabel 2

J. Zinserlingi sootaimkatte klassifikatsiooni skeem

Taksonoomiline ühik	Vastava ühiku eristamise kriteerium	Näide
taimkonna tüüp — тип растительности	põhilise edifikaatori eluvorm	hüdروفилsete sammalde t. — гидрофильно-моховой т. р.
formatsioonide rühm — группа формаций	põhilise edifikaatori ökoloogiline iseloom	oligotroofsete sfagnumite form. rühm — олиготрофно-сфагновая г. ф.
formatsioon — формация	põhiline edifikaator	<i>Sphagneta-fusci</i>
assotsiatsioonide rühm — группа ассоциаций	teisejärgulise edifikaatori eluvorm	<i>Sphagneta-fusci fruticulosa</i>
assotsiatsioon — ассоциация	teisejärguline edifikaator	<i>Sphagnetum-fusci nanae-betulosum</i>

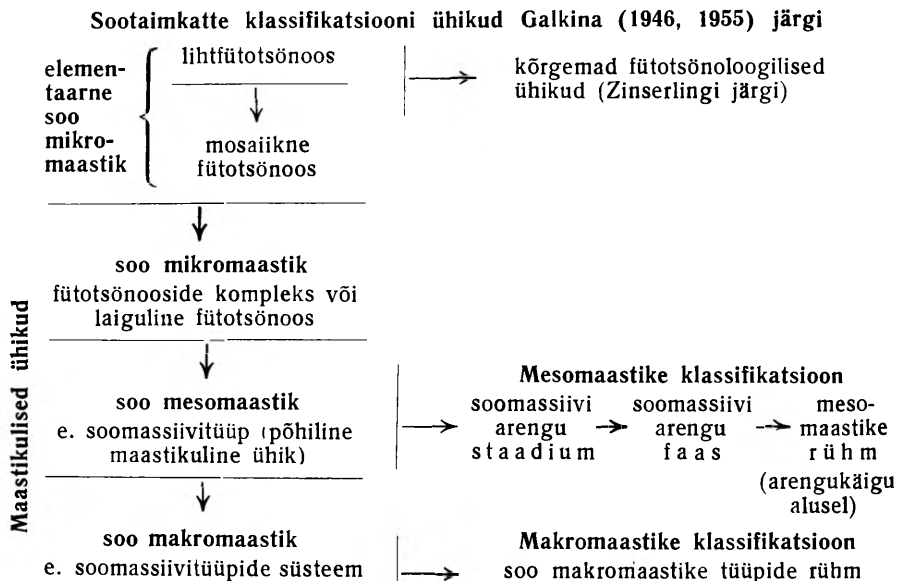
Zinserlingi klassifikatsiooni iseloomustab järjekindlus ühikute eristamise alustes, kusjuures on tehtud rangelt vahet soode maastikuliste ja fütotsöoloogiliste ühikute vahel, sest autor leiab, et maastikulisi tunnuseid ei tohi taimkatte klassifitseerimisel kasutada (1938, lk. 369) See vaade on leidnud põhjendatult taunimist (R a m e n s k i, Р а м е н с к и й, 1952, lk. 193). Kõige olulisemaks puuduseks tuleb aga pidada asjaolu, et põhiühikuiks peetakse sel juhul pisiühikuid, mis esinevad soodes (eriti rabades ja siirdesoodes) äärmiselt väikesepinnaalsete laikudena. Nii näiteks rabades esinevad sageli mättad, millel võime loendada kümme-konk assotsiatsioonilaiku mitmest formatsioonist ühel ruutmeetril, ühe lauka või älve kaldaribas võime aga tihti jälgida isegi mitme suurima fütotsöoloogilise taimkatteühiku — taimkonnatüübi kõrvutiesinemist. Peale muu on ebaseadlikult kohmakad Zinserlingi poolt kasutusele võetud nimetused: nii on näit. älvastes valitsev «hüperhüdروفиллsete eurütroofsete sfagnumite formatsioonirühm». Neid nimetusi on teravalt kritiseerinud kui igandit teaduses juba akad. B. K e l l e r (К е л л е р, 1951, lk. 25).

Siirdumine üha väiksemate ühikute uurimisele (eriti skandinaavia koolkonna töödes) kutsus õige pea välja vajaduse käsitleda ka suuremaid taimkatteühikuid, mis olid varasemal perioodil uurimisobjektiks, kuid hiljem, uute, täpsemate meetodite kasutuselevõtul osutusid killustatuiks. Lootus, et väiksemate ühikute detailne uurimine annab kujutluse ka nendest suurematest ühikutest, milledeks nad koonduvad, täitus vaid osaliselt. Suur osa kõrgemaid fütotsöoloogilisi ühikuid osutus abstraktseteks teoreetilisteks mõisteteks, mis mahutasid teatava vormitunnuse poolest ühesuguseid (mitte aga igakord kasvukohalt lähedasi ja seetõttu looduses lähetikku esinevaid) taimekooslusi ja olid seepärast tihti kasutamatud suuremate looduslike taimkatteühikute iseloomustamiseks. Pealegi suuremad ühikud sootaimkattes on tihti selgesti väljenduva mosaiikusega, koosnedes fütotsöoloogiliselt erinevat tüüpi koosluste fragmentidest. Nende uurimisel jõuti peagi assotsiatsiooni kompleksini (D u R i e t z, 1917; S u k a t š o v, С у к а ч е в, 1928), assotsiatsioonidest (*s. str*) koosneva kompleksse ühikuni, mis sageli sisult oli üheväärne varasemate uurijate poolt kasutatud laia põhiühikuga; seega jõuti uuesti looduses kaheldamatult esineva kategooriani, millele on eri aegadel antud eri nimetusi.

Kui pisiühikutega — sotsiatsioonidega, sünuusidega jt. tegelevale fütotsöoloogile jäid suuremad ja kompleksed ühikud paremal juhul ikkagi teisejärguliseks uurimisobjektiks, siis need geobotaanikud, kes asusid taimkatet kaardistama või lahendama praktilisi ülesandeid, pidid tahes-tahtmata osutama suuremaile ühikuile peamise tähelepanu. Seepärast hakkab eriti Nõukogude Liidus, kus geobotaanika on lahutamatu seotud praktikaga, soo-geobotaanikute huvi komplekssete ühikute vastu üha suurenema ja rida autoreid nõuab nende eristamist, uurimist ja paraku tihti enda

poolt loodud nimega nimetamist, (Galkina, Галкина, 1946: «mikromaastik»; Lopatin, Лопатин, 1954: «faatsies»; Tjurgemnov, 1948: «fütotsönoos»; viimase nimetuse ebakohasus on põhjustanud õigustatud kriitikat, mille tõttu see on asendatud «pinna-tüübi», samuti ebakohase nimega) On väga sümptomaatiline, et olulisemad saavutused sooteaduses viimaseil aastail — näit. Ivanovi soohüdroloogia (Иванов, 1953), turbalasuundi tüüpide seostamine taimekatte iseloomuga, sootüüpide viljelusväärtuse ja kuivenduskõlblikkuse määramine (eriti soome autorite töödes) jt. — tuginevad mitte palju-uuritud pisiühikutele, vaid just nendele erinevalt nimetatud, kuid ühesuguselt mõistetud komplekssetele taimekatteühikutele. Samuti hakkab selguma, et sellised ühikud moodustavad omaette suurusastmete (taksonoomiliste ühikute) rea, mis on lähedased maastikuühikutele (Galkina, 1946; Lopatin, 1954). Sootaimekatte kompleksed ühikud on kõige ülevaatlikumal kujul esitatud Galkina (1946) töös (tabel 3); neid on kasutatud põhilise alusena ka käesolevas töös.

Tabel 3



Märkus. Püstreas ülalt alla paiknevad suurenevad järjestuses kvalitaativselt erinevad sootaimkatte ühikud, millest iga eelmine suhtub järgnevasse nagu osa tervikusse. Põikridades on näidatud vastavate ühikute klassifitseerimise viisid; siin suurenevad ühikud vasakult paremale, kusjuures iga järgmine koondab sarnaseid ühikuid üldisemaks, vähem ühiseid tunnuseid sisaldavaks ühikuks.

Galkina klassifikatsioon, mis seostab kõik seni tuntud sootaimkatteühikud üheks loogiliseks süsteemiks, on oluliseks üldistuseks. Täpsemalt Galkina skeemi analüüsides selguvad siiski mõned vaieldavad detailid.

1) Kõige lihtsam «maastikuline» ühik — elementaarne mikromaastik —

on halvasti ühendatav Zinserlingi väga väikesemahuliste fütotsönoloogiliste ühikutega.

2) Geograafiliselt erinevais piirkondades olevad kaasaegsed soomassiivtüübid ei saa olla kõik ühe arengurea staadiumideks, sest igas piirkonnas on soode areng pärast jääaega olnud mõnevõrra erinev ja selle astmed pole samastatavad teistes piirkondades kujunenud väliselt sarnaste staadiumidega. (Analoogilisele eksimusele Viljamsi mulla tekkeprotsessi teoorias on juhitud korduvalt tähelepanu, näit. Силова, Шилова, 1953.)

3) Häirivana mõjub ka terminite raskepärasus ja keeleliselt «hübriidne» tuletusviis.

III. Soo taimkatteühikute kvalitatiivselt erinevad suurusastmed

Võttes arvesse geobotaanika ja maastikuteaduse arengus väljakristalliseerunud vaateid taimkatteühikute iseloomule ning taimkatte klassifikatsiooni põhiküsimustele üldse ja soode klassifitseerimise seniseid saavutusi eriti, võib tulla järgmistele järeldustele.

1. Mitmesugusel ajal ja mitmesugustes maades töötanud uurijad, rakendades sageli erinevaid teoreetilisi lähtekohti ja meetodeid, on rabade taimkattes välja eraldanud rea enam või vähem ühesuguse mahuga ühikuid. See tõendab veelkordselt nõukogude geobotaanikas üldiselt tunnustatud seisukohta, et taimkatteühikud kajastavad looduses objektiivselt esinevaid nähtusi ja pole vaid teadlaste poolt suvaliselt loodud süstematiseerimiskategooriad.

2. Kui võrrelda eri autorite poolt kirjeldatud ühikuid omavahel, selgub, et need grupeeruvad teatavatesse rühmadesse, mis erinevad üksteisest vähemalt suuruse poolest. Lähem tutvumine taimkatteühikute niisuguste suurusrühmadega näitab, et need ei erine mitte ainult kvantitatiivselt, vaid ka kvalitatiivselt: igas suurusrühmas on erinev liigitamise alus, mis on tingitud omakorda vastavaid taimkatte kategooriaid väljakujundavaist tegureist. Sellisteks kvalitatiivselt erinevateks suurusastmeteks sootaimkattes on vähemalt järgmised (ulatus suurenemise järjestuses):

a) t a i m e k o o s l u s e f ü t o t s ö n o o s (s. str.), mida eristatakse liigilise koosseisu (eriti edifikaatorliikide, dominantide, karakterliikide jt.), rindelise struktuuri ja kasvukoha erinevuste alusel ning mis hõlmab soode tingimustes alasid suurusega ligikaudu $\frac{1}{4}$ kuni mitusada ruutmeetrit;¹

b) s o o t a i m e k o o s l u s t e k o m p l e k s, mis koosneb kahest või rohkemast seaduspäraselt koos- (kõrvu-)esinevast ja vastastikku olenevast taimekooslusest ja mida eristatakse teistest

¹ Taimekooslus kui looduslik nähtus tuleb ilmsiks ka muude väga mitmesuguste tunnuste põhjal taimkatet liigitades. Vastavalt tunnustele ja meetoditele, mida sealjuures kasutatakse, võib saada pinnalt väga mitmesuguse suurusega ühikud, mis aga vastavad kõik kasutatavatele taimekoosluste definitsioonidele ja võiksid seetõttu kanda ka taimekoosluse üldnimetust. Kuigi meil kasutatakse taimekoosluse mõistet laia üldmõistena, ei ole siiski soovitatav seda kasutada järgnevalt toodud taimkatteühikute, eriti kõrgemate jaoks.

Taimekoosluste klassifitseerimise ühikud eri autoreil

Autor	Klassifitseeritava objekti nimetus vastaval autoril	Vastava autori poolt kasutatava klassifikatsiooni ühikud suuruse järjestuses mahu alusel kohakuti (näited esitatud <i>kursiivis</i>)		
		Madalamad ühikud	Põhiühik	Kõrgemad ühikud
Du Rietz, 1921, (samuti Osvald, 1923)	Pflanzengesellschaft	Assoziationsfragment —	Assoziation —	Assoziationsgruppe — Formation — jt. <i>Calluna vulgaris</i> — <i>Sphagnum fuscum</i> -Ass. <i>Sphagno-paludiherbosa</i>
Богдановская-Гиенэф, 1928	Растительное сообщество	Ассоциация Формация <i>Call. vulgaris</i> — <i>S. fuscum</i> <i>Sphagneta fusci</i>		
Du Rietz, 1930	Pflanzengesellschaft	Soziation — Konsoziation — Assoziation — Federation — Subformation ...		
Paasio, 1933 (Cajanderi, 1913 eeskujul)	Pflanzenverein (Pflanzengesellschaft)	Vegetationstypen (Moortypen) <i>Calluna</i> — <i>S. fuscum</i> -Moore <i>Calluna</i> -Moore		Hauptmoortypen — <i>Reisermoore</i>
Paasio, 1935—1939 (Du Rietz, 1928 eeskujul)	Pflanzengesellschaft	Variante <i>Ledum palustre</i> -Var.	Soziation <i>Call. vulgaris</i> — <i>S. fuscum</i> —Soz.	<i>Torfmoosreiche</i> <i>Zwergstrauchmoore</i> <i>Zwergstrauchmoore</i>
Цинзерлинг, 1938 (ка Лопатин, 1951 jt.)	Растительное сообщество	Ассоциация — Группа ассоциаций — Формация <i>Sphagnetum fusci</i> <i>Sphagneta fusci</i> <i>Sphagneta callunosum</i> <i>fruticulosa</i> <i>fusci</i>		
Käesoleva töö autoril	Taimekooslus e. fütotsõnoos (раст. сообщество)	Sotsiatsioon — Assotsiatsioon — Assotsiatsioonide rühm <i>Ledum palustre</i> — <i>S. fuscum</i> <i>Calluna vulgaris</i> — <i>S. fuscum</i> <i>Mätaste assotsiatsioonid</i>		

Taimekoosluste komplekside klassifikatsiooni ühikud eri autoreil

Autor	Klassifitseeritava objekti (kompleksi) nimetus vastaval autoril	Vastava autori poolt kasutatava klassifikatsiooni ühikud (näited <i>kursiivis</i>) Põhiühik Kõrgemad ühikud
Cajander, 1913 (samuti Paasio, 1933)	Kombination von Moortypen	(klassifitseeritud koos vegetatsiooni-tüüpidega, vt. tabel 4)
Osvald, 1923 (Du Rietz, 1921 eeskujul)	Assoziationskomplex oder Komplex	Haupttypus (<i>Regenerationskomplex</i>)
Богдановская-Гиенэф, 1928	Комплекс ассоциаций	Комплекс ассоциаций или комплекс
Du Rietz, 1930	Phytocoenosenkomplex (Mosaikkomplex u. Zonationskomplex)	
Цинзерлинг, 1938	Мозаичный комплекс ассоциаций	Комплекс (kõrgemad ühikud koostisosade stabiilsuse ja troofsuse erinevuste alusel; ühikud üldnimeta)
Paasio, 1939 (Du Rietz, 1930 eeskujul)	Phytocoenosenkomplex	Түп
Галкина, 1946	Болотный микроландшафт	Тип болотного микроландшафта
Тюремнов, 1949	Фитоценоз (торфяно-болотный)	Фитоценоз — группа — подтип — тип растительности (<i>моховая</i>) (<i>верховой</i>)
Лопатин, 1954	Болотная фация	Болотная — группа б. ф. — подтип б. ф. — тип б. ф. (<i>сфагновый</i>)
Käesoleva töö autoril	Taimekoosluste kompleks (комплекс фитоценозов, Phytozönosенkomplex)	Langevad enamasti kokku järgm. ühikutega rakenduslikus tüpoloogias (vt. VI pt.): (raba-) tüüp — tüüpide rühm — põhitüüp (<i>puis-älveraba</i>) (<i>älverabad</i>) (<i>rabad</i>)

tavaliselt mikroreljeefi, veerežiimi, koosluste rindelise struktuuri, eluvormide jm. alusel; sellised kompleksid hõlmavad ligikaudu 0,1 kuni mitme ha suurusi alasid (peamiselt rabades ja siirdesoodes);

c) soomassiiv tervikuna kui seaduspäraselt paiknevate taimekoosluste ja nende komplekside kogum, mille eristamise aluseks on peamiselt soo mikroreljeef, toitumisrežiim ja valdavamad taimekooslused ning nende kompleksid; soomassiivide suuruseks on enamasti 10 kuni mitu tuhat ha;

d) soostik, mis koosneb mitmest oma arengu vältel suuremal või vähemal määral liitunud soomassiivist ja mille põhiliseks tunnuseks on teda moodustavate soomassiivide arv, paigutus ja iseloom; soostiku suuruseks on (Eesti NSV piires) ligikaudu 1000 kuni 25 000 ha;

e) soode valdkond — piirkond, mille ulatuses soode tekkele ja arengule olulisemate geograafiliste tingimuste ühetaolisuse tõttu on kujunenud iseloomulikud sootaimekooslused, soomassiivid ja soostikud. Kõigist eelnimetatuist erinevad soode valdkonnad selle poolest, et hõlmavad ulatuslikult ka soostumata territooriumi ja on tõelised regionaalsed maastikuühikud.

Tabel 6

Soomassiivide klassifikatsiooni ühikud eri autoreil

Autor	Klassifikatsiooni objekti nimetus vastaval autoril	Vastava autori poolt kasutatava klassifikatsiooni ühikud	
		Põhiühik	Kõrgemad ühikud
Cajander, 1913	Moorkomplex (Grossmoor)	Typus der Moorkomplexe	
Osvald, 1923, 1925	Moor	Moortypus (Hochmoortypus)	
Цинзерлинг, 1938	Болотный массив	Тип болотного массива	
Paasio, 1939	(Moorkomplex)	Moorkomplextyp	
Галкина, 1946	Болотный массив или болотный мезоландшафт	Тип болотного массива или б. мезоландшафта	группа болотных мезоландшафтов (vt. tabel 3)
Кац, 1948	Болото	Тип болота (географический)	
Иванов, 1953	Простой болотный массив		
Käesoleva töö autori ettepanek	Soomassiiv (болотный массив, Moormassiv)	Soomassiivitüüp — soomassiivitüüpide rühm (näit. <i>älvelise tsentriga raba</i>) (näit. <i>kumerrabad</i>)	

Esitatust selgub, et sootaimkatte uurimisel võib eristada vähemalt viit erinevat uurimisobjekti.¹

3. Nagu näitab tutvumine literatuuriga, on neid objekte mitte ainult mitmeti nimetatud, vaid ka klassifitseeritud, kasutades mitmesuguseid klassifikatsiooniühikuid ja liigitamisviise (tabel 4—6). Kõige rohkem on töötatud fütotsünooside klassifikatsiooni kallal (vt. tabel 4), viimasel ajal on aga ka suuremad sootaimkatte ühikud paelunud geobotaanikute tähelepanu. Nii on loodud rida taimekoosluste komplekside klassifikatsioone (vt. tabel 5) ja mõned soomassiivitüüpide klassifikatsioonid (vt. tabel 6). Ainult soostikutüüpide klassifitseerimise alal tehakse alles esimesi samme (Galkina, 1955) (Soode valdkondade käsitusel eri autorite poolt siinkohal ei peatuta, vt. Katz, 1948.)

Seega nimetatud objektide kvalitatiivne erinevus on tinginud vajaduse igaüht neist klassifitseerida eraldi, temale omaste tunnuste põhjal, ega võimalda mingisuguse ühe universaalse klassifikatsiooni rakendamist.

Siiski osa geobotaanikuid (ka soode uurijaid) ei osuta veel vajalikku tähelepanu fütotsünooside kompleksidele ja üldse fütotsünoosidest komplekssemate taimkatteühikute uurimisele. Võib arvata, et selle põhjuseks on 1) traditsiooniline fütotsünoloogiline meetodika, mis pole kohane suurte ja mosaiiksete taimkatteühikute uurimiseks², 2) geobotaaniliste klassifikatsioonide analogiseerimine taimeliikide fülogeneetilise süsteemiga — mõttekäik, mis on geobotaanikuid korduvalt viinud eksiteele.

4. Kuigi soode taimkatte uurimisel on tegemist mitme eriväarse objektiga, mida eristatakse, uuritakse ja klassifitseeritakse eri viisidel, ei tule teha järeldust, et nende kõikidega peab tegelema sama uurija. Fütotsünoloog pöörab arusaadavalt peatähelepanu taimekooslustele. Põllumajandusliku kasutuselevõtu seisukohalt soid uurides pakuvad huvi ainult need ühikud, millede suurust saab mõõta hektaritega, seega ulatuslikumad ühtlaseilmelisemad taimekooslused (eriti madalsoodes ja soometsades) ning taimekoosluste kompleksid (siirdesoodes ja rabades); on ju ammugi selgunud, et näit. rabades on tavalised fütotsünoloogilised ühikud praktikule liiga väikesed ja nad liialt killustavad uurimisobjekti. Kui soid uurib melioraator või hüdroloog, on kahtlemata põhiliseks objektiks soomassiiv tervikuna. Geograaf omakorda uurib eeskätt soostikke ja soode valdkondi.

¹ Siinjuures ei ole käsitletud taimekooslusest väiksemaid taimkatte struktuuri osi, nagu üherindeühikuid (sünuüse), mida klassifitseeritakse kui teisigi taimkatteühikuid (Lippmaa, 1933; Vaga, 1940).

² Soo taimkatteühikute erinevate suurusastmete uurimine nõuab erinevate meetodite kasutamist. Nii näiteks taimekoosluste uurimise väljakujunenud meetodid (väikesed ruutanalüüsid) ei ole kohased suuremate komplekssete ühikute uurimiseks ja viimaste kirjeldamiseks tuleb kasutada teisi viise (joontakseerimine, vt. Osvald, 1923; aerovisuaalsed ja aerofotograafilised meetodid, vt. Galkina tööd, jt.).

5. Kõik nimetatud uurimisobjektid on omavahel tihedas sõltuvuses. Sellepärast soode täielikul uurimisel omavad kõik nimetatud objektid tähtsust — igaüks omast seisukohast, igaüks teataval uurimisastmel. Tarvitades eespool toodud analoogiat võib väita, et nii nagu organismi ehituse ja talitluse tundmiseks on vaja tunda nii üksikute rakkude, kudede, organite ja lõpuks organismi kui terviku ehitust ja talitlust, nii ka soo kui terviku tundmiseks on vaja tunda nii üksikute taimekoosluste, taimekoosluste komplekside kui ka soomassiivi kui terviku omadusi. Nii nagu ei piisa rakkude uurimisest (tsütoloogiast) organismi kui terviku, või veel enam — organismide kogumiki, kolooniate, ühiskondade tundmaõppimiseks, nii ei piisa ka sootaimkatte algrakukese — fütotsünoosi uurimisest (fütotsünoloogiast) soomassiivi, või veel enam — soostike ja soode valdkondade tundmaõppimiseks. Ja lõpuks, niisama vajalik kui on raku (ja selle koostisosade) uurimine organismi tundmaõppimiseks, on ka taimekoosluse (ja selle koostisosadel!) uurimine kogu soo arengu selgitamiseks.

6. Vaatamata nende olulistele iseärasustele, mille poolest erinevad üksteisest kõik p. 2 all toodud uurimisobjektid, on neil (ja nende uurimisel) siiski rida ühiseid jooni.

a) Iga nimetatud objekti tunnuseks on see, millistest alama järgu (eelmise astme) objektidest ta koosneb, kui palju neid on ja kuidas nad paiknevad. Nii näit. soomassiivi iseloomustavad tema koosseisu kuuluvad taimekoosluste kompleksid, soostikku — tema koosseisu kuuluvad soomassiivid.

b) Iga objekti tunnuste hulka kuulub ka see, millise kõrgema järgu (järgneva astme) objekti osaks ta on. Nii on taimekoosluste kompleksi (näit. peenar-älves kompleksi) iseloomulikuks jooneks see, millist tüüpi soomassiivis ta esineb.

c) Kõiki neid uurimisobjekte iseloomustavad mitte ainult taimkatte enda tunnused, vaid ka selle keskkonna omadused, milles nad ainuüksi kujunevad. Sellel sõltuvusel on oluline rakenduslik tähtsus. Tiheda vastastikuse sõltuvuse tõttu võib klassifitseerimiseks kasutada nii taimkatte kui ka keskkonna tunnuseid.

d) Kõik nimetatud objektid on geobotaanilised, kuivõrd neis uuritakse taimkatte seaduspärasusi, ja ühtlasi on nad maastikuteaduse uurimisobjektid, kuivõrd taimkate on üheks maastiku komponendiks. Erinevus on aga tegureis, mis põhjustavad suurimal määral ühe või teise taimkatteühiku koosseisu ja struktuuri: t a i m e k o o s l u s e tekkes etendavad olulist osa kooslusesisesed, tsö-noloogilised suhted, seevastu s o o s t i k u taimkatte seaduspärasused on aga tingitud suuremal määral füüsilis-geograafilistest teguritest.

7. Kuigi kõikide p. 2 all nimetatud uurimisobjektide olemasolus ei saa kahelda, ei tarvitse nad kõik iga soomassiivi või soode valdkonna uurimisel esineda, vaid mõni aste (b, c või d) võib mõnel juhul välja langeda. Nii võib esineda isoleeritud sootaimekooslusi,

mis ei moodusta soomassiivi, rääkimata soostikust. Igal juhul on aga olemas esimene aste — sootaimekooslus.

Üksikuid eristatud astmeid (eriti b ja d) on aga võimalik täpsamal uurimisel veelgi detailiseerida. Nii näiteks võib eristada taimekoosluste komplekse, mis moodustavad älveid (ja neid klassifitseerida kui älve-tüüpe; seda on teinud näiteks G a m s ja R u o f f, 1929); kuid võib ka eristada komplekse, mis koosnevad teatavast älveste ja mätaste (peenarde) hulgast (nii on käsitletud kompleksi mõistet käesolevas töös toodud näidetes ja tabelites).

IV. Põhilised taimekoosluste klassifitseerimise meetodid

Kuigi taimekoosluse esinemise reaalsuses ei saa kahelda, valitseb siiski palju lahkarmumusi selles, kuidas seda looduslikku reaali teeti kõige paremini piiritleda ja klassifitseerida.¹ Kõige jämedamates joontes võib eristada nende küsimuste praktilises lahendamises kolme meetodilist peasuunda, mis teataval määral vastavad tähtsamate fütotsönoloogiliste koolkondade vaadetele.

1. S t r u k t u u r i a n a l ü ü t i l i n e m e e t o d , mille puhul töökaik koosneb põhiliselt järgmistest faasidest.

a) Taimkattes taimekoosluste struktuuriosade (rinnete, sünuuside) eristamine valitsevate eluvormide ning rinetes domineerivate liikide (dominantide) järgi.

b) Saadud struktuuriosade klassifitseerimine põhiühikuteks. Viimased võivad olla ü h e r i n d e l i s e d , nagu «ühing» üherindeühikute e. sünuuside meetodi puhul (L i p p m a a, 1933; V a g a 1940; T r a s s 1945 jt.), või m i t m e r i n d e l i s e d , nagu sotsiatsioon sotsiatsioonianalüütilise meetodi puhul (D u R i e t z, 1930 jt.) ja assotsiatsioon paljude teiste geobotaanikute käsitluses. Mitmerindelisi ühikuid võib seejuures vaadelda kui taimekoosluste ülalnimetatud struktuuriosade seaduspäraseid kombinatsioone.

c) Põhiühikute ühendamine dominantide, edifikaatorite, ühiste eluvormide ja muude tunnuste alusel kõrgemateks fütotsöoloogilisteks ühikuteks.

Võib liialdamata väita, et taoline taimekoosluste eristamise meetod on omane suuremale osale põhjamaade geobotaanikuist, kuigi põhiühiku mahu küsimuses ja terminoloogias esineb tunduvald erinevusi. Et selle meetodi kõigi variantide nimetamine koos D u R i e t z järgi sotsiatsioonianalüütiliseks ei ole päris täpne, on siinkohal kasutatud s t r u k t u u r i a n a l ü ü t i l i s e meetodi nimetust.

Vaatamata nõukogude geobotaanikute oluliselt erinevatele vaadetele mitmes geobotaanika teooria põhiküsimuses (keskkonna

¹ Leidub ka ilmselt agnostitsismi kalduvaid uurijaid, kelle arvates taimekooslus on tunnetamatu ja igasugune taimekoosluste klassifitseerimine võib olla eranditult kunstlik, mitte looduse seaduspärasustele, vaid ainult inimeste vaadetele või vajadustele rajanev võte.

ja tsõnoosi vahekord, taimekoosluse areng, inimese mõju kvalitaatiivne eripärasus jt.) on enamik nõukogude sooteadlasi oma praktilises tegevuses kasutanud taimekoosluste eristamisel samuti taolist meetodit (Bogdanovskaja Guihéneuf, 1928; Katz, 1930; Zinserling, 1932; Lopatin 1949 jt.) Selle meetodi peamiseks vooruseks on asjaolu, et see võimaldab liigivaeses taimkattes hõlpsasti leida igale konkreetsele taimekooslusele tema koht fütotsönoloogilises klassifikatsioonis. Selle meetodi puudusi käsitleme lähemalt näite varal kaugemal.

2. Karakterliikide meetod, mis seisneb taimkatteühikute eristamises üksikute iseloomulike liikide (nn. karakter- ja diferentsiaalliigid) esinemise alusel, arvestades ühtlasi nende liikide esinemise rohkust (nn. koguhinnangut või teisi kvantitatiivseid tunnuseid). Selle meetodi väljatöötajatenä nimetatakse tavaliselt Braun Blanquet'd jt. nn. šveitsi (e. Zürich-Montpellier') koolkonna uurijaid, kuigi printsiibis on taoline meetod omanäka varasematele uurijatele (näit. Cajander, 1913) ja paljude teiste koolkondade esindajatele¹, samuti geobotaanikuile, kes ei pea end kuuluvaks mingisse koolkonda.

Vastandina struktuurianalüütilisele meetodile, mis praktiliselt taandub tihti taimekoosluste eristamisele dominantide põhjal, on karakterliikide meetodi puhul aluseks suurem arv liike ja nende tunnuseid, mis näitavad teataval määral liigi nõudluste ja kasvukoha vastavust.

Selle meetodi suurimaks metodoloogiliseks puuduseks, millele on juba korduvalt tähelepanu juhitud (Wangerin, 1925; Katz, 1933; Nitsenko, Ниценко, 1956) on *circulus vitiosus*: assotsiatsiooni (nagu teisigi taimkatteühikuid) eristatakse karakterliikide alusel, karakterliike aga tuntakse ära sellest, et nad esinevad ainult vastavais assotsiatsioonides. Sellesse nõiaringsi ei satu ainult see fütotsönoloog, kes kasutab juba varem väljatöötatud valmis skeeme, milledes on ära näidatud ühikute karakterliigid; nende skeemide koostamise printsiip peab aga paratamatult tuginema mingisugusele muule alusele (näit. kasvukohatingimused), mida aga selle õpetuse autorid (näit. Braun Blanquet, 1951) eitavad.

Kummagi nimetatud meetodi pooldajad (kui ka need, kes kasutavad mõlema printsiipe läbisegi) väidavad põhjendatult, et fütotsönoloogiliste ühikute oskuslik eristamine nõuab «sotsioloogilist pilku» (Duriets, 1925, lk. 8), «takti, koolitamist ja kogemusi» (Braun-Blanquet, 1921, lk. 21), «aastatepikkust tööd» ana-

¹ Ka Lippmaa oma varasemates töödes eristas mitmerindelisi assotsiatioone karakterliikide alusel: raba-älvestes ja märjemais rabaosades *Trichophorum austriacum*-ass., *Rhynchospora alba*—*Drosera anglica*-ass. ja *Menyanthes trifoliata*—*Scheuchzeria palustris*-ass. (viimane osalt siirdesooline), rabamätastel *Calluna*—*Rubus chamaemorus*-ass. ja puisrabades *Ledum palustre*—*Vaccinium uliginosum*-ass. (Lippmaa, 1931). Et samblarinde liike pole nimetatud, on neid ühikuid raske võrrelda käesolevas töös toodutega.

lүүside koondtabelitega (T ü x e n, 1937, lk. 4) jne. — seega põhineb teataval määral uurija subjektiivsetel omadustel. Nagu õigustatult märgib T u o m i k o s k i (1942, lk. 66), kelle järgi ülaltoodu on refereeritud, tasandab seda subjektiivsust suurel määral just aastatepikkune konkreetsete taimekoosluste kui loodusliku reaalsuse tundmaõppimine, mille põhjal alateadlikultki püütakse looduses olemasolevaid ühikuid kooskõlasse viia aluseks võetavate klassifikatsiooniprintsiipidega.

3. Kolmas meetod on vastandina kahele eelmisele vähem tuntud, vähem kasutatud ega oma üldtunnustatud nime. Tegelikult võib nimetada seda meetodit *korrelatsioonimeetodiks*, nagu see on antud T u o m i k o s k i töös (1942), kus on kirjeldatud selle meetodi kujunemiskäik, suhted kahe eelmise meetodiga ja toodud näiteid rakendamise kohta sootaimkatte uurimisel. Oma olemuselt on see meetod väga sarnane R a m e n s k i poolt väljatöötatud põhjaliku taimekatteühikute eristamise meetodikaga (1938, 1950, 1952), mistõttu neid käesoleva töö autori arvates võib vaadelda koos ühise meetodilise põhisuunana fütotsönoloogias. Toomata siinkohal selle meetodika üksikasjalist kirjeldust (mis on antud eespool nimetatud töödes), piirdume siinkohal vaid mõningate iseärasuste nimetamisega, mille poolest see meetodika erineb kahest eeltoodust.

a) Taimkatteühikute eristamise aluseks on vastastikused korrelatiivsed seosed ühelt poolt üksikute taimeliikide vahel taimekoosluses, teiselt poolt seosed taimeliikide ning kasvukohategurite vahel. Seega ei ole aluseks võetud mitte mingisugune üks kriteerium või väike liikide rühm, vaid kogu liigiline koosseis ja kõik tunnused, mis võiksid taimekatte iseloomustamisel olulisteks osutada.

b) Sellise käsitluse puhul on rohkem arvesse võetud üksikute liikide eriväärsust taimekoosluses.¹

c) Meetod pole olev niisugustest taimekoosluse tunnustest, mille määramisel võib tekkida eriarvamusi (nagu näit. jaotus eluvormidesse). Taimkatteanalüüsides läbitöötamise ühtse meetodika tõttu on taandatud miinimumini subjektiivsed momendid; seega on peaaegu täiesti võimatuks tehtud erinevate tulemuste saamine sama materjali põhjal.

d) See meetod ei suru kogu taimekoosluste mitmekesisuse rangelt eraldatud lahtritesse, vaid võimaldab näidata taimekoosluse dünaamikat (muutuvust) kui ka olemavust juhtivate keskkonnanähtimuste muutustest (näit. autori töös 1953, kus on kasutatud Ramenski meetodikat, on näidatud puisraba taimekoosluste üleminekut kuivendatud rabamännikuis).

¹ Nii taimeliikide kui ka sünuuside, rinnete jt. taimekoosluse üksikosade eriväärsus (s. t. erinev osatähtsus nii koosluse enda iseloomule kui ka inimesele, kes seda tsünoosi kasutab) jääb fütotsönoloogilistes tunnustes tihti arvestamata. Nii näiteks määrates konstantsust, ühiskonnapäsi või liigilist küllastust (видовая насыщенность) ei arvestata, et need põhinevad liikide nimetikel, milledes kõik liigid on esindatud täiesti samaväärsetena (olenemata esinemise ohtsusest, vitaalsusest jm.).

Korrelatsioonimeetodil on ka puudusi, mis raskendavad selle kasutamist.

a) Selle meetodi rakendamiseks on vajalik ulatuslik, ühesugusel viisil kogutud analüüside arv; suurem analüüside arv võimaldab paremini kasutada statistilisi meetodeid ja saada tõepärasemaid tulemusi. Suure materjali kogumine ja läbitöötamine on aga väga aeganõudev.

b) Liigivaese taimkatte puhul on meetodi kasutamine raskendatud.

c) Kuigi meetod võimaldab objektiivselt selgitada üksikute analüüside (resp. vastavate koosluste) suuremat või vähemat sarnasust ning materjali grupeerida selle alusel, ei võimalda see siiski määrata erinevate taimkatteühikute taksonoomilist väärtust. Seetõttu tuleb eristatavate taimkatteühikute subordineerimiseks ja süstematiseerimiseks kasutada ikkagi vaid teatavat valimikku ilmsikstulnud korrelatiivsetest seostest.

* *
*

Käsitatud meetodite võrdluse konkreetse näitena on alljärgnevalt esitatud valimik ruutanalüüse (à 1 m²) mätaste taimekooslustest Endla rabades (tabel 7). Kasvukohatingimustelt moodustavad need taimekooslused võrdlemisi ühtse grupi, mille piires olulisemaks taimkatte liigilist koosseisu määravaks teguriks on veeta-seme sügavus pinnases.

Vaatleme selle materjali liigestamist eri meetodite alusel.

Struktuuri analüütiline meetod. Rabamätaste taimekooslustes võime eristada üldse järgmisi rindeid: 1) nõrk puurinne mändidest; 2) rohu-puhmarinne, mis koosneb puhmas- ja rohttaimedest; 3) samblarinne; viimase alarindena võib käsitleda põdrasamblikest samblikerinnet. Rohu-puhmarindes esineb toodud analüüsides dominandina 11 liiki, samblarindes ka 11 liiki, mis on enamasti edifikaatoriteks. Mänd ja teiste rinnete dominandid võivad esineda rohkearvulistes kombinatsioonides, moodustades vastavaid sotsiatsioone. Nii võib igäüht tabelis toodud analüüsides vaadelda kui eri sotsiatsiooni näidet (näit. an. 1 — *Eriophorum vaginatum* — *Sph. magellanicum* — sots. jne.). Seega rangelt sotsiatsiooni-analüüsil põhinedes (nagu Zinserling, 1932 või Paasio, 1939) tuleks tabelis toodud analüüsid (mis muidugi kaugeltki ei ammenda rabamätaste taimekoosluste kogu mitmekesisust) jaotada 24 eri ühikusse. Kui nende ühikute liitmisel suuremateks ühikuteks aluseks võtta edifikaatorid, saame formatsioonid (*sensu* Zinserling), nagu *Sphagneta magellanici* (tabelis 7 anal. nr. 1, 4 ja 19), *Sphagneta rubelli* (anal. nr. 5), *Sphagneta fusci* (anal. nr. 6 kuni 11 ja 16—18), *Cladonieta*, *Dicraneta* jne. Vaatamata ühisele edifikaatorile võivad selliselt formatsioonideks koondatavad taimekooslused olla siiski küllaltki erinevad (näit. nr. 4 ja nr. 19 või nr. 2 ja nr. 20)

ja vastupidi, erinevate formatsioonide kooslused võivad olla väga sarnased (näit. anal. nr. 12, 13 ja 14). Kinni pidades meil peaaegu üldtunnustatud assotsiatsiooni (nagu teistegi põhiühikute) definitsioonidest (näit. 1950, «Suures nõukogude entsüklopeedias»), milledes ühe tingimusena on fikseeritud keskkonnatingimuste ühtsus, tuleks põhiühikuteks koondada ökoloogiliselt võimalikult lähedased sotsiatsioonid.

Karakterliikide meetod on näiteks toodud materjali süstematiseerimisel raskesti kasutatav, sest analüüsiaruudud on võrdlemisi väikesed ega hõlma alati kõiki kooslusele karakterseid liike. Kui võtta aluseks Schwickerathi (1941) poolt täpsustatud osa Braun-Blanquet' vegetatsiooniühikute süsteemis, siis oleks meie rabamätaste analüüsides kuuluvus järgmine:

Selts: *Ericeto-Sphagnetalia* (seltsi karakterliikideks *Drosera rotundifolia*, *Aulacomnium palustre*, *Polytrichum strictum* jt.)

Liitkond: *Sphagnion europaeum* (karakterliikideks *Oxycoccus quadripetalus*, *Andromeda polifolia* ja *Eriophorum vaginatum*)

Alaliitkond: *Sphagnion continentale* (karakterliikideks *Sphagnum acutifolium*, *Dicranum Bergeri*, *D. Bonjeani* jt.)

Assotsiatsioonid: *Sphagnetum medii et rubelli* (näit. anal. nr. 1 kuni 5 tabelis 7).

Sphagnetum fusci (anal. 6—11 ja 16—18)

Esitatud näitestki ilmneb selle süsteemi tinglikkus, kui seda rakendada meie rabade taimkatte uurimisel. Nimetatud «karakterliikidest» *Aulacomnium palustre* esineb meie rabadel harva, sagedam on ta siirdesoodel; *Dicranum Bonjeani* aga puudub rabadel hoopis. Rohke *Polytrichum strictum* ja *Sphagnum acutifolium* esinemine meie rabadel on seotud peamiselt põlemisjärgse suktsessiooniga. Üksikutele (eriti suurematele) ühikutele on raske leida tõelisi karakterliike, mis mujal ei esineks, ja sageli tuleb piirduda üksikute väheoluliste leht- ja maksasamblaliikide nimetamisega. Seega selgub, et selle süsteemi kasutamisel tuleb juhinduda teatavate kokkuleppeliste liikide olemasolust, olenemata sellest, millist osa nad koosluses etendavad. Liikide ökoloogia vähene arvestamine tingib pealegi suurte vähediferentseeritavate ühikute eraldamise, mis on oma keskkonnatingimuste amplituudilt väga ebamäärased. Kõik need põhjused on tinginud selle vegetatsioonisüsteemi vähese populaarsuse soouurijate hulgas, mistõttu pole siinkohalgi tarvis sellel pikemalt peatuda.

Korrelatsioonimeetod. Rabamätaste taimekoosluste ulatusliku materjali (millest tabelis 7 on toodud vaid väike osa näitena) läbivaatamine korrelatsiooniavutust kasutamatagi näitab, et teatavad liigid esinevad analüüsides enamasti koos, mis viitab mingisugusele sõltuvusele vastavate taimeliikide endi või taimede ja keskkonna vahel. Nii näiteks on üheks selliseks koosesinevate

Valimik taimkatteanalüüse rabataimekooslustest

	1 2 3 4	5 6 7 8 9 10 11	12 13 14 15	16 17 18 19 20	21 22 23 24
<i>Pinus silvestris</i>		+		+ ++	++++
<i>Andromeda polifolia</i>	+ 1 ++	++++++	+ + 1 +	+ + + + +	+
<i>Betula nana</i>				1	
<i>Calluna vulgaris</i>	1	+ 2 1 + 1 + 1	1 1 + +	3 1 + 2 1	1 +
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	+ 1	+ + +	+	+ + +	3 + + +
<i>Empetrum nigrum</i>	+ + +	2 1 + +	+ + 1	+ + 1 1 +	+ 3
<i>Ledum palustre</i>		+ +	+	+ 1 + 2	1 2 + 1
<i>Oxycoccus microcarpus</i>		+ + + +		+ + +	
<i>O. quadripetalus</i>	+ + + +	+ + + + +	+	+ + +	
<i>Vaccinium uliginosum</i>				+ + +	1 3 1
<i>V. vitis-idaea</i>				+ + 1	+ 1 3
<i>Drosera rotundifolia</i>	+ + +	+ + + +	+ + +	+ + +	
<i>Eriophorum vaginatum</i>	1 + 1	+ + 1 + 1 +	+ + + +	+ + +	
<i>Rubus chamaemorus</i>	+ + + +	+ + + + + + +	+ + +	1 2 + +	+ + + 1
<i>Scheuchzeria palustris</i>	+				
<i>Trichophorum caespitosum</i>	2	1			

	1 2 3 4	5 6 7 8 9 10 11	12 13 14 15	16 17 18 19 20	21 22 23 24
<i>Dicranum Bergeri</i>		1	2 5 2		
<i>D. undulatum</i>					4 2 1
<i>Hylocomium proliiferum</i>					5 1
<i>Pleurozium Schreberi</i>					2 1 5 9
<i>Polytrichum strictum</i>		+ ++	+	+ + +	
<i>Sphagnum acutifolium</i>	6		+		
<i>Sph. angustifolium</i>	1 5	+ +	1	1 + 9	+
<i>Sph. balticum</i>	2	+++			
<i>Sph. fuscum</i>	2	3 7 9 7 7 9	3 1 1 +	8 8 5 3	
<i>Sph. magellanicum</i>	7 4 3 7	+ +	+	+ 2 7 +	
<i>Sph. rubellum</i>	1	5 + 1	+ +		
<i>Cladonia alpestris</i>			1 2		+
<i>Cl. rangiferina</i>		+++	3 2 1 9	+	
<i>Cl. silvatica</i>		1	3	+ +	
<i>Cl. uncialis</i>			+		

Märkus. Ruumi kokkuhoiu mõttes on tabelis toodud vaid üksainus kvantitatiivne näitaja — katteväärtus. Numbrid tähistavad katteväärtust kümnendskaala alusel (1 — 1—10%, 2 — 11—20% jne.), katteväärtus alla 1% on märgitud + -ga. Rinnete dominandid on esile tõstetud rasvase trükiga.

Väikesed *Cladonia*-liigid ja maksasamblad on tabelist välja jäetud.

liikide grupiks rabas mänd (välja arvatud noortaimena), sookail normaalse vitaalsusega kasvades), sinikas, pohl, palusammal, laanik ja lainjas kaksikhammas; kuigi üksikuid neist võib mõnikord kohata ka ilma tavaliste «kaaslasteta», on siiski nende koos esinemine reegliski.¹ See koos esinevate liikide grupp võimaldab mätaste taimekooslused jaotada kahte suurde rühma: A, milles puuduvad sinikas, pohl, palusammal ja reeglina ka teised ülalnimetatud liigid (an. nr. 1 kuni 15), ja B, milles nad esinevad koos või üksikult, kuid viimasel juhul tunduva katteväärtusega (an. nr 15 kuni 24 tabelis 7); männi puudumine viimasel juhul on mõnikord seletatav raba kunagise põlemisega.

A-rühmas võib omakorda eristada vähemalt kolme taimekoosluste gruppi, mida võib ära tunda järgmiste, tihti koos esinevate tunnuste alusel.

A₁ (an. 1 kuni 4): harilik jõhvikas olemas, seejuures 'katteväärtus ja vitaalsus suhteliselt kõrge; küüvits olemas, katteväärtus suhteliselt kõrge; esineb üksikuid älvetaimi (rabakas, valge nokkhein); samblarindes *Sph. magellanicum*, *Sph. angustifolium*, *Sph. rubellum* koos või domineerib üks neist; *Sphagnum fuscum* puudub või esineb madala katteväärtusega; *Cladonia*-liigid (peale *Cl. squamosa*, *Cl. uncialis*) puuduvad.

A₂ (an. 5 kuni 11): küüvits olemas; kanarbik olemas, tihti domineerivalt; samblarindes valitseb *Sph. fuscum* või *Sph. rubellum*, teisi sfagnumiliike vähem, lisandub *Polytrichum strictum*; *Cladonia*-liike vähesel hulgal, *Mylia anomala* olemas.

A₃ (an. 12 kuni 15): harilik jõhvikas puudub; kanarbik olemas, tihti domineerib; *Dicranum Bergeri* tihti olemas; *Sph. fuscum* madala vitaalsuse ja katteväärtusega; *Cladonia* perekonna *Cladonia*-rühma liikidest üks domineerib, kuid samas esineb ka teisi.

B-rühmas võib samasuguse meetodiga eristada vähemalt: B₁ (an. 16—18) — *Sph. fuscum*'i domineerimisega kooslusi; siin ka rohkem *Cladonia*-liike, murakat ja raba-karusammalt; B₂ (an. 19—20) — *Sph. magellanicum*'i- ja *Sph. angustifolium*'i-rohkeid kooslusi *Sph. acutifolium*'i jt. lisandusega; B₃ (an. 21—24) — samblarindes valitsevate metsasammaldega kooslusi, kus puuduvad jõhvika- ja huulheinaliigid.

Suure ja mitmekesise materjali korral võib üksikuid rühmi (näit. A₂) edasi diferentseerida samal printsiibil, kuid «peenemate» tunnuste (vitaalsuse erinevused, samblike ja maksasammalde liigiline koosseis) alusel. Liikide vähesuse tõttu rabataimekooslustes osutub liigi esinemine või puudumine üksinda ebaküllaldaseks tunnuseks.

Võrreldes saadud rühmi kasvukohatingimuste seisukohalt selgub, et tuginedes ainult taimekoosluse enda tunnustele, oleme saa-

¹ Sellise korrelatsiooni olemus on muidugi mõistetav, kui arvestada nende liikide ökoloogiat ja omavahelisi suhteid; nii näit. metsasammalde sõltuvus puudest on vaieldamatult kindlaks tehtud (Tamm, 1953).

nud ökoloogilise rea $A_1—A_2—A_3$, milles taimekooslused paiknevad pinnase kahaneva niiskuse (seega antud tingimustes juhtiva ökoloogilise teguri) järjestuses. Analoogilise ökoloogilise rea moodustavad rühmad $B_1—B_2—B_3$, mis hästi vastab puisrabade sukt-sioonisuunale kuivenemisel (resp. kuivendamisel) (Vt. Maasi ning, 1953, kus analoogiline koosluste rida saadi teiste meetodite abil.)

Kuivõrd ühesugune on kasvukohatingimuste režiim samasse rühma sattunud taimekooslustes, seda saab muidugi kindlaks teha alles täpsemate meetodite abil.

* * *

Võrreldes eespool toodud näite varal kolme taimkatteühikute klassifitseerimise meetodi rakendatavust rabataimkatte uurimisel, võime teha järgmised järeldused.

1. Struktuurianalüütiline meetod, mille puhul taimekooslus jaotatakse rindelise või sünuusilise struktuuri alusel teatavaks liikide gruppideks, on taimekoosluse analüüsimise algaastmena otstarbekas, sest see võimaldab analüüsijal ühtsel alusel süstematiseerida.

2. Rinnete dominantidel põhinevaid sotsiatsioone ei saa siiski pidada põhiühiku määranõudele vastavaks, sest enamasti ei ole nad omavahel liigilise koosseisu ja teiste tunnuste poolest kvalitatiivselt erinevad ja tõenäoliselt ei oma ka olulisi kasvukeskkonna erinevusi. (Samale tulemusele on jõudnud Traass, 1955 madal-soode uurimisel.)

3. Sarnaste sotsiatsioonide liitmisel assotsiatsioonideks ühise edifikaatori alusel ei kujune igakord (eriti «nõrkade» edifikaatorite korral) võrreldavad ja kvalitatiivselt erinevad põhiühikud.

4. Pole kahtlust, et igal kvalitatiivselt erineval ühikul on oma karakterised (kõikidest teistest erinevad) tunnused või vähemalt diferentsiaaltunnused (mis eraldavad ühiku mõne teise ühiku suhtes): karakter- ja diferentsiaalliigid, iseloomulik kasvubiis, vitaalsus vm. Väikeste ja liigivaeste ökoloogilisel alusel eristatavate ühikute (nagu need esinevad rabataimkattes) piiritlemisel ei saa siiski praktiliselt karakterliike kasutada, eriti aga Braun-Blanquet' klassifikatsioonis fikseeritud kujul.

5. Korrelatsioonimeetod võimaldab teatavate regulaarselt koos esinevate liikide või ökoloogiliselt lähedaste liikide gruppide alusel rühmitada taimekooslusi ökoloogilisteks ühikuteks, mille taksonoomiline väärtus pole aga kindel. Sellise liigituse detailsus oleneb taimkatte liigirohkusest, seega on rabade tingimustes meetodi kasutamine piiratud.

6. Ökoloogilistest või fütotsöonoloogilistest põhjustest tingitud korrelatsiooni selgitamine taimeliikide esinemises võimaldab hinnata, kui võrd õigustatud on mitmesuguste klassifikatsiooni kriteeriumide (dominantide, edifikaatorite jt.) kasutamine igal erijuhul.

V. Rabataimekoosluste klassifikatsiooni katse

Asudes koostama ülevaadet Eesti NSV-s esinevaist rabataimekooslustest on muidugi kõige lihtsam aluseks võtta rohkesti kasutatav sotsiatsioonianalüütiline meetod, mida kasutasid varemalt siin ja naabruses töötanud teadlased (Bogdanovskaja Guihéneuf, 1928; Paasio, 1939; Lopatin, 1949). Selle meetodi puuduste tõttu, mida käesolevas töös on eespool juba käsitletud, tundub siiski, et see vajab kui mitte täielikku asendamist mõne paremaga, siis vähemalt mõnede olulisemate momentide (põhiühiku küsimus; seos keskkonnatingimustega, kõrgemate ühikute tuletamise printsiip) ümberhindamist. Seni kasutatud meetodite täielikku asendamist ei saa aga praegu veel otstarbekaks pidada, sest uut, metodoloogiliselt laitmatut ja ulatuslikul materjalil läbi-proovitud taimkatteühikute eristamise meetodikat pole veel olemas. Pealegi on kasulik säilitada sotsiatsioonianalüütiline alus vähemalt sellises ulatuses, mis võimaldaks uute analüüside võrdlemist ulatusliku seni kogutud materjaliga.

Nii jäigi taimkatte klassifitseerimise esimeseks ülesandeks taimekoosluste (resp. vastavate taimkatteanalüüside) liigitamine sotsiatsioonideks.

Vastavalt väljakujunenud terminoloogiale kuuluvad ühte sotsiatsiooni kõik taimekooslused, millel on ühesugune rinnete arv ja põhilisel ühesugune liigiline koosseis (vähemalt samad dominantid vastavates rinnetes). Sellisel piiritletud sotsiatsioon vastab suuruselt mõningate autorite assotsiatsiooni mõistele (näit. Osvald, 1923; DuRietz, 1921 jt.; vt. tabel 4).

Sotsiatsioonide eristamine rabataimkattes ei tekita raskusi, kui kokku leppida, mida lugeda üheks rindeks ja millist liiki dominantiks. Tavaliselt eristatakse rabataimekooslustes maksimaalselt kolm põhilist rinnet ja üksikjuhtudel samblike alarinne (vt. eespool, lk. 78). Ühe rinde taimede minimaalseks kogukatteväärtuseks oleme lugenud 5%; sellest väiksema suuruse puhul pole vastavat rinnet (ja selle dominant) eristatud. Rinne dominantiks on peetud liiki, mille kattevärtus on vastavas rindes suurim; kahe sama rinde liigi võrdse kattevärtuse korral seda liiki, mis ulatub keskmiselt kõrgemale üle maapinna (näit. *S. magellanicum*'i ja *S. angustifolium*'i võrdse kattevärtuse puhul kõrgematel kohtadel kasvavat esimest liiki, sookailu ja pohla puhul — kõrgemakasvulist sookailu jne.). Minimaalseks pinnasuuruseks ühtlaseilmelisel kooslusel, mida kirjeldati, oli 1 m²; väiksema suurusega ühtlasi kooslusi käsitleti kui fragmente.

Et dominantide arv igas rindes (peale puurinde) võib ulatuda üle kümne (vt. tabel 7), siis on sotsiatsioonide arv küllaltki suur ja nende omavahelised erinevused väga väikesed (eriti kasvukohatingimuste režiimis). Nii pole kahtlust, et sotsiatsioon ei vasta põhiühiku nõuetele ja viimane, s. t. assotsiatsioon peaks endas

ühendama terve rea fütotsönoloogiliselt ja ökoloogiliselt sarnaseid sotsiatsioone (vt. Trass, 1955 ja töö samas kogumikus).

Ühte assotsiatsiooni kuuluvad oma liigiliselt koosseisult, rindelisel struktuurilt, fenoloogilistelt aspektidelt kui ka suhetelt keskkonnaga ühetaolised taimekooslused. Peale ülaltoodud nõuete, millega on nõus arvatavasti valdav enamik meie geobotaanikuid, lisavad mõned autorid juurde veel järgmised assotsiatsiooni tunnused, soovides nendega rõhutada assotsiatsiooni kvalitatiivset erinevust teistest ühikutest: väljakujunenud, stabiilne koosseis ja struktuur; teatav püsikkus ja võime regenereeruda; teatav kordumise sagedus; esinemine ainult teataval suksessiooniastmel jne. (Jarošenko, Ярошенко, 1953 ja Ramenski, 1952 järgi)

Kõik need tunnused annavad siiski vähe konkreetset abi sotsiatsioonide ühendamisel assotsiatsiooniks. Põhiliselt on selleks kaks teed: aluseks võttes kas mingisuguseid taimekoosluse tunnuseid (ühine edifikaator, mingi rinde dominant vm.) või keskkonnatingimusi. Keskkonnatingimustes võib leida erinevusi nii pisiühikuid omavahel võrreldes (Lopatın, 1956; töö, milles on õigustatud väikest põhiühikut just kasvukoharežiimile tuginedes) kui ka kuitahes suurte ühikutega opereerides — vahe on enamasti ainult kvantitatiivne. Sellepärast tundub õigem olevat otsida assotsiatsiooni mahtu piiravaid kriteeriume ikkagi taimekooslusest endast.

Nii on tugeva tsenootilise mõjuga edifikaatorid eriti headeks kriteeriumideks taimekoosluste eristamisel. Palju raskem on aga toimida siis, kui edifikaatorid erinevad vähe oma mõjult, mis avaldub koosluse koosseisus, välisilmes jm., või on praktiliselt eraldamatud (nagu *Cuspidata*-rühma turbasamblad älveste kooslustes). Tihti osutub vägagi vaieldavaks, milline liik on koosluse elus määravaim, s. t. edifikaator, või kas üht sellist liiki on üldse olemas (Nitsenko, 1956, lk. 896). Seega ka edifikaator ei saa olla universaalseks assotsiatsiooni kriteeriumiks. On üldse küsitav, kas selliseid kõikjal sobivaid assotsiatsioonide eristamise tunnuseid saabki olemas olla; igatahes tutvumine väga mitmesuguste assotsiatsioonidega tundravöötimest Kesk-Aasia kõrgmäestikeni on viinud käesolevate ridade kirjutaja veendumusele, et selliseid universaalseid assotsiatsioonide praktilise eraldamise kriteeriume pole olemas. See muidugi ei tähenda, et assotsiatsioonid pole eraldatavad: vastavalt tingimustele, koosluste struktuurile jm. võib koosluste mitmesuguseid (ka kvalitatiivseid) erinevusi märgata kord ühes, kord teises fütotsönoloogilises tunnuses.

Koosluste hõlpsat eristamist võimaldavad edifikaatorid on «headeks» assotsiatsioonide kriteeriumideks ainult sellepärast, et nad mõjutavad tugevasti kogu kooslust — nii üksikute liikide esinemist (seega koosluse koosseisu), kasvuviisi, vitaalsust jm. kui ka keskkonnatingimusi koosluses üldse. Põhimõtteliselt võivad seetõttu olla assotsiatsioonide eristamisel abiks ka teised taimeliigid, millede esinemine vastavas koosluses kutsub esile mingisuguseid muutusi liigilises koosseisus või teistes olulisemates tunnustes. Sel-

lised koosluse elu tugevasti mõjutavad taimed on rabataimkattes mitte ainult turbasamblad, vaid tihti mänd, suurte puhmikutena kasvav tupp-villpea, tihe kanarbik või sookail jt., mida sfagnumkattega tsönoosides tihti edifikaatorite hulka ei loeta. Missugused taimeliigid osutuvad mingisugustes tingimustes edifikaatorlikeks ja kui suure nende osatähtsuse (ohtruse, katteväärtuse) puhul see toimub, seda näitab korrelatsioonimeetod, sest edifikaator on korrelatiivselt seotud (otseselt või keskkonna ümberkujuendamise kaudu) teiste taimeliikide ja nende esinemise iseloomuga. Seepärast sotsiatsioonide ühendamisel assotsiatsioonideks tuleb autori arvates võtta arvesse mitte ainult samblarinde dominante, vaid ka olulisemaid komponente (tihti dominante) teistest rinnetest.

Peale kvantitatiivse piiritlemise omab assotsiatsioonide eristamisel teatavat tähtsust ka kvantitatiivne külg. Nagu õigustatult märgib N i t s e n k o (1953), on kõigi käibelolevate taimekoosluse määrangute suureks praktiliseks puuduseks asjaolu, et pole ära näidatud ühiku kvantitatiivsed piirid (suurus, sagedus, püsikkuse ja ühetaolisuse määr jt.) Definitsioonides piiridutakse peaaegu eranditult väljenditega, nagu «enam või vähem», «teatav», «mitte liiga väike ega liiga suur» (J a r o š e n k o, 1953, lk. 80) Ligikaudsetegi kvantitatiivsete piiride märkimata jätmine võimaldab tõesti assotsiatsiooniks lugeda looduses eksisteerivaid õige mitmesuguse mahuga taimekooslusi. Taimkatte uurimise tulemuste võrreldavuse huvides oleks vähemalt samal alal töötavatel spetsialistidel vaja kokku leppida assotsiatsiooni alammääras — s. t. koosluste minimaalses suuruses, korduvuses jne., mida veel võib lugeda mingisugusesse assotsiatsiooni kuuluvaks. Assotsiatsiooni miinimumsuuruse ja teiste tunnuste alammäära fikseerimise nõue on vajalik ka selleks, et taimkatte uurimisel ja klassifitseerimisel leiaksid käsitlemist eelkõige suuremad ja kõige sagedamini esinevad, seega kõige tüüpilisemad kooslused. On selge, et looduses sellist «alammäära» ei eksisteeri, sest kooslused võivad oma ajalises ja ruumilises muutuvuses esineda teatavalt tingimustes ka väga väikeste algmetena, fragmentidena või jäänukitena, kuid viimastel on hoopis erinev tähtsus taimkatte kirjeldamisel.

Rabataimkatte uurimisel on autor assotsiatsioonide esindajatehena käsitlenud selliseid looduslikke taimekooslusi, mis vastavad järgmistele kvantitatiivsetele nõuetele:

- 1) suurus vähemalt 10 m² (kui esineb ribana, siis laius vähemalt 1 m²);
- 2) korduvus — esineb vähemalt kahel teineteisest isoleeritud rabamassiivil;
- 3) mosaiiksus — uuritava pinnal mitte üle 1% teist tüüpi koosluste fragmente.

* * *

Alljärgnevalt (tabel 8) on esitatud Ida-Eesti rabade tähtsamate taimekoosluste klassifikatsioon. Assotsiatsioonide lähem kirjeldus koos sünonüümikaga avaldatakse eri töös. Selleks et oleks võimalik võrrelda esitatavaid assotsiatsioone teiste sotsiatsiooni-analüütilisel alusel eristatud ühikutega, on tabelis 9 antud levinumate sotsiatsioonide kuuluvus käesolevas töös toodud assotsiatsioonidesse.

Enamik ühikute nimetusi on võetud kirjandusest. Tuleb aga rõhutada, et nimetused ei kajasta täielikult ühiku mahtu; et tehniliselt pole võimalik nimetada kõiki võimalikke dominante, siis on piiratud ainult koosluse olulisemate liikide või liikide gruppide äratoomisega nimetustes.

Tabel 8

Eesti NSV idaosa rabataimekoosluste klassifikatsioon

A.* Laugaste taimekooslused

- A₀ Vetikaterohked kooslused
- A₁ *Sphagnum cuspidatum*-ass.
Nuphar ja *Nymphaea* kog.

B. Älveste ja älveservade kooslused

- B₀ Vetikaterohked kooslused (= Algenreiche Ass.)
- B₁ *Scheuchzeria palustris*—*Sphagna Cuspidata*-ass.
- B₂ *Rhynchospora alba*—*Sphagnum balticum*-ass.
- B₃ *Sphagnum balticum*—*Sph. rubellum*-ass.
- B₄ *Sphagnum magellanicum*-ass.

C. Mätaste taimekooslused

- C₁+ *Calluna vulgaris*—*Sphagnum magellanicum*-ass.
- C₂ *Calluna vulgaris*—*Sph. fuscum*-ass.
- C₃ *Calluna vulgaris*—*Cladinae*-ass.

D. Puistaimekooslused

- D₁ *Pinus silvestris*—*Calluna vulgaris*—*Sphagnum*-ass.
- D₂ *P. silvestris*—*Ledum palustre*—*Sphagnum*-ass.
- D₃+ *P. silvestris*—*Ledum palustre*—*Pleurozium Schreberi*-ass.
+ *P. silvestris*—*Eriophorum vaginatum*—*Sphagnum*-ass.
+ *P. silvestris*—*Calluna vulgaris* sek. ass.

E. Põlendike taimekooslused

- E₁ *Calluna vulgaris* sek. ass.
- E₂ *Ledum palustre* sek. ass.

Lühendid: ass. — assotsiatsioon; sek. ass. — sekundaarne assotsiatsioon; kog. — kogumikud. +-märgiga varustatud taimekooslused esinevad ulatuslikumalt rabade serva- ja siirdealadel.

Peale assotsiatsioonide on loendis toodud ka mõned kooslusetüübid, mis ei vasta ülaltoodud assotsiatsioonimõistele, nagu ühe- või kaheliigilised väljakujunemata kogumikud. Kooslused, mis esi-

* Siin toodud tähised ei ühti eeltoodud (lk. 82) näite jaotustega.

nedes meie rabadel väikesepinnaliste fragmentidena ($1/4$ — 10 m²) ei anna välja assotsiatsiooni «mõõtu», on loendist välja jäetud.

Assotsiatsioonid on ühendatud rühmadeks kasvukohatingimuste alusel. Sellised assotsiatsioonirühmad on aga ühtlasi fütotsöoloogilised ühikud, sest igähele neist on omased teatavad iseloomulikud jooned tsünooside koosseisus ja rindelises struktuuris.¹

Viimase rühmana on toodud mõned levinumad lagedate põlendike sekundaarsed assotsiatsioonid, mis oma tunduva stabiilsuse tõttu ning muudelt tunnustelt vastavad assotsiatsiooni määrangule. Pärast sfagnumkatte taastumist või metsa uuenemist muutuvad põlendike kooslused sekundaarseteks mätaste või puiskooslusteks.

VI. Rabataimekoosluste komplekside klassifikatsiooni katse

Kompleksseile taimkatteühikuile, mis koosnevad kahest või mitmest erinevast seaduspäraselt koos esinevast taimekooslusest, on hakatud osutama tähelepanu alles viimaseil aastakümneil. Selle üheks põhjuseks oli asjaolu, et pikemat aega loodeti igasuguse taimkatte kirjeldamisel läbi saada ainult ühe, nimelt fütotsöooside klassifikatsiooniga.

Komplekside klassifitseerimise probleemi on käsitlenud oma töödes Du Rietz (1921, 1930), D o h m a n (Д о х м а н, 1936, 1954) jt. Rabade taimkatte uurijaist tuleb selles suhtes esile tõsta B o g d a n o v s k a j a G u i h é n e u f i (1928), G a l k i n a t (1945) ja L o p a t i n i t (1954) (vt. tabel 5)

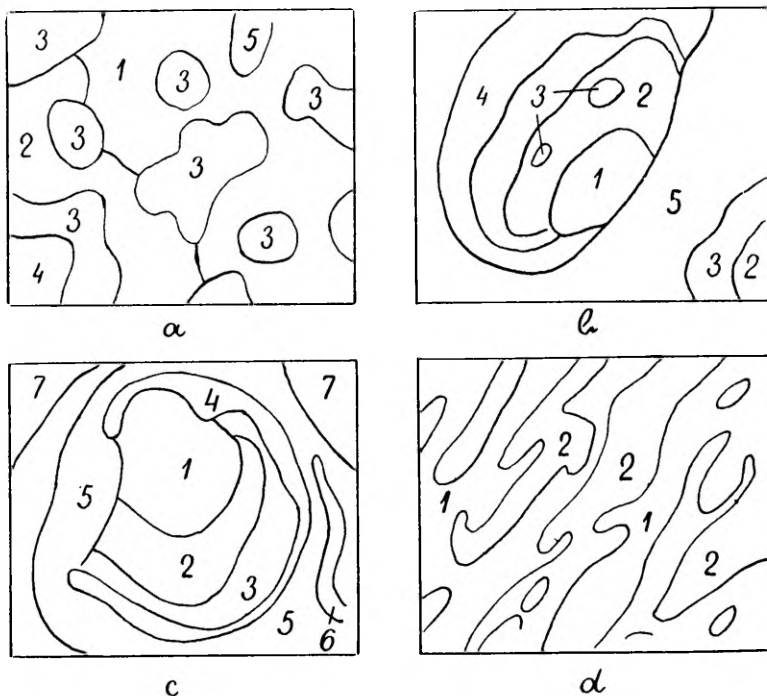
Komplekside klassifitseerimise teeb väga keerukaks asjaolu, et need võivad koosneda väga mitmesugusel arvul ja viisil ning mitmesuguses vahekorras liitunud taimekooslustest. Viimased võivad olla omakorda mitmesuguse ulatusega ja mitmesugusel määral üksteisest erinevad. Pealegi võivad kompleksid, kombineerudes omavahel ja mittekomplekssete taimkatteühikutega, moodustada suuremaid kompleksseid ühikuid. Kõigest sellest ongi tingitud, et võib leida terve rea printsiipe, mida võiks komplekside liigitamisel aluseks võtta.

Suuremate kompleksühikute moodustamine väiksematest või väiksemate ühikute koondamine suuremateks võib toimuda mõne (või mitme) allpool toodud printsiibi kohaselt.

¹ Rabataimkatte klassifitseerimisel on assotsiatsioonirühmi (valitseva eluvormi alusel) kasutatud meil V a g a (1953, lk. 31) ja V a r e p i (1953, lk. 43) töödes. Viimati nimetatud töös on assotsiatsioonirühm suur, tihti kompleksne ühik: nii on puhmaraba assotsiatsioonirühma loetud ka älvete ja laugaste taimekooslusi. Ainult rabamännikute assotsiatsioonirühm vastab rabametsade rühmale (D) meie käsitluses, kuid on arusaamatul põhjusel loetud «rabastuvate madalsoode» hulka kuuluvaks.

Siintoodud assotsiatsioonirühmad vastavad kõige rohkem soome autorite, näit. P a a s i o 1939, tüüpiderühmadele: B = Graskrautmoore, C = Zwergstrauchmoore ja D = Hochmoorwälder.

1. Komplekside liigitamine struktuuri, koosseisu jt. fütotsö-noloogiliste tunnuste sarnasuse alusel (s. t. nii, nagu klassifitseeritakse homogeenseid taimekooslusi), arvestamata seejuures kompleksi koostisosade kvalitatiiivseid erinevusi. Selline viis oli varemalt levinuim, kuid nüüd ei ole enam küllaldaselt täpne, sest ei väljenda kirjeldatava ühiku iseloomulikumat tunnust — kompleksust.



Joon. 1. Näiteid taimekate kompleksuse tüüpide kohta.

a) mosaiikkompleks (detail taimekoosluste kompleksist raba serva-osas), 1—5 mitmesuguste assotsiatsioonide fragmendid; b) tsonaalkompleks (älves peenarävelises lageda älveraba kompleksis), 1—5 — assotsiatsioonid ja nende fragmendid, 1—4 — älveste ja älveservade assotsiatsioonid, 5 — rabamätaste assotsiatsioon; c) tsonaalkompleks (kumer rabamassiiv Ida-Eestis), 1—7 — soo- ja metsatüübid, 1—3 — assotsiatsioonide kompleksid, 4—7 assotsiatsioonide rühmad; d) paralleelkompleks kui tsonaalkompleksuse erijuht (puis-laukaraba), 1 — puisraba-assotsiatsioonid, 2 — laukad.

2. Komplekside liigitamine vastavalt ühikutele, mis neid komplekse moodustavad: nii võib eristada assotsiatsioonide komplekse (tavaliselt piirduaksegi nendega), assotsiatsioonirühmade komplekse, formatsioonide komplekse jne. Komplekside nimed moodustatakse sel juhul tavaliselt kompleksi koosseisu kuuluvate ühikute nimedest (näit. Bogdanovskaja Guihéneuf, 1928: «peenraälve kompleks»; Lopatin, 1954: *Sphagneta fusci* + *Sphagneta cuspidati* jt.).

3. Kui kompleksi koostisosad on omakorda kompleksed, on võimalik eristada I astme komplekse, II astme komplekse ehk komplekside komplekse (makrokomplekse, D o h m a n, 1954) jne. Sellise käsitluse puhul võib tekkida raskusi sellega, millest alata kompleksistmete loendamist. Kui võtta aluseks eespool toodud soo taimkatteühikute suurusastmestik ja terminoloogia (lk. 69), siis taimekoosluste kompleksid on I astme kompleksid, soomassiivid on II astme kompleksid, soostikud — III astme kompleksid jne. (Käesolevas töös käsitleme ainult I astme komplekse. Soomassiivide ja soostike liigitamiseks puudub meil esialgu vajalik materjal.)

4. Komplekside liigitamine vastavalt nende koosseisu kuuluvate osade vastastikusele paigutumisele. Nii eristab Du Rietz (1930, lk. 338) mosaiikkomplekse (komplekse komponentide korrapäratu paigutusega) ja tsonaalkomplekse (komponentide paralleelse või kontsentrilise paigutusega). Vastavalt kompleksi suurusastmele (vt. p. 3) prevaleerib rabataimkattes kord üks, kord teine siinnimetatud kompleksuse liikidest. Nii on mosaiikkompleksus (joon. 1a) omane mõningaile mikromaastikele ja soostikele (makromaastikele); tsonaalkompleksus (joon. 1 b, c) aga üksikutele mätastele, älvestele ja suuremaist kompleksidest soomassiividele (mesomaastikele)

Tabel 10

Eesti NSV idaosa rabataimekoosluste kompleksid

Komplekse moodustavad taimekoosluste (resp. assotsiatsioonide) rühmad	C Mätaste taimekooslused	D Rabametsa taimekooslused
A Laugaste taimekooslused	A + C Lage laukaraba e. laukaline lageraba (väga harva)	A + D Puis-laukaraba e. laukaline puisraba (sage)
B Älveste ja älveservade taimekooslused	B + C Lage älveraba e. älveline lageraba (sage)	B + D Puis-älveraba e. älveline puisraba (piiratult)
C Mätaste taimekooslused	—	C + D Älvesteta puisraba ja hõre rabamännik (piiratult)

Märkus: Soovitavad nimetused on trükitud rasvaselt.

5. Lõpuks on võimalik komplekse liigitada ka selle alusel, mitmest komponendist nad koosnevad. Nii on B. Keller eristanud kahe-, kolme- ja enamaliikmelisi komplekse (ref. D o h m a n i järgi, 1936).

Esitatust nähtub, et teoreetiliselt on võimalik komplekse klassifitseerida väga mitmeti. Kõige põhjendatuma aluse annab p. 2 all toodud kriteerium — millest kompleks koosneb; p. 4 ja 5 all toodu seevastu vaid täpsustab, kuidas on kompleks «ehitatud».

Vaadeldes seniseid rabataimekoosluste komplekside nimetamise viise (autorid on toodud tabelis 5), selgub, et enamasti on kompleksi koostisosana käsitatud mitte assotsiatsiooni, vaid viimaste gruppe umbes sellises ulatuses, nagu need on antud tabelis 8. Üheks erandiks on Lopatini töö (1954), millest faatsiesed on tõesti assotsiatsioonide (*sensu Zinserling*) kompleksid.

Järgides senist traditsiooni (mis ilmselt hästi peegeldab rabakomplekside olemust) on alljärgnevalt toodud Ida-Eesti rabadel esinevate taimekoosluste komplekside kui assotsiatsioonirühmade komplekside liigitus. Ülevaatlikkuse mõttes on see antud tabelina 10 (lk-l 91).

Esitatavat skeemi tuleb hinnata kui jämedat, fusioonoomiliselt hästi tabatavat jaotust. Selle skeemi täpsustamine peaks toimuma üksikute jaotuste liigestamises ökoloogilisel ja suktsessioonilisel alusel.

VII. Taimkatte klassifikatsiooni ja rakendusliku tüpologia vahekorrast

Lõpuks on vaja lahendada sootaimkatte klassifikatsiooni ja soode rakendusliku tüpologia vastavuse küsimus.

Kaasajal ei tohiks olla kahtlust, et geobotaanik peab taimkatet käsitlema kui objektiivset reaalsust, millele on omased teatavad looduslikud seaduspärasused. Nii on ka mitmesugused (nii kvantitatiivselt kui ka kvalitatiivselt erinevad) ühtlased taimkatteosad, mida me käsitleme mitmesuguste taimkatteühikutena, looduses olemas. Nende looduslike ühikute iseloom, struktuur ja muud omadused ei olene mingil määral sellest, millisel eesmärgil neid nähtusi uuritakse. Küll aga määrab töö eesmärk uuritavate ühikute ja uuritavate tunnuste valiku, nende uurimise detailsuse ja saadud tulemuste liigitamise viisid (vrd. K a l e s n i k, 1954, lk. 67).

Soovides mingit ala kasutusele võtta või seal valitsevaid looduslikke tingimusi muuta majanduslikult kasulikumas suunas, tuleb muidugi arvestada kohapeal kujunenud looduslikke tingimusi ja looduslikke taimkatteühikuid, kui viimased on veel olemas. Seega loodusliku taimkatte klassifikatsioon võib olla abiks kasvukoha boniteerimisel ja edasiste majanduslike abinõude projekteerimisel.

Kui geobotaaniline klassifikatsioon peab põhinema taimkatte looduslikel seaduspärasustel, siis mistahes rakenduslik soode lii-

gitus ei põhine ainult ala looduslikel omadustel (taimkatte iseloom, saagikus), vaid ka majanduslikel, tehnilistel ja teistel ühiskonna arenguastmest ja vajadustest tingitud kriteeriumidel. Vastavalt maade kasutamise suunale ja intensiivsusele, tööjõu ja tehniliste vahendite olemasolule jt. taoliste eeldustele, võib erinevaid looduslikke taimekooslusi ühendada mitmel viisil ulatuslikumateks tüüpideks, millede piires viljelusväärtus (s. t. väärtus kasutuselevõtu seisukohalt) on enam-vähem ühesugune. Vastavalt kasutuselevõtu peasuundadele (alus- või kütteturba tootmine, metsakasvatus), on ka rabade rakendusliku tüpologiseerimise alused mõnevõrra erinevad, sest see põhineb ühel juhul turbalasundi omadustel (tuhasus, turba sidusus, lasundi kännusus, sügavus), teisel juhul peamiselt pindmise turbakihi omadustel (vee- ja toite-režiim, seemnete idanemistingimused jne.).

Öeldust võib teha kolm põhimõttelist järeldust.

1. Pole olemas universaalset (kõikideks otstarveteks hästi sobivat) ja seejuures detailset tüpoloogiat; rakenduslikku tüpoloogiat on vaja kohandada vastavalt kasutuselevõtu eesmärgile ja viisidele.

2. Soode rakendusliku tüpologia ja taimekatte geobotaanilise klassifikatsiooni ühikud, olles printsiibilt osaliselt erinevail alustel, ei tarvitse kokku langeda. Nende kokkulangevus on seda suurem, mida rohkem on kummaski klassifikatsioonis kokkulangevaid tunnuseid; nii on metsatüpoloogilised ühikud hästi kokkulangevad geobotaanilistega, sest mõlemad baseeruvad suurel määral puistu koosseisu ja struktuuri tunnustel.

3. Et rakenduslik tüpologia peab tugevasti arvestama ala looduslikke iseärasusi, siis on geobotaaniline klassifikatsioon selle loomisel üheks olulisemaks aluseks.

Rakenduslike tüüpide eristamisel ei saa arvestada kõiki väikesepinnaalisi taimekatte erinevusi. Seepärast on «tüüp» enamasti terve rea lähestikku asuvate, praktiliselt vähe erinevate taimekatte-ühikute küllaltki suur kogum. Millised sootaimekooslused tuleb liita ühte sootüüpi, see ei olene aga mitte ainult geobotaanilistest kaalutlustest.

Püüdes leida tavaliselt eristatavaile sootüüpidele (Tomingas, 1949; Kuum, 1954; Masing ja Trass, 1955) täpseid geobotaanilisi vasteid, selgub, et rabade ja siirdesoode osas vastavad need enamasti taimekoosluste (assotsiatsioonide) kompleksidele, harvem assotsiatsioonidele või assotsiatsioonirühmadele.

Meil kasutatavas soode tüpoloogias moodustavad kõik raba-tüübid kokku põhitüübi — raba ehk kõrgsoo. Selliseid soode põhitüüpe on meil eristatud kaks (soo ja raba — vanemates töödes, madalsoo ja raba — uuemates töödes, näit. Varep, 1953, lk. 37) või kolm (madalsoo, siirdesoo ehk rabasoo ja kõrgsoo ehk raba — üldkasutatava kolmikliigituse alusel, Kuum, 1954, lk. 12; Masing ja Trass, 1955, lk. 11 jt.).

Alljärgnevalt on toodud Eesti NSV tähtsamate rabatüüpide ja neile vastavate geobotaaniliste ühikute loend.

Rabatüübid ¹	Rabatüübile vastav taimkatte- ühik
(Masing ja Trass, 1955)	
I. Rabamännik	} Rabametsade assotsiatsiooni- rühm (vt. D tabelis 8)
a) mustika-rabamännik	
b) nõmm-rabamännik	
c) sookailu-rabamännik	
II. Nõmmraba	} Rabamätaste (C), rabametsa (D) ja rabapõlendike (E) assot- siatsioonirühmad
a) lage nõmmraba	
b) puis-nõmmraba	
III. Rohuraba	Tuppvillpea-rohked assotsiatsi- oonid (rühmadest B, C ja E)
IV. Puhmaraba	} Assotsiatsioonirühmad C või E Assotsiatsioonirühmad C, D ja E või nende kompleks
a) lage puhmaraba	
b) puis-puhmaraba	
e. älvesteta puisraba	
V. Älveraba	} Samanimeline assotsiatsiooni- rühmade kompleks (vt. B + C ja B + D tabelis 10)
a) lage älveraba	
b) puis-älveraba	
VI. Laukaraba	} Samanimeline assotsiatsiooni- rühmade kompleks (vt. A + C ja A + D tabelis 10)
a) lage laukaraba	
b) puis-laukaraba	

Soode selline põhiliigitus on end praktikas täielikult õigustanud, sest ta näitab ligikaudselt ka soo viljelusväärtust ning kasutuselevõtu võimalikku suunda. Rabade tüpologia siin toodud kujul tohiks samuti olla küllaldaselt paindlik mitmesugusteks rakenduslikeks eesmärkideks, sest ta põhineb olulistel ning kergesti määratavatel tunnustel ja on vastavalt vajadustele mitmesugusel määral detailiseeritav.

¹ Toodud tüpoloogias on tüüpide eraldamise aluseks peamiselt taimkatte (eriti puurinde) iseloom, mikroreljeef ja turbalasundi sügavus. Nii on tüübis Ia turbakihi paksus alla 0,5 m, tüübis Ib alla 1 m, Ic — üle 0,5 m; II — alla 1 m; III, IV, V ja VI — üle 1 m. Vajaduse korral võib tüübid IIa, III, IVa, Va ja VIa kokku võtta Iagerabade koondtüübiks, tüübid IIb, IVb, Vb ja VIb — puisrabade koondtüübiks, kuna rabamännikuid (Ia-c) võib käsitada kui metsatüüpide rühma.

KIRJANDUS

- Boate, G. 1652. Ireland's Naturall History. London. (Refereeritud E. Gorhami järgi, 1953).
- Braun Blanquet, J. 1921. Prinzipien einer Systematik der Pflanzengesellschaften auf floristischer Grundlage. Jahrb. St. Gall. Naturw. Ges., 57.
- Braun Blanquet, J. 1951. Pflanzensoziologie, 2. Aufl. Wien.
- Cajander, A. K. 1913. Studien über die Moore Finnlands. Acta Forest. Fenn., 2, 3.
- Du Rietz, G. E. 1917. Några synpunkter på den synekologiska vegetationsbeskrivningens terminologi och metodik. Sv. Bot. Tidskr., 11.
- Du Rietz, G. E. 1921. Zur methodologischen Grundlage der modernen Pflanzensoziologie. Akad. Abhandlung, Wien.
- Du Rietz, G. E. 1925. Zur Kenntnis der flechtenreichen Zwergstrauchheiden im kontinentalen Südnorwegen. Sv. Växtsoc. Sällsk. Handl., 4.
- Du Rietz, G. E. 1930. Vegetationsforschung auf soziationsanalytischer Grundlage. Handb. der biol. Arbeitsmethoden, Abt. XI, T. 5, H. 2.
- Gams, H. u. Ruoff, S. 1929. Geschichte, Aufbau und Pflanzendecke des Zehlaubruches. Schr. d. Phys. Ökon. Ges. zu Königsberg in Pr., 66.
- Gorham, E. 1953. Some early ideas concerning the nature, origin and development of peat. J. Ecol., 41, 2.
- Hueck, A. F. 1845. Darstellung der landwirtschaftlichen Verhältnisse in Esth-, Liv- u. Curland. Leipzig.
- Kuum, J. 1954. Soode kuivendamine ja kasutamine põllumajanduses. Tallinn.
- Lesquereux, L. 1844. Quelques recherches sur les marais tourbeux en général. Mémoire. d. l. Soc. des sc. nat. de Neuchâtel, 3.
- Lippmaa, T. 1931. Beiträge zur Kenntnis der Flora und Vegetation Südwest-Estlands. Archiv f. d. Naturkunde Estlands, II Ser., 13, 3.
- Lippmaa, T. 1933. Taimelihingute uurimise metoodika ja Eesti taimelihingute klassifikatsiooni põhijooni. Loodusuur. Seltsi Aruanded, 40, 1—2.
- Masing, V. 1953. Meetodeist taimkatte uurimisel ja kasutamisel kuivenduse ja teiste keskkonnatingimuste muutuste indikaatorina. Loodusuurijate Seltsi juubelikoguteos, Tallinn.
- Masing, V. ja Trass, H. 1955. Juhend soode geobotaaniliseks uurimiseks. Loodusuurijate Selts, Tartu.
- Osvald, H. 1923. Die Vegetation des Hochmoores Komosse. Uppsala.
- Osvald, H. 1925. Die Hochmoortypen Europas. Veröff. d. geobot. Inst. Rübel in Zürich, 3. Heft, Festschrift C. Schröter.
- Paasio, I. 1933. Über die Vegetation der Hochmoore Finnlands. Acta forestalia fennica, 39, 3.
- Paasio, I. 1939. Zur Vegetation der eigentlichen Hochmoore Estlands. Ann. Bot. Soc. Zool.-Bot. Fenn. Vanamo, 11, 2.
- Schwickerath, M. 1941. Die Sphagneta der fennoskandinavischen Forscher, vom Gesichtspunkt der erweiterten Charakterartenlehre aus betrachtet. Archiv für Hydrobiologie, Bd. 37.
- Tamm, C. O. 1953. Growth and nutrient consumption in a forest community. Rev. bryol. et lichenol., 22, 1—2.
- Tomingas, E. 1949. Maaparanduse õpik. Tallinn.
- Trass, H. 1955. Sünuuside meetodist geobotaanikas. Loodusuurijate Seltsi Aastaraamat 1955, 48.
- Tuomikoski, R. 1942. Untersuchungen über die Untervegetation der Bruchmoore in Ostfinnland I. Ann. Bot. Soc. Zool.-Bot. Fenn. Vanamo, 17, 1.
- Tüxen, R. 1937. Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. Mitt. der flor.-soziol. Arbeitsgem. in Niedersachsen, 3.
- Vaga, A. 1940. Fütotsönoloogia põhiküsimusi. Acta et Comm. Univ. Tartuensis (Dorpatensis), A XXXV. 6.

- Vaga, A. 1953. Eesti NSV soode fütotsönoosidest. Eesti NSV fauna ja floora uurimise küsimusi, Tallinn.
- Varep, E. 1953. Eesti NSV lääneosa soode geobotaaniline iseloomustus. Eesti NSV fauna ja floora uurimise küsimusi, Tallinn.
- Wangerin, W. 1925. Beiträge zur pflanzensoziologischen Begriffsbildung und Terminologie. Fedde. Repert. spec. nov. regni veget. Beih., 36.
- Weber, C. 1902. Über die Vegetation und Entstehung des Hochmoores von Augstumal im Memeldelta. Berlin.
- Weber, C. 1908. Aufbau und Vegetation der Moore Nordwestdeutschlands. Englers Bot. Jahrb., 40, 1.
- Аболин Р. И. 1904. Опыт эпигенологической классификации болот. Болотоведение, № 3, Минск.
- Аболин Р. И. 1928. К вопросу о классификации болот Северозападной области. Мат. по опытно-мелиорат. делу, 2.
- Богдановская-ГиенэФ И. Д. 1928. Растительный покров верховых болот русской Прибалтики. Тр. Петергофского ест.-научного инст., 5.
- Галкина Е. А. 1946. Болотные ландшафты и принципы их классификации. Сб. научных работ. [1941—1943], Бот. Инст. АН СССР.
- Галкина Е. А. 1955. Болотные ландшафты лесной зоны. Геогр. сборник Геогр. Об-ва СССР, VII.
- Дохман Г. И. 1936. О некоторых классификационных единицах комплексов. Землеведение, 38, вып. 3.
- Дохман Г. И. 1954. Растительность Мугоджар. Географгиз.
- Иванов К. Е. 1953. Гидрология болот. Гидрометиздат, Л.
- Калесник С. В. 1954. Несколько замечаний, по поводу статьи «Еще раз о границах географических комплексов». Изв. ВГО 86, вып. 1.
- [Кац, Н.] Katz, N. 1930. Die grundlegenden Gesetzmässigkeiten der Vegetation und der Begriff der Assoziation. Cohn, Beitr. z. Biol. d. Pflanzen, 18.
- [Кац, Н.] Katz, N. 1933. Die Grundprobleme und die neue Richtung der Phytosoziologie. Cohn, Beitr. z. Biol. d. Pflanzen, 21.
- Кац Н. 1948. Типы болот СССР и Западной Европы и их географическое распространение. Географгиз, М.
- Келлер Б. А. 1951. Задачи и пути советской ботаники. Избранные сочинения. Изд. АН СССР, М.—Л.
- Лопатин В. Д. 1949. Очерк растительности Гладкого болота. Уч. зап. ЛГУ, № 166, сер. геогр. наук, вып. 5.
- Лопатин В. Д. 1954. «Гладкое» болото. Уч. зап. ЛГУ, № 166; сер. геогр. наук, 9.
- Лопатин В. Д. 1956. Зависимость значения рН и хода оттаивания от растительности и микрорельефа на верховом болоте. Вестник ЛГУ, № 12.
- Мещеряков Д. 1929. Рецензия. Изв. Гос. Луг. Инст., II.
- Ниценко А. А. 1953. Понятие о фитоценозе в современной советской геоботанике. Вестник ЛГУ, № 1.
- Ниценко А. А. 1956. Франко-швейцарская геоботаническая школа на современном этапе. Бот. журнал, 41, 6.
- Раменский Л. Г. 1938. Введение в комплексное почвенно-геоботаническое исследование земель. Сельхозгиз, М.
- Раменский Л. Г. 1952. О некоторых принципиальных положениях современной геоботаники. Бот. журнал, т. 37, № 2.
- Раменский Л. Г. 1950. Классификация земель по их растительному покрову. Сб. «Проблемы ботаники», вып. 1.
- Сукачев В. Н. 1928. Растительные сообщества. Изд. 4-е. «Книга», Л.—М.
- Танфильев Г. И. 1898. Опыт ботанической классификации болот Европейской России. Дневник съезда русск. естеств. и врачей в Киеве.
- Танфильев, Г. И. 1900. Болота и торфяники. Полная энциклопедия русского сельского хозяйства, изд. Девриена.
- Тюрэмнов С. Н. 1949. Торфяные месторождения и их разведка. Изд. 2-е Госэннергогиз, М.—Л.

- Цинзерлинг Ю. Д. 1932. География растительного покрова Северо-Запада европейской части СССР. Тр. Геоморф. Инст. АН СССР, вып. 4.
- Цинзерлинг Ю. Д. 1938. Растительность болот СССР. Растительность СССР, т. I. Изд. АН СССР
- Шилова Е. И. 1953. Об учении акад. В. Р. Вильямса о едином почвообразовательном процессе. Вестник ЛГУ, № 10.
- Ярошенко П. Д. 1953. Основы учения о растительном покрове. Изд. 2-е. Географгиз, М.

ПРИНЦИПЫ И ЕДИНИЦЫ КЛАССИФИКАЦИИ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ВЕРХОВЫХ БОЛОТ

В. Мазинг

Резюме

Данная статья состоит из 7 частей: I — введение; II — краткая история развития классификаций болотной растительности; III — некоторые основные принципы классификации растительности болот; IV — обзор главнейших направлений по методике выделения классификационных единиц растительности; V — опыт классификации растительных сообществ верховых болот Восточной Эстонии; VI — опыт классификации комплексов растительных сообществ (фаций) верховых болот Восточной Эстонии; VII — сравнение единиц прикладной типологии и геоботанической классификации болот.

При изучении болотной растительности различными исследователями выделялся целый ряд количественно и качественно различных, объективно существующих в природе категорий растительности: а) растительные сообщества или фитоценозы, б) комплексы растительных сообществ, в) растительность болотных массивов, и г) болотных систем, и д) болотные районы и области. Они все служат объектами исследований. Каждый из них следует классифицировать на основании присущих ему свойств. Одной фитоценологической классификацией невозможно охватить весь ряд этих объектов. Все эти объекты являются и геоботаническими и ландшафтными единицами, так как они — составные части растительного покрова, а также болотного ландшафта.

Из классификаций фитоценозов приведена классификационная схема Р. Аболина, 1914 (табл. 1) и Ю. Цинзерлинга, 1938 (табл. 2). Хотя последняя из них построена очень логично и широко употребляема, она все-же имеет серьезные недостатки. В качестве основной единицы ее — ассоциации — рассматриваются очень мелкие фитоценологические категории, и даже крупнейших единиц классификации — типов растительности — насчитывается на небольшой площади грядово-мочажинного комплекса целый ряд.

Наряду с тенденцией уменьшения основных единиц растительности в фитоценологических работах, наблюдается и повышение интереса к более крупным (в условиях болот обычно комплексным) единицам растительности, имеющим большее теоретическое и практическое значение. Приводится схема классификации комплексных единиц болотной растительности и болотного ландшафта по Е. Галкиной (табл. 3), принятая за основу и в настоящей работе.

Сравнение классификационных единиц разных авторов приводится в таблицах 4 (классификации фитоценозов), 5 (классификации комплексов ассоциации) и 6 (классификации типов болотных массивов).

Методы выделения единиц болотной растительности можно разбить на 3 основные группы: а) структурно-аналитические, которые базируются на анализе структуры и доминантов отдельных ярусов растительных сообществ (метод социаций Дю-Риэ, Цинзерлинг; метод синузий Липпмаа и др.), б) метод характерных видов (Браун-Бланкэ и др.), и в) метод корреляций (Туомикоски) и близкие к нему методы, разработанные Л. Раменским. Сравнительный анализ этих методов показывает, что в первом приближении наиболее целесообразным является первый из них. Однако социации, выделенные на основании доминантов, — единицы очень разнородные, генетически и экологически разноценные. Поэтому рекомендуется объединение сходных социаций в ассоциации на основании метода корреляций.

В табл. 8 приводится классификация растительных сообществ верховых болот Восточной Эстонии. Приведенные ассоциации встречаются неоднократно в виде сообществ, площадью не менее 10 кв. м. Ассоциации объединены по эколого-фитоценологическому принципу в группы: А — ассоциации сообществ озерков, В — ассоциации мочажинных и примочажинных сообществ, С — ассоциации кочек и гряд (без древесной растительности), D — ассоциации с древесной растительностью, Е — ассоциации гарей. Принадлежность важнейших социаций (как комбинаций доминантов отдельных ярусов) в ассоциации и группы ассоциаций в смысле автора приводится в табл. 9.

Классификационная схема для важнейших физиономических комплексов фитоценозов дается в табл. 10. А + С — безлесный озерковый комплекс, А + D — озерковый комплекс с сосной, В + С — безлесный (грядово-) мочажинный комплекс, В + D — мочажинный комплекс с сосной, С + D — комплекс с редкой сосной.

Типы болот применяемой в настоящее время в ЭССР типологии не всегда соответствуют классификационным единицам растительности, так как в принципе основы этих классификаций не совпадают. Типы болот соответствуют обыкновенно группам или комплексам ассоциаций растительности.

ÜBER PRINZIPIEN UND EINHEITEN DER KLASSIFIKATION DER HOCHMOORVEGETATION

V. Masing

Zusammenfassung

Die Abhandlung besteht aus 7 Teilen: I. Einleitung; II. Kurze historische Übersicht über die Entwicklung der Klassifikation der Moorvegetation; III. Einige grundlegende Prinzipien der Klassifizierung der Moorvegetation; IV. Hauptrichtungen der phytozoologischen Methodik; V Versuch einer Klassifikation der Phytozönosen der Hochmoore Ostestlands; IV Versuch einer Klassifikation der Phytozönosenkomplexe der Hochmoore Ostestlands; VII. Vergleich der Einheiten der angewandten Moortypologie und der geobotanischen Klassifikation der Moore.

Der Verfasser kommt zu folgenden Ergebnissen:

1. Bei der Untersuchung der Moorvegetation haben verschiedene Forscher eine ganze Reihe von quantitativ und qualitativ verschiedenen Vegetationskategorien festgestellt, die objektiv in der Natur vorkommen: a) Pflanzengesellschaften oder Phytozönosen, b) Phytozönosenkomplexe, c) einfache Moormassive, d) Moorsysteme und e) Moorregionen. Jede von ihnen stellt ein Forschungsobjekt für sich dar und ist auf Grund der sie kennzeichnenden Eigenschaften zu klassifizieren. Die phytozoologische Klassifikation ist zur Erfassung aller dieser Objekte unzureichend. Letztere sind zugleich geobotanische und landschaftliche Einheiten, da sie sowohl Bestandteile der Pflanzendecke als auch der Moorlandschaft bilden.

2. In der Methodik der Abgrenzung von Moorvegetationseinheiten kann man folgende drei Hauptrichtungen unterscheiden: a) die strukturanalytische, die auf der Analyse der Struktur- und Dominanzverhältnisse der Pflanzengesellschaften beruht (die sozitionsanalytische Methode von Du Rietz, Zinserling u. a., die Synusienmethode von Lippmaa u. a.), b) die Charakterartlehre (Braun-Blanquet u. a.) und c) die Korrelationsforschung (Tuomikoski) und die ihr sehr nahestehende Methodik von Ramenski. Die vergleichende Analyse dieser Methoden zeigt, dass für den Anfang die erste von ihnen die zweckmässigste ist. Jedoch sind die nach

der Dominanz unterschiedenen Soziationen von sehr verschiedener Grösse und ungleichem ökologischem Wert. Deshalb ist eine Vereinigung von ähnlichen Soziationen zu Assoziationen mittels der Korrelationsmethode zu empfehlen.

3. Die zur Zeit in Estland in der Moortypologie gebräuchlichen Typen entsprechen nicht immer den Klassifikationseinheiten der Vegetation, da sie auf prinzipiell verschiedenen Grundlagen basieren. Am ehesten lassen sich die Moortypen mit Assoziationsgruppen oder Assoziationskomplexen vergleichen.

Auf der Seite 94 ist ein Vergleich der Moortypen mit Vegetationseinheiten der Hochmoore gegeben. I — Hochmoorwälder; II — Heidemoore; III — Grasmoores; IV — Zwergstrauchmoore; V — Schlenkenmoore; VI — Blänkenmoore. Die Typen I—IV sind mit Assoziationsgruppen der Vegetationsklassifikation, die Typen V—VI (teilweise auch IV) mit Assoziationskomplexen zu vergleichen.

Anmerkungen zu den Tabellen

- Tab. 1. Vegetationseinheiten nach R. Abolin (1914).
- Tab. 2. Einheiten der Moorvegetation nach J. Zinserling (1932).
- Tab. 3. Schema der Vegetations- und Landschaftseinheiten der Moore nach J. Galkina (1945, 1955). Von oben nach unten: elementare Moormikrolandschaft (einfache und mosaikartige Phytozönosen) — Moormikrolandschaft (Phytozönosenkomplexe oder heterogene Phytozönosen) — Moormesolandschaft (Moormassivtyp) — Moormakrolandschaft (Moorsystem). Von links nach rechts: Klassifikationseinheiten der Phytozönosen, Meso- u. Makrolandschaften.
- Tab. 4. Vergleich der phytozönologischen Einheiten bei verschiedenen Moorforschern.
- Tab. 5. Vergleich der Einheiten für die Klassifizierung der Phytozönosenkomplexe bei verschiedenen Moorforschern.
- Tab. 6. Vergleich der Einheiten für die Klassifizierung der Moormassivtypen bei verschiedenen Moorforschern.
- Tab. 7. Auswahl von Probestellen aus verschiedenen Hochmoorphytozönosen als Beispiel einer Gliederung der Vegetation nach dem Korrelationsverfahren.
- Tab. 8. Ökologische Klassifikation der Phytozönosen der ostestnischen Hochmoore. A — Phytozönosen der Blänken (Teiche); B — Phytozönosen der Schlenken und Schlenkenränder; C — Phytozönosen der Bülden und Stränge; D — Phytozönosen der Hochmoorwälder; E — Phytozönosen der Brandflächen. Abkürzungen: ass. — Assoziation; sek. ass. — sekundäre Assoziation; kog. — Artbestände. + — Phytozönosen der Rand- u. Überganggebiete.
- Tab. 9. Zugehörigkeit der Hochmoorsoziationen zu den in Tab. 8 gegebenen Assoziationen.
- Tab. 10. Die Phytozönosenkomplexe der Hochmoore Ostestlands. A + C — offenes Blänkenmoor; A + D — Blänkenmoor mit Moorkiefern; B + D — offenes Schlenkenmoor; B + D — Schlenkenmoor mit einzelnen Moorkiefern; C + D — lichte Moorkiefernbestände.