

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Botaanika õppetool

Mari Metsoja

TAIMKATTE INIMMÕJULISED MUUTUSED JA ARHEOFÜÜDID EUROOPAS

Bakalaureusetöö

Juhendaja: vanemteadur Dr. Aveliina Helm

Tartu 2014

Sisukord

1. Sissejuhatus.....	3
2. Ajaloolise inimasustuse mõju Euroopa taimekoosluste kujunemisele.....	4
2.1. Euroopa asustamine.....	4
2.2. Maaviljelusest tingitud muutused taimkattes.....	5
3. Taimeliikide jaotamine inimtegevusele reageerimise alusel.....	9
4. Taimeliikide jaotamine päritolu, invasiooni staatuse ja saabumise aja alusel.....	11
5. Arheofüüdid Euroopas ja nende üldine iseloomustus.....	15
5.1 Arheofüüdid Euroopa floorades.....	15
5.2. Arheofüütide elupaigaeelistused ja neile iseloomulikke tunnuseid.....	17
6. Arutelu.....	24
Kokkuvõte.....	27
Summary.....	28
Kasutatud kirjandus.....	30

1. Sissejuhatus

Tänapäeva taimkatte kujunemist mõjutavate tegurite seas on inimene kahtlemata olulisel kohal. Alates Euroopa alade esmasest asustamisest 1,4 – 1,2 MAT (Parés, Duval & Arnold 2013) kuni nn neoliitilise revolutsioonini – põllumajanduse kasutuselevõtuni, on surve looduskeskkonnale olnud vähemärgatav (Behre 1988), ent kasvanud 21. sajandiks seoses maakasutusintensiivsuse tõusu ning loodusressursside tarbimisega järk-järgult kordades (DiCatri 1989). Seda protsessi iseloomustavad muutused on märgatavad nii taimestik – inim mõjulembeste liikide (ehk hemerofiilide) ekspansiooni, inimesest negatiivselt mõjustatud liikide (ehk hemerofobide) taandumise/kadumise ja taksonite evolutsiooniliste muutuste näol – kui ka taimkattes – hemerofiilsete koosluste laienemise, hemerofobsete koosluste taandumise/kadumise ning uute, antropogeensete koosluste tekke näol (Kornaś 1990).

Arheofüüdid ehk ürgtulnukad on vanimad inim mõjulistele kooslustele tunnuslikud taimeliigid, mis on jõudnud meile alates sellest, kui inimene hakkas enda tarbeks ise taimi ja loomi kasvatama, seetõttu on arheofüütide esinemine iseloomulik eelkõige traditsioonilise maakasutusega aladele (Preston, Pearman & Hall 2004). Arheoloog K. Seppänen (1987) on leidnud hämmastava sarnasuse rohulaugu (*Allium oleraceum*) ja rauaaegsete asulakohtade leviku vahel Soomes, ja kuigi I. Kukkonen leiab, et „katse lugeda tänapäeva taimestikust välja detaile sündmuste kohta, mis leidsid aset 1000 või enam aastat tagasi, on tõenäoliselt määratud läbikukkumisele” (Kukkonen 1985, lk 486), tõdeb ta, et paljusid nähtusi praegusaegses taimestikis on võimalik mõista vaid ajalooliste sündmuste taustal. Käesoleva töö eesmärk on anda lühike ülevaade inimasustuse kujunemisest Euroopas ning osutada sellega seoses toimunud muutustele looduslikus taimkattes. Ühtlasi tutvustab töö mõningaid mõisteid, mis on seotud taimkattele avalduva inim mõjuga ning liikide jaotamist vastavalt inim mõjule reageerimisele ning päritolule.

Töö viimane osa keskendub ürgtulnukatele ning püüab kirjanduse põhjal anda ülevaadet neile omastest tunnustest ja levikumustritest.

2. Ajaloolise inimasustuse mõju Euroopa taimekoosluste kujunemisele

2.1. Euroopa asustamine

Inimene (*Homo sp*) jõudis Aafrikast Euroopa läänealadele (Ibeeria poolsaarele) ja Vahemere piirkonda tõenäoliselt varase pleistotseeni teises pooles, ligikaudu 1,4-1,2 MAT, kuid vastavalt kliimaatiliste tingimuste muutlikkusele on asustus järgnevate aastatuhandete jooksul katkendlik (Parés *et al.* 2013; Bermúdez de Castro *et al.* 2013).

Kuigi täpsed teadmised pleistotseenis inimest ümbritsenud taimekooslustest puuduvad, on arheoloogiliste leiukohtade õietolmuspektri uurimisel leitud, et eelistatud olid avatud ja poolavatud elupaigad, mida seostatakse toidu kättesaadavuse ja rohusööjate levikuga; avatud elupaiku esines enim jäävaheaegade alguses ning üleminekuperioodidel metsakooslustele (Leroy, Arpe & Mikolajewicz 2011; Bermúdez de Castro *et al.* 2013). Üldiselt iseloomustab jääaegade perioodiline kordumine nii inimese kui taimestiku leviku dünaamikat kuni jää taandumiseni praegustesse piiridesse (kuni ca 9000 AT). Kliimaatiliste tsüklite soojematel perioodidel võimaldas maastiku esialgne avatus nii suuremate rohusööjate kui inimese korduvat rännet Euroopasse, metsa pealetung, mis hoogustus jäävaheaja teises pooles, ning uue külmaperioodi algus sundisid neid taanduma või peatasid edasiliikumise. Püsivaks asustuse moodustamiseks Euroopas oli vaja toime tulla mitmete kliimaatiliste, bioloogiliste ja kultuuriliste tingimustega (Leroy, Arpe & Mikolajewicz 2011).

Kuigi ajavahemikus 1-0,5 MAT võis püsiasiastusi leiduda vaid Vahemere-äärsetes piirkondades, võimaldas inimese pikaajaline kohastumine jahedamale kliimale liikuda jäävaheaegadel juba 40-45° laiuskraadidele, seda osalt ka tänu suurkiskjate kadumisele keskmise pleistotseeni lõpul ning samaaegsele stepitaimestiku laienemisele (Dennell 2003).

Homo sp püsiv kohalolu Euroopas on tõendatud alates ligikaudu 500. aastatuhandest e.m.a, mil inimese asustusala laienes kuni 50. laiuskraadini Briti saartel ning Doonau kallastele Kesk-Euroopas, Ida-Euroopa aladel jäi asustusala 45°N lähedale (Hoffecker 1999; Dennell 2003).

Arheoloogiliste leiukohtade analüüs viitab kohati inimese sesoonsele paikseksjäämisele – vastavalt loomse ja/või taimse toidu kättesaadavusele, ning varude kogumisele toiduvaeste perioodide üleelamiseks (Hoffecker 2009).

10 000 AT viis jää taandumine ja kliima soojenemine avatud ja poolavatud koosluste asendumiseni tihedate metsakooslustega, seda ligi 1000 aasta jooksul üle kogu Euroopa (Huntley 1988). Mesoliitikumi (10 000 – 6500/5000) asustused olid oletatavasti koondunud eelkõige rannikualadele, jõgede ja järvede ligidusse (Behre 1988). Kui paleoliitiliste kultuuride esindajad olid rändava eluviisiga koobastes elutsevad kütid-korilased, siis mesoliitikumis lisandusid muudele tegevusjälgedele häiringuid metsaaladel, eelkõige tule kasutamise tõttu jahipidamise eesmärkidel (Behre 1988; Clark, Merkt & Muller 1989), kohati on oletatud ka toiduks kasutatavate taimeliikide kasvatamist (Huntley 1988). Leitud peatuspaikades läbi viidud õietolmuanalüüsid näitavad, et mõju metsakooslustele oli paikne, kuid inimese poolt tekitatud häiringutest tulenevalt võis kohati esineda lämmastikulembeseid ruderaale nagu nõges (*Urtica sp*) ja maltsalised (*Chenopodiaceae*) (Behre 1988). Sarapuu (*Corylus avellana*) ja kase (*Betula sp*) õietolmu ohtrus mesoliitikumiaegsetest setetest viitab metsa avamisele inimese poolt ning tõenäoliselt järjest kinnistuvale asustusele (Ritter 2011).

Eesti aladel on inimene teadaolevalt elanud alates 9. aastatuhandest eKr. Ka siin on muutused mesoliitikumi (9000-4900 eKr; Lang & Kriiska 2001) asustuste õietolmudiagrammidel märgatavad (sõe esinemine, õietolmu mitmekesisus), kuid mitte püsivad (Poska, Saarse & Veski 2004).

2.2. Maaviljelusest tingitud muutused taimkattes

Esimeste põllumajanduspraktikate jõudmisega Euroopasse muutub inimese ja looduse suhe tähelepanuväärselt. Põllumajanduse alged levivad alates 10 000 AT erinevate arheoloogiliste kultuuride vahendusel Lähis-Idast Vahemeremaadesse ning Kesk-Euroopasse (Behre 1988). Esmalt võetakse põllupidamine ning loomakasvatus omaks kontinentaalses Euroopas (5600-5400 eKr; Galeta *et al.* 2011), kus põllumajanduse kiiret levikut soosisid toitainerikkad lössimullad (Behre 1988), ning hiljem jahedama kliimaga Suurbritannias 6000-5800 AT (Innes, Blackford & Rowley-Conwy 2013) ja Lõuna-Skandinaavias 4000-3700 eKr (Sørensen & Karg 2012).

Eestis ja mujal Ida-Euroopas algab neoliitikum keraamika kasutuselevõttuga 4900 eKr (Lang & Kriiska 2001; Dolukhanov *et al.* 2005), esimesed märgid maaviljelusest Eesti aladel on pärit hilisneoliitikumist (3200-1800 eKr) või vanemast pronksiajast (1800-1100 eKr; Lang & Kriiska 2001). Õietolmudiagrammid hilisneoliitikumist kuni rauaajani näitavad inimõju vahelduvat iseloomu ja ulatust nii ajalises kui ruumilises plaanis, mis võib olla märk ebastabiilsusest viljelusmaade paiknemises ja kasutamises, aga tõenäoliselt ka mitte väga paiksest asustusest. Täielik üleminek püügimajanduselt maaviljelusele toimus Eestis pikaajalise protsessina ja vastavalt sellele on asustuse kinnistumise aeg piirkonniti erinev (Lang 2007).

Uut metsaalade vähenemise ja avatud alade kasvutendentsi pärast põllumajanduse intensiivistumist Rooma rauaajal (50-450 pKr; Lang & Kriiska 2001; Lang 2007) võib mõne piirkonna näitel täheldada alates 13. sajandist, mil maakasutusmuutuste taga võib näha seost feodaalühiskonna tekkega Eestis (Veski, Koppel & Poska 2005).

Maaviljeluse algusele järgnevate ajajärgude jooksul aset leidnud asustuse tihenemine ning metsa- ja rohumaade kasutuselevõtt alepõllunduse käigus peegeldub õietolmudiagrammidel antropogeensete indikaatorite näol, milleks võivad olla nii kultiveeritavad taimeliigid kui inimtegevusele osutavad roht- või puittaimed. Nii on alates pronksiajast märgatav lisaks maltsalistele perekonna oblikas (*Rumex*) ja teelehe (*Plantago sp*) sagenemine ning mitmete puuliikide leviala muutumine. Esimeste võõrliikidena leidsid oma koha inimest ümbritsevas taimestikis kultuurliikidega Lähis-Idast või Vahemeremaadest kaasa toodud põlluumbrohud: rukkilill (*Centaurea cyanus*), harilik äiakas (*Agrostemma githago*), uimastav raihein (*Lolium temulentum*) (Sykora 1990).

Infot mineviku taimkatte kohta saab peale laialtkasutatavate õietolmu-uuringute ka DNA-analüüsides – viimastel aastatel arenenud molekulaarsete meetodite kasutamine võimaldab tuvastada kunagiste taimekoosluste ja liikide levikumustreid nn "kõdu-DNA" abil (Schlumbaum, Tensen & Jaenicke-Després 2008; Willerslev *et al.* 2014).

Tänu kuivendamise kasutuselevõtule Kesk-Euroopas võidi rauaajal asustada ka märjemat ja raskemat pinnast, künnimaade hulka suurendati adratera abil, tekkisid esimesed niidud. Kuna tõenäoliselt karjatati loomi vabalt asulat ümbritsevais metsades (selline praktika oli valdav ka veel keskajal), muutusid tihedad metsad

järk-järgult puiskarjamaadeks ning seejärel avatud karjamaadeks, ühtlasi kasutati karjatavate alade puudest tühjendamiseks ka põletamist (Ellenberg 1988). Põlluharimise ja karjatamise vaheldumine on soodustanud lubjarikastele rohumaadele iseloomuliku taimestiku levikut (Poschlod & WallisDeVries 2002), mille tulemusel on kujunenud ka tänane liigirikkus neil poollooduslikel aladel (Pärtel *et al.* 2007). Suur mõju rohumaaliikide levikule on olnud ka eriti Euroopa mägisemates piirkondades levinud rändkarjatamisel (Poschlod & WallisDeVries 2002).

Suurimad muutused Euroopa taimkattes läbi ajaloo on seotud metsade levikuga – inimese tegevuseta kataks valdavat osa Euroopast tihedad metsad, mille hulk on aga pikemate perioodide vältel järjest vähenenud (Ellenberg 1988). Erinevate puuliikide dünaamikat on mõjutanud nii kliimaatilised kui antropogeensed tegurid, mille ajaline kokkulangevus ei luba alati teha väga selgeid järeldusi konkreetseid liike puudutavate muutuste põhjuste kohta (Huntley 1988). Häiringute (ja hüljatud alade) positiivne mõju liigi levimiskiirusele oma looduslikus areaalis on leitud näiteks Eesti aladel varase suksessioonistaadiumi taksonite puhul nagu kask (*Betula*), paju (*Salix*) ja lepp (*Alnus*) (Reitalu *et al.* 2013), Kesk-Euroopas hariliku pöögi (*Fagus sylvatica*) ja hariliku valgepöögi (*Carpinus betulus*) puhul (Behre 1988). Häiritud ja hüljatud alade esinemine samaaegselt holotseeni lõpupoolel aset leidnud kliima jahenemisega kiirendas boreaalsete taksonite (*Betula*, *Salix*, *Picea* – kuusk, *Pinus* – mänd) levikut ja parasvöötme heitlehiste taksonite (*Tilia* – pärn, *Corylus* – sarapuu, *Ulmus* – jalakas, *Quercus* – tamm, *Alnus*, *Fraxinus* – saar) taandumist Eestis (Reitalu *et al.* 2013).

Euroopa metsasuse määr on läbi aegade olnud varieeruv. Selle miinimum saavutati suuremate languste (Rooma impeeriumi ajal, keskajal ning suuremate tööstuste rajamise perioodil) tagajärjel, väiksemaid tõuse esines aeg-ajalt maade hülgamisel sõdade, näljahädade või katkuepidemiade tõttu. Umbkaudu 1800. aastate paiku võis metsaalade ulatus langeda kuni 3 %-ni Loode-Euroopas (Bradshaw 2004).

Seoses metsanduse arenguga on metsade pindala tänaseks suurenenud, kuid sageli mujalt sissetoodud kiireltkasvavate võõrliikide arvelt (Ellenberg 1988).

Need metsaalad, mis elasid üle metsasuse miinimumperioodi 19. sajandi algupoolel ja on ka tänaseks säilinud, kannavad suure tõenäosusega edasi

esimeste jääajajärgsete metsade geneetilist materjali (Bradshaw 2004).

Euroopa looduslikku taimkatet on väga vähe säilinud, valdavas osas Euroopast koosneb taimkate nn "asenduskooslustest", mis on suuremal või vähemal määral kujunenud inimese kaasabil (Ellenberg 1988).

Kui koloniaalajastu algus 16. sajandil avas Euroopa uutele välismõjutustele, siis alates 20. sajandist suurenenud urbanisatsioon, industriaalrevolutsiooni algus, kiirenevad transporditeed ning maailmamajanduse areng on hüppeliselt kiirendanud inimese mõju taimeliikide levikule (DiCatri 1990).

3. Taimeliikide jaotamine inimtegevusele reageerimise alusel

On liike, mille elupaikade olemasolu sõltub olulisel määral inimtegevusest, selliseid, mille levik inimtegevuse tagajärjel tugevalt kannatab ning selliseid, mis võivad inimtegevusest kord võita, kord kaotada. Esimest rahvusvaheliselt kasutatavat jaotist taimestikule ja taimkattele avalduva inimõju intensiivsuse, kestvuse ja ulatuse mõõtmiseks tutvustas 1955. aastal Jalas, kes võttis kasutusele *hemeroobia* mõiste (Sukopp 1969).

Hemeroobsus on liigi suhe inimtegevusse ehk *kultuurisuhe*. See on omadus, mis iseloomustab liigi reaktsiooni inimõjule (Hill, Roy & Thompson 2002). Kuna hemeroobsuse puhul puuduvad konkreetset mõõdetavad liikide või koosluste tunnused, on selle hinnangute andmine sageli raskendatud. Hemeroobia määra väljendamiseks on loodud mitmeid erinevaid skaalasisid (Sukopp 1969; Walz & Stein 2014). Kontseptsiooni edasiarendused võimaldavad kirjeldada ka maastikuüksusi ning terveid ökosüsteeme, hinnates erinevust olemasoleva taimkatte ning nn *potentsiaalse loodusliku taimkatte* (Bohn & Neuhäusl 2000) vahel, mis võiks kujuneda antud alal ilma inimese sekkumiseta, arvestades sealjuures ka toimunud muutusi, mida ei ole võimalik tagasi pöörata (Walz & Stein 2014).

Ühe maastikuhemeroobia skaaladest pakuvad mitme varasema samalaadse põhjal välja Walz ja Stein (2014):

1. *Ahemeroobne* – inimõju pea-aegu puudub
2. *Oligohemeroobne* – nõrk inimõju
3. *Mesohemeroobne* – mõõdukas inimõju
4. *β -euhemeroobne* – mõõdukas kuni tugev inimõju
5. *α -euhemeroobne* – tugev inimõju
6. *Polühemeroobne* – väga tugev inimõju
7. *Metahemeroobne* – äärmuslikult tugev inimõju; biotsönoos on hävinud

Kuna teatavat inimõju keskkonnasaaste ja kliimamuutuste näol võib täheldada pea kõikjal, siis täiesti ahemeroobseid (väärtus 1) alasid Kesk-Euroopas sisuliselt ei leidu, sellesse rühma võivad kuuluda vaid taimkattevabad paigad nagu kaljud, jääliustikud või igilumi. Kõige enam inimesest mõjustatud maakasutus hõlmab metahemeroobseid piirkondi (väärtus 7), mille hulka kuuluvad näiteks

tööstuskompleksid, linnakeskkond ning erinevate transpordiliikidega seotud paigad. Nende kahe äärmuse vahele jäävad erinevad looduslikud ja poollooduslikud ökosüsteemid.

Samalaadset seitsmeosalist hemeroobiaskaalat kasutatakse andmebaasis BioFlor (Klotz, Kühn & Durka 2002) taimeliikidele antava hemeroobiataseme arvutamiseks – sisuliselt on tegemist liigi erinevate elupaikade hemeroobiaväärtuste vahemikuga, mille alusel saab väita, kui kultuurist mõjustatud on vastava liigi tüüpiline elupaik (Klotz & Kühn 2002).

Eestis on kasutatud taimeliikide kultuurisuhte kirjeldamiseks järgmist jaotust (Kukk 1999):

1) *hemerofoob* – inimtegevusest häiritud taim;

2) *hemeradiafoor* – inimtegevuse suhtes teatud piirini ükskõikne, liigse mõju korral kaldub pigem hemerofoobiale, harva apofüütsusele;

3) *hemerofiil*:

a) *apofüüt* – inim mõjust kasu saav pärismaine takson. Apofüüdid esinevad vähemalt kahes biotoobis – nende algne looduslik kasvukoht ja sekundaarne (põllud jms);

b) *antropofüüt* – inimkaaslejust tulnukliik, mis esineb inimesest mõjustatud või inimtekkelistes kooslustes. (Pool)looduslikes kooslustes kohanenuna käsitletakse apofüüdina.

Varasemalt on Lippmaa (1935) inimlembeseid liike nimetanud "*antropohhoorideks*" – need olid kultuurtaimed, tulnukad (umbrohud, prügitaimes jt) ning "*uuslased*" ehk neofüüdid –, mille hulka kuuluvaks luges ta 315 Eestis tuntud 1288-st soontaimeliigist, ülejäänud 973 kuulusid pärismaiste hulka.

Kukk (1999) märgib, et kultuurisuhe on seotud koosluse suktsessioonistaadiumiga – apofüüdid ja antropofüüdid esinevad sageli häiringujärgselt, hemerofoobid eelistavad stabiliseerunud kooslust. Seda kinnitavad ka Simonova ja Lososova Tšehhi inimtekkeliste elupaikade uurimise põhjal (2008).

4. Taimeliikide jaotamine päritolu, invasiooni staatuse ja saabumise aja alusel

Euroopa on nii kliimaatiliselt kui topograafiliselt väga varieeruv maailmajagu, mille taimkatte on suures osas kujundanud korduvad jääajad ning holotseenis (al 10 000 AT) alanud kliima soojenemine (Ellenberg 1988). Jää sulamise järel alguse saav soontaimede levik refuugiumidest põhjapoolsetele aladele järgib taimeliikide suktsessioonilist levikuprintsiipi. Selle protsessi ligi tuhandeaastase kestuse jooksul asendused esmalt kujunenud avatud roht- ning puhmastaimestikuga kaetud maastikud põõsastike ning hiljem suletud metsaaladega, mis vastavalt asukohale Euroopas arenesid erineva liigilise koosseisuga kooslusteni (Huntley 1988). Alates neoliitikumist, mil inimtegevuse tagajärjel avatud alade pindala taas järk-järgult kasvab, saab alguse ligilähedaselt samasuunaline "ränne", kus liikide kandjaks on inimene, nende taimede looduslikud kasvukohad jäävad valdavalt Lähis-Itta või Vahemeremaadesse (Sykora 1990).

Olenevalt sellest, kas taimeliigid on jõudnud teatud piirkonda loomulikul teel või inimese kaasabil, jaotatakse soontaimi biogeograafilisest vaatepunktist, vastavalt päritolule ja seisundile teatud piirkonna flooras, kas *pärismaisteks* või *sisserännanud ehk tulnukliikideks*.

Pärismaine on liik, mis arenes või saabus teatud alale enne neoliitiki, või saabus hiljem mistahes inimesest sõltumatul viisil (Webb 1985; Pyšek 1995).

Webb (1985) täpsustab, et kuni inimene tegutseb vaid küti ja korilasena, ei erine ta levitajana teistest loomadest, seega ei ole mõtet püüda eristada enne neoliitilist perioodi koos inimesega saanud liike ega nimetada neid tulnukateks.

Tulnukliik (ka võõrliik, adventiiv-, introductseeritud või eksootiline liik) on jõudnud teatud alale tahtliku või juhusliku neoliitilise või postneoliitilise inimtegevuse tagajärjel (nt. põllukultuuride või kodustatud loomadega) (Pyšek 1995). Tulnukaks arvatakse liik ka juhul, kui ta on saanud antud alale küll inimese abita, kuid piirkonnast, kus ta on võõrliik (Lambdon *et al.* 2008).

Tulnukliikide hulka arvatakse enamasti nii kultiveeritavad kui mittekuultiveeritavad

liigid (Pyšek *et al.* 2004).

Lisaks tuuakse valitud artiklites eraldi kategooriana välja ka *krüptogeensed liigid*, mille puhul ei suudeta kindlaks teha, kas tegemist on pärismaiste või võõrliikidega (Lambdon *et al.* 2008).

Mittekultiveeritavad tulnuktaksonid jaotatakse, lähtudes ökoloogilisest vaatepunktist, invasiooni staatuse (invasiooni edukuse) alusel kas *naturaliseerunud* või *juhutulnukateks*.

Naturaliseerunud liik (ka püsitulnukas) on võõrliik, mis paljuneb järjepidevalt ning suudab säilitada oma populatsiooni mitmete elutsüklite vältel ilma inimese otsese osaluseta (või sellest hoolimata). Naturaliseerunud võõrliik on võimeline rajama uusi jätkusuutlikke populatsioone ning on leidnud oma koha ümbritsevas taimkattes (Richardson *et al.* 2000).

Naturaliseerunud liiki, mille leviala suureneb teatud aja jooksul märgatavalt (levistega paljunemisel >100m/<50 aasta jooksul; vegetatiivselt paljunedes >6m/3 aasta jooksul), nimetatakse *invasiivseks* (Pyšek *et al.* 2004).

Oma areaali laiendavat pärismaist liiki soovitatakse nimetada *ekspansiivseks* (Pyšek 1995).

Juhutulnukas on võõrliik, mis jätkusuutlikke populatsioone ei moodusta, kuid võib aeg-ajalt esineda küllaltki ohtralt, enamasti tänu korduvale intodutseerimisele (Richardson *et al.* 2000).

Terminid "naturaliseerunud", "invasiivsus" ja "invasiivne" on eri autorite käsitlustes saanud erinevate tõlgenduste osaliseks (Pyšek 1995), segaduste vältimiseks on Richardson jt (2000) avaldanud taimede invasiooniökoloogiat käsitlevates uurimustes kasutamiseks soovitusliku terminoloogia, samalaadsed soovitused terminite kasutamiseks on andnud ka Pyšek jt (2004).

Kesk-Euroopa traditsiooni järgi on alates 19. sajandi algusest saanud tavaks jagada tulnukad nende saabumise aja (i.k. *residence time*) alusel kahte gruppi (Pyšek 1998):

1) **arheofüüdid** ehk ürgtulnukad, mis on Kesk-Euroopasse jõudnud enne 1500. aastat põhiliselt Vahemeremaadest, s.h tüüpilised põlluumbrohud;

2) **neofüüdid** ehk uustulnukad – nii tahtlikult kui tahtmatult peale 1500. aastat introducteeritud tulnukad, mille hulka arvatakse ka kultuurist põgenenud ning juhuslikud tulnukliigid.

Sealjuures on ajaliste piiride määratlemisel mõningaid erinevusi. Väiksemad neist – kas seada liigi sissetoomise ülempiiriks aasta 1500 (langeb üldjoontes kokku ajaloolaste ja arheoloogide pakutud keskaja lõpuga; nt Pyšek 1998; jpt), 1492 (tähistab koloniaalajastu algust, mil kontinentidevahelise liikumise tulemusena tuuakse sisse olulisel määral eksootilisi liike; (Richardson *et al.* 2000; Pyšek *et al.* 2004; Kowarik & Pyšek 2012) või 1550 (autor ei põhjenda; Webb 1985) – ei oma erilist tähtsust; suuremad erinevused tulenevad aga piirkondlikest erinevustest traditsioonilise taimeteaduse algusaastates. Näiteks ei leidu Põhjamaades botaanilisi dokumente enne 1600. aastat, mistõttu ei ole võimalik tõestada liigi varasemat saabumist antud alale. Nii on Soomes arheofüütide-neofüütide vaheliseks piiriks aasta 1650, Skandinaaviamaades 1700, Eestis loetakse arheofüütideks enne 18. saj keskpaika saabunud tulnukad (Ööpik *et al.* 2008).

Arheofüüdi staatuse andmisel liigile on oluline kõnealuse liigi ajalooline, ökoloogiline ja bioloogiline taust, võimalusel ka paleobotaanilised ja arheoloogilised uuringud, kuna väga varaste tulnukliikide ajaloost on sageli vähe teada. Mida hilisem on liigi saabumisaeg, seda lihtsam on määratleda tema staatust. Eriti raske on eristada arheofüüte pärismaistest taimeliikidest pika asustusajalooga piirkondades, mistõttu on varasemalt eelistatud arheofüüte (ka paleosünantroope, Webb 1985) käsitleda ühes rühmas koos pärismaiste taimedega ning tulnukateks nimetada vaid neofüüte (ehk neosünantroope, Webb 1985) (Lambdon *et al.* 2008). Looduslike ja poollooduslike koosluste puhul peetakse sellist lähenemist õigustatuks arheofüütide vähesuse tõttu neis kooslusetüüpides ning teatud sarnasustes pärismaiste ja arheofüütide levikujaotuse ning ulatuse vahel (Pyšek 1998), mitmed autorid viitavad aga olulistele ökoloogilistele erinevustele kahe rühma vahel, seega vajadusele käsitleda arheofüüte ja pärismaiseid taksoneid eraldiseisvatena (Pyšek 1998; Pyšek *et al.* 2004; Lambdon *et al.* 2008).

Sellegipoolest väldivad paljud piirkondlikud andmebaasid arheofüütide eristamist, põhjuseks võib olla ajalooliste teabeallikate nappus või vaieldav kvaliteet, aga ka võimalik pärismaiste liikide hilisem jõudmine põhjapoolsematele aladele (Lambdon *et al.* 2008). Nii on ka Eesti flora ülevaates "Eesti taimestik" (Kukk 1999) jäetud võimalikud arheofüüdid pärismaise flooraga ühte rühma ning vaid mõne üksiku liigi kohta märgitud nende oletatav ürgtulnuka staatus. Samuti võib eristamist probleemiks pidada Lõuna-Euroopa riikides, kus liikide algsed ja sekundaarsed levialad osaliselt kattuvad (Sykora 1990; Chytry *et al.* 2008).

5. Arheofüüdid Euroopas ja nende üldine iseloomustus

5.1 Arheofüüdid Euroopa floorades

Nagu eelnevalt märgitud, pole arheofüütide eristamine eri maade taimestikes sugugi lihtne, kohati on seda püütud siiski teha.

Lambdon jt (2008) annavad üldise ülevaate 49 Euroopa riigi, piirkonna või suurema saare tulnuktaimestikust vastavalt nende rahvuslike andmebaaside kättesaadavusele DAISIE (2004–2008; <http://www.europe-aliens.org/>) projekti raames, mis keskendus naturaliseerunud võõrliikide registreerimisele. Viie piirkonna puhul (Austria, Eesti, Ungari, Leedu, Sardiinia) olid arheofüüdid võõrliikide arvestusest välja jäetud. 33 puhul esines taimestiku loendis palju liike, mille puhul arheofüüdi või neofüüdi staatuse määramiseks polnud piisavalt andmeid. Kolme riigi puhul olid liikide andmestikud puudulikud. Seega illustreerib antud pilt hästi olukorra keerukust ja ebaühtlust.

"*Flora Europaea*" (Tutin *et al.* 1964), mis pretendeerib kogu Euroopa taimestiku ülevaatele, kuid on saanud kriitika osaliseks andmete ebatäpsuse tõttu (Pyšek *et al.* 2004; Lambdon *et al.* 2008), ei märgi samuti arheofüüte tulnukatena väga järjekindlalt, kuigi ei väida ka, et võõrliigid võiksid olla vaid neofüüdid (Lambdon *et al.* 2008).

Pyšek jt (2004) on seniavaldatud Euroopa riikide floorade suhtes kriitilised: floorade tase on ebaühtlane, mõningais neist jäetakse võõrliigid üldse välja, teistes esitatakse võõrliikidest ebamäärane, sageli põhjendamata valik. Vähe on neid taimestiku ülevaateid, kus tulnukad on kategoriseeritud nende päritolu, invasiooni staatuse ning saabumise aja alusel. Usaldusväärseiks ehk piisava põhjalikkusega koostatud tulnukate inventuurideks peavad Pyšek jt (2004) Briti saarte (Clement, Foster & Kent 1994), Austria (Essl *et al.* 2002; käsitleb peale 1942. aastat saabunud liike, ka seeni ja loomi), Tšehhi (Pyšek, Sadlo & Mandak 2002) ja Saksamaa (Klotz *et al.* 2002); kogu floora andmebaas) ülevaateid.

Pyšek jt (2004) esitavad floorade ühtlustamiseks ja edasiste võrdlevate analüüside hõlbustamiseks kaheksa soovitusi:

1) ökoloogide ja taimegeograafide vahel peaks võõrliike puudutavas toimima tihe

koostöö;

2) liigi päritolupiirkond peaks olema selgelt määratud, et piiritleda ka ala, kus liik on tulnukas;

3) konservatiivne lähenemine liigi tulnukaks nimetamisel, kahtlased andmed tuleks välja jätta;

4) kus võimalik, anda liigi kohta esmamainimise aeg, sest mitmed liigi omadused võivad olla seotud kohalolu kestusega;

5) oluline on anda ka hilisem registreerimise aeg, et tuvastada liigi võimalik kadumine taimestikust;

6) kui on teada, anda liigi introductseerimise viis (ilutaimena, puidu tootmiseks, ravieesmärkidel, juhuslikult kultuuride seemnetega jms);

7) hinnata, kas liik invadeerub looduslikesse või poollooduslikesse kooslustesse;

8) kui eelnevate kriteeriumide täitmine ei ole võimalik, ja seda ta sageli ei ole, tuleb nii ka märkida; "tõenäoliselt pärismaine" (või arheofüüt või neofüüt) on, kasvõi ajutiselt, ausaim viis mõnede liikide klassifitseerimiseks.

Sarnast mõtet väljendavad ka Preston, Pearman ja Hall (2004), kes võtavad oletust taksoni staatuse kohta kui hüpoteesi, mis edaspidi tõestamist vajab.

Preston, Pearman ja Hall (2004) pakuvad välja viis kriteeriumi arheofüütide defineerimiseks:

1) fossiilsete andmete puudumine liigi esinemise kohta enne neoliitikumi;

2) liik esineb pigem inimtekkelistes kui poollooduslikes kooslustes;

3) liik esineb (Inglismaal) looduses enne aastat 1700 või esineb looduses ohtralt veidi peale 1700. aastat;

4) liigi leviala on enam-vähem stabiilne, aga kindlasti mitte kiirelt laienev varasemalt kättesaadavasse elupaikadesse;

5) Briti arheofüütide esinemine pärismaisena Mandri-Euroopas on pigem ebatõenäoline;

6) arheofüüdid on suure tõenäosusega levinud ka koloniaalmaadesse.

Tšehhi ja Saksamaa võõrliikide ülevaateid võib pidada Euroopa põhjalikemateks.

Tšehhi võõrliikide kataloog sisaldab 1454 tulnuktaksonit, millest 350 (24,1 %) on arheofüüdid ja 1104 neofüüdid (75,9 %) (Pyšek *et al.* 2012). Tulnukad moodustavad kogu riigi taimede mitmekesisusest 33,1 %.

Ühtlasi on eristatud arheofüüdid ja neofüüdid ka juhutulnukate hulgas, mille 985 liigist on arheofüüte 138 (14,0 %); naturaliseerunud mitteinvasiivsete liikide hulgas 408 liigist 201 (49,3 %); naturaliseerunud invasiivsete liikide hulgas 61 liigist 11 (18,0 %).

Saksamaa taimeliikide andmebaasis BiolFlor sisaldub kokku 3659 liiki, millest tulnukaid on 913 (24,9 %), neist omakorda on arheofüüte 218 (23,9 %), küsitavaid arheofüüte (või pärismaiseid) 40 (4,4 %) ning neofüüte 655 (71,7 %) (Klotz *et al.* 2002).

Eesti flooras on Kuke (1999) andmetel 1441 pärismaist liiki (alamliikideta) ja 718 võõrliiki (33,3 % kogu floorast).

Eesti traditsiooni kohaselt ei loeta arheofüüte (11 taksonit) võõrliikideks, kui aga võrdluseks Saksamaa ja Tšehhi flooradega liigitada arheofüüdid võõrliikide alla, selgub, et arheofüüdid moodustaksid neist Eestis vaid 1,5 %.

"Eesti taimestik" (Kukk 1999) sisaldab järgmisi arheofüüdi staatusega taksoneid: *Acorus calamus* – harilik kalmus; *Artemisia absinthium* – koirohi; *Berteroia incana* – hall kogelearohi; *Colchicum autumnale* – harilik sügislill; *Erysimum cheiranthoides subsp. altum* (määratlus „arheofüüt?“, selgitusega: arheofüüt või pärismaine, kuna enamik leide on looduslikest kasvukohtadest (jõekaldad), eestikeelne nimi puudub); *Potentilla intermedia* – keskmine maran; *Rosa rubiginosa* – näärmekas kibuvits (määratlusega „arheofüüt?“); *Sambucus nigra* – must leeder; *Sorbus rupicola* – tuhkipihlakas (määratlusega „arheofüüt?“); *Senecio viscosus* – pihkane ristirohi ja *Thalictrum minus* – väike ängelhein. Arheofüütide vähesus Eestis johtub eelkõige sellest, et siinsete taimeliikide esmamainimised jäävad suures enamuses arheofüütide eristamispiirist hilisemasse aega.

5.2. Arheofüütide elupaigaeelistused ja neile iseloomulikke tunnuseid

Pea eranditult räägitakse ürgtulnukatest võrdluses kas pärismaiste taimeliikide või neofüütidega – ühest küljest seob arheofüüte pärismaistega pikk

kooseksisteerimise aeg, mille järel on nende kahe grupi teineteisest eristamine muutunud keerukaks (Webb 1985; Preston *et al.* 2004), teisalt on tegemist siiski võõrliikidega, mille naturaliseerumise edukuse taga võiks vähemalt osaliselt eeldada neofüütidega sarnaseid mehhanisme ja protsesse (nt keskkonnafiltrid, antropogeenne valik ja niši täitmine), mille mõistmine aitaks eristada tulnukaid pärismaaisest floorast (Knapp & Kühn 2012). Teoreetiliselt võib liik olla pärismaine ühes piirkonnas, aga arheofüüt teises ja kolmandas hoopis neofüüt, seega ei ole oluline rääkida ainult konkreetsetest liikidest, vaid selgitada ka, kas ja mille poolest varased tulnukad eristuvad pärismaistest liikidest või hilistest tulnukatest.

Paljud varased tulnukliigid, s.h teraviljade looduslikud vormid on pärit Lähis-Ida steppidest ja poolkõrbetest, osa Vahemere äärest (DiCatri 1989; Sykora 1990). Näiteks on Vahemeremaadest pärit 52 % Tšehhi arheofüütidest (Pyšek *et al.* 2012), ka Briti tulnukflooras, eriti aga arheofüütide hulgas ilmneb Lõuna-Euroopast pärit liikide üleküllus ning arktilis-boreaalsete liikide nappus (Hulme 2009). Liikide loodusliku leviala keskkonnatingimused võivad kajastuda nende elupaigaeelistustes või olla seotud nende invasiooniedukusega (Essl & Dirnboeck 2008).

Arheofüütide eelistus kasvada madalamatel kõrgustel, mis viitab ühtlasi ka soojemate elupaikade eelistamisele, on leidnud kinnitust mitmes uurimuses: Essl ja Dirnboeck (2008) leidis Austria floora põhjal tehtud analüüsis, et arheofüütide mitmekesisus vähenes märgatavalt koos kõrgusega, (Pyšek & Jarošík 2005) ning Simonova ja Lososova (2008) järgi eelistavad Tšehhi arheofüüdid sooje madalaid tasandikke ning päikselisi ja kuivi inimtekkelisi elupaiku. Neofüütidel erilisi eelistusi ei leitud, suurimas proportsioonis leidus neid madalamatel kõrgustel häiritud elupaikades (Simonova & Lososova 2008). Chytry jt (Chytry *et al.* 2008) viisid läbi võrdleva analüüsi Briti ja Tšehhi arheofüütide vahel ning leidsid, et erinevused kahe riigi arheofüütide liigifondi suuruses võivad peegeldada arheofüütide kliimaatilist sobivust pigem subkontinentaalsesse Tšehhi kliimasse kui okeaansesse Briti kliimasse. Ka selles uurimuses olid arheofüüdid enamesindatud kuivades kuni mõõduka niiskusega avatud elupaikades ning neofüüdid (olles sageli pärit niiskematelt aladelt ja laialehelistest metsadest Põhja-Ameerikas või Ida-Aasias) seostusid pigem märgade elupaikade ja puittaimestikuga elupaikadega.

Võrdluseks neofüütide ja arheofüütide eelistustele on leitud, et pärismaiste taimeliikide leiukohti Briti saartel jagus rohkemal määral jahedamaile ja niiskemaile aladele, ka oli pärismaiste liikide keskmise päevase sademetehulga nõudlus kolmest grupist suurim (Hulme 2009). Eelistatavate talviste temperatuuride keskmiste võrdlusel gruppide vahel (arheofüüdid, neofüüdid ja pärismaised) olulisi erinevusi ei leitud. Hulme (2009) pakub, et edasiste muutuste ennustamisel liikide levialades võiks abiks olla kliimaprofiilide koostamine.

Seega võib kliima küll määrata liigi leviku absoluutsed piirid, kuid järgnevad muutused liikide puhul, mis oma maksimaalset ulatust veel saavutanud ei ole, on pigem seotud tihenemisega praeguses kliimas kui leviku laienemisega.

On tõenäoline, et teatud liigid reageerivad kliimamuutustele enam kui teised, ent taimestikku tervikuna mõjutavad pigem teised faktorid nagu muutused maakasutuses ning globaliseeruv kaubandusvõrk (Hulme 2009).

On uuringuid, mis näitavad, et introduktsiooni aeg või vähim esinemisaeg (aeg, mis jääb antud alal liigi esmamainimise ja praeguse aja vahele; Lambdon) aitab hinnata võõrliigi ohtrust (Essl & Dirnboeck 2008). Williamson jt (2009) väidavad, et arheofüütide levialad on suuremad kui pärismaiste liikide omad, neile järgnevad naturaliseerunud neofüüdid ja juhutulnukad. Et arheofüütide levialad on suuremad kui neofüütidel, on tõestanud ka mitmed uuringud Tšehhi flooras (Pyšek & Jarošík 2005). Seega kohalejõudmise aeg on üks teguritest, mis mõjutab liigi leviala suurust. Introduktsiooni aega teades on võimalik ka hinnata, millal võiks liik jõuda oma maksimumulatuseni (oluline nt neofüütide puhul).

Pyšek ja Jarošík (2005) näitavad selget seost Tšehhi ja Briti arheofüütide leviala suuruse ja saabumise aja vahel - varasemad arheofüüdid on tavalisemad kui hilisemad, kusjuures leviala laienemise kiirus on mõlemas riigis sama, kuid, vastavalt neoliitikumi põllupidamise varasemale algusele, on Tšehhi arheofüütidel olnud ca 1000-aastane edumaa teatud suurusega leviala saavutamiseks. Arheofüütide pikk eksisteerimisaeg kõrvuti pärismaiste taimeliikidega arvatakse olevat ka nende kahe grupi levikumustrite sarnasuse taga (Kühn *et al.* 2003).

Euroopas leidub antropogeensete tegevustega (maaharimine, algelised põllumajandustegevused, maapinna häiringud ruderaalaladel) seotud elupaiku nii linnades kui neist väljaspool (La Sorte *et al.* 2008). Kuigi hulk uuringuid on

suunatud avatud maastike ja väikeasulate inimtekkelistele elupaikadele, on põhihuvi keskendunud siiski suurte linnade taimkattele (Simonova & Lososova 2008).

Brunzel jt (2009), kes uurisid Saksamaal taimeliikide esinemist eri suurusega asulates suurlinna ümbruses leidsid, et arheofüüdid esinevad eelkõige maalähedasemates asulates ja nende liigirikkust mõjutavad enim häiringutega seotud muutujad, sh aianduspraktikad (näiteks oli arheofüütide liigirikkus positiivses seoses herbitsiidide kasutamisega), teatavat rolli mängis ka ajalooline liigirikkus. Pärismaised liigid esinevad kogu asulate gradiendi ulatuses ning neofüüdid pigem linnalistes elupaikades, kusjuures nende liigirikkust mõjutab enim elupaikade ühendatus, suurlinna lähedus ning elanike arv ja mobiilsus.

54 Kesk-Euroopa linna taimestikku võrrelnud Pyšek (1998) leiab neis keskmiselt 15,2 % arheofüüte, 25,2 % neofüüte ja keskmiselt 59,6 % pärismaiseid liike linna kohta (kokku oli igas linnas keskmiselt 648,5 liiki). Igas kategoorias olevate liikide arv kasvas linna suurusega nagu kasvas ka neofüütide osakaal. Arheofüüdid olid paremini esindatud väiksemates linnades ja soojemas keskkonnas. La Sorte jt (2008) 22 linna seas (seitsmes Euroopa riigis) läbi viidud linnataimestiku uuringust selgus, et arheofüüte ja neofüüte esines küll enam-vähem sarnasel hulgal ning kokku umbes pool linnade floorast oli tulnukaid, ent erinevate linnade taimestikes oli suurim ühiste liikide hulk arheofüütidel, neofüütide puhul vähenes ühisosa vastavalt geograafilise kauguse suurenemisega.

Et arheofüüdid moodustavad arvestatava osa väikelinnade, külade ja põllumajandusmaastike taimkattest, kinnitavad ka Lososova jt (2006). Arheofüütide introductseerimiskohad on põllumajandusega seotud taimkatteüksused, mis on näiteks Saksamaal enamesindatud elupaikadeks, seetõttu leiavad Knapp ja Kühn (2012), et arheofüüdid ei pea pärismaiste liikidega sama esinemissageduse saavutamiseks esinema paljudes erinevates taimkatteüksustes (sama kehtib ka hemeroobiaüksustes esinemise kohta). Pyšek jt (2012) leiavad samas võrdluses neofüütidega, et arheofüüte esineb küll maastikul ohtramalt ja nad okupeerivad keskmiselt laiemat osa elupaigatüüpidest, ent on üldjuhul väiksema katvusega. Tšehhi tulnukaist kõige laiema elupaigaeelistusega liik on arheofüüt kõrge raikaerik (*Arrhenatherum elatius*), mis esineb 88-st elupaigatüübist 62-s. Rohkem kui 30 elupaigatüüpi asustavatest võõrliikidest kümme on arheofüüdid ja vaid kolm neofüüdid (Pyšek *et al.* 2012).

Sadlo, Chytry ja Pyšeki (2007) andmetel on vastavad arvud kolmteist ja kolm, lisaks kõrgele raikaerikule on arheofüütidest esindatud näiteks põldohakas (*Cirsium arvense*), harilik linnukapsas (*Lapsana communis*), humallutsern (*Medicago lupulina*), harilik soolikarohi (*Tanacetum vulgare*), põld-konnatatar (*Fallopia convolvulus*) ning suur teeleht (*Plantago major*). Kolmes või enamal elupaigatüübis domineeriva 36 liigi hulgas (sh ka pärismaised) leidis vaid üks arheofüüt (*Cirsium arvense*) ja üks neofüüt (väikeseõiene lemmalts - *Impatiens parviflora*).

Kühni jt (2003) uurimuse tulemusest võis järeldada, et muldade, aga üldistatult ka elupaikade ja maastiku mitmekesisus mõjutab ühtviisi nii tulnukate kui pärismaiste liigirikkust. Arheofüütide kõrget mitmekesisust seletasid Kühn jt (2003) geoloogilise mitmekesisuse ja lössimaastike suure osakaaluga – nimelt on Saksamaa parimad põllumaad, millel arheofüüdid esinevad, ühtlasi vanima kasutusajalooga, mille jooksul on arheofüütide levikumustrid muutunud sarnasteks pärismaiste levikumustritega. Antud analüüsi puhul oli arheofüütide liigirikkuse ennustamisel kõigist olulistest keskkonnaparametritest täpsem pärismaiste liigirikkus.

Väikeseskaalalised häiringuepisoodid loovad ruderaalsetele liikidele sobivaid mikroelupaiku, milles esineb suurim arv arheofüüte ja neofüüte Kesk-Euroopas (Essl & Dirnboeck 2008). Nii nagu neofüütide puhul oli kõrgem liigirikkus seotud lähedalasuvate asulatega (Brunzel *et al.* 2009), on arheofüütide liigirikkus seotud lähedalasuvate põllumaadega, mis lihtsustavad uute häiritud mikroelupaikade asustamist (Essl & Dirnboeck 2008). Huvitava positiivse seose arheofüütide liigirikkuse ja häiringu – herbitsiidide kasutamise vahel on leidnud Brunzel jt (2009). Seos võiks seletuda pikaajalise seemnepanga olemasoluga (38-st katsealal määratud arheofüüdist on püsivalt seemnepangas esindatud 76 %, pärismaistel ja neofüütidel vastavalt 47 % ja 48 %).

Uuritud on ka arheofüütide tolmeldamisvektoreid: Knapp ja Kühn (2012) on leidnud, et sageliesinevad arheofüüdid ja neofüüdid Saksamaal sõltuvad vähem biotilistest tolmeldamisvektoritest ja rohkem tuulest, isetolmlemisest või varieeruvatest tolmlemisstrateegiatest võrreldes pärismaistega. See asjaolu leevendab taimede jaoks ka urbaniseerumise tagajärjel toimuvat tolmeldavate putukate kadumist (Fattorini 2011; Knapp & Kühn 2012). Et suur hulk põllumaade

umbrohukooslustele, karjamaadele, niitudele või ruderaalsetele kooslustele tunnuslikke arheofüüte ja neofüüte lõpetavad õitsemise hilissügisel (see ajaline nišš annab eeliseks konkurentsi puudumise kultuurtaimedega), on ka neil oht, et tolmeldajate puudusel võivad seemned jääda valmimata. Selliste liikide hulgas on levinud ka klonaalne paljunemine (Knapp & Kühn 2012).

Taimestrategiad on sarnaste geneetiliste omaduse rühmad, mis väljenduvad sarnasustes liikide või koosluste ökoloogias. Liigi reaktsiooni alusel stressile, konkurentstile ja häiringutele määratakse tema elustrategia (Grime 2001). Elustrategiatelt domineerivad Lososova jt (2006) andmetel arheofüütide hulgas R- ja R-kombineeritud strateegiad. Neofüütide hulgas on populaarseim puhas C-strateg.

Levimisviisidelt eristuvad arheofüüdid oluliselt teistest rühmadest: tuule või inimesega levivaid liike on arheofüütide hulgas 28 % (neofüütidest 86 % ja pärismaistest 90 %), seevastu loomlevi esineb 72 % arheofüütidest (14 % neofüütidest ja 10 % pärismaistest liikidest) (Brunzel *et al.* 2009).

Lisaks on tegeldud arheofüütide eluea uurimisega. Kuigi Pyšek jt (2012) leiavad, et arheofüütide hulgas on ülekaalukas osa (56,4 %) üheaastaseid liike (neofüütidest 38,8 %) ning vähem kaheaastaseid (17,0 %; neofüütidest 8,6 %), mitmeaastaseid (18,2 %; neofüütidest 38,3 %) ning põõsaid ja puittaimi (8,5 %; neofüütidest 14,3 %), väidavad Knapp ja Kühn (2012), et laialtlevinud üheaastane elukäik võimaldab liikidel kiirelt kasutada häiringuvaba perioodi ning ei ole iseloomulik liigi staatusele, vaid on ühine nii arheofüütidele kui neofüütidele ja pärismaistele liikidele.

Viimase viiekümne aasta jooksul on sünanatroopse floora seas täheldatud neofüütide osakaalu kasvu ning pärismaiste ja arheofüütide osakaalude kahanemist (Lososova & Simonova 2008). Kahanemine toimub traditsiooniliste põlluumbrohtude ja ruderaaltaimestiku arvel, mis oli levinud kaduvates ruderaalelupaikades nagu kompostihunnikud, prügiaugud, väikepõllud ning nende servad. Hulme (2009) leiab, et arheofüütide, eriti üheaastaste arheofüütide vähenemise taga on kõige tõenäolisemalt muutused maakasutuses sh parem tehnika saagi puhastamiseks, herbitsiidide kasutamine, uute kultuursortide kasvatamine koos intensiivse väetamisega. Kui arheofüütide esinemine on seoses

intensiivistuva põllumajandusega vähenenud, siis neofüüdid on saanud kasu mullaviljakuse tõusust ja pinnase häiringutest.

Maakasutusintensiivsuse muutumisega seoses võib tekkida vajadus vaadata üle ka liikidele omistatud kultuurisuhte määratlused – inimõju tugevnemine on Eesti põlluumbrohtudest antropofüütidele äiakas (*Agrostemma githago*) ja rukkiluste (*Bromus secalinus*) muutunud liiga tugevaks, nii et Kukk (1999) peab nende liikide hemerofiilsust vaid tinglikuks.

Eelneva põhjal võib kokkuvõtvalt väita, et arheofüüdid on eelkõige üheaastased ruderaalse elustrateegiaga ja peamiselt abiootiliste tolmlemisstrateegiatega taimeliigid, mis nende omaduste poolest sobivad hästi mõõduka majandamisintensiivsusega põllukooslustesse. Arheofüütide osakaal Euroopa maade floorades on erinevatel põhjustel varieeruv.

6. Arutelu

Käesoleva töö käigus antud ülevaade maakasutusintensiivsuse muutumisest aastasadade ja -tuhandete vältel näitas, kuivõrd erinevad on Euroopa maastikud praegu võrreldes sellega, milliseks need võinuks kujuneda inimese puudumisel. Ajalooline taust aitab mõista paljusid protsesse taimkatte muutumisel ning võimalused selle tausta avamiseks on tänasel päeval kindlasti paremad, kui näiteks sadakond aastat tagasi, mil õietolmu analüüsimine oli alles algusjärgus (Sarjeant 2002) ning DNA-st polnud veel kuulnud.

Et hinnata, mil määral erinevad kooslused, taimeliikide omadused ja kasvukohaeelistused looduslikus keskkonnas ja inimese poolt mõjustatus, on hetkel parimaks ja kasutatavaimaks hemeroobia kontseptsioon. Hemeroobsuse ehk kultuurist mõjustatuse määra ja maakasutusest saadava info rakendamist maastiku hindamiseks teatud perioodide tagant on võimalik kasutada keskkonna seisundi hindamisel ja looduskaitseliste tegevuste planeerimisel (Walz & Stein 2014). Sellise tegevuse tagajärjel oleks ehk võimalik korrigeerida ka liikidele antud hemeroobsushinnangud, mis võivad olla inimõju tugevnemisel muutunud (Kukk 1999).

Arheofüüdid ehk ürgtulnukad kuuluvad nende liikide hulka, mida on enim seostatud tüüpiliste häiringuliste elupaikadega – põllumajandusmaastikega (Lososova & Simonova 2008). Põllumajanduses on endiselt hõivatud suurem osa Euroopa maadest, mõningane vähenemine toimub linnastumise ja metsastumise käigus (2006. aastal moodustasid künni- ja karjamaad 43 % Euroopa maadest; (“Changes in European land cover from 2000 to 2006 — European Environment Agency (EEA)”). Mitmest uurimusest selgunud, et arheofüütide, nagu ka pärismaiste liikide arvukus viimastel aastatel väheneb ja neofüütide arvukus suureneb (Hulme 2009; Brunzel *et al.* 2009; jt). Selle taga nähakse eelkõige looduslike elupaikade ja traditsiooniliste põllumajandusvõtete kadumist (Brunzel *et al.* 2009) – nimelt on arheofüütide elupaigad seotud vanade kultuurtaimede (teraviljade) ja neile iseloomulike majandamisvõtetega, neofüütide elupaigad on aga seotud viimase viiesaja aasta jooksul introductseeritud kultuuride (nagu raps ja mais) ja neile iseloomulike majandamisvõtetega (Pyšek & Jarošík 2005).

Poollooduslikes ja looduslikes kooslustes esineb arheofüüte vähe (Pyšek 1998), järelikult peetakse traditsioonilise maakasutuse all silmas eelkõige künnimaade kasutust.

Kui küsida, miks erinevad varased tulnukad hilistest, peale 1500. aastat saabunuist, siis sellele küsimusele on võimalik vastata ajaloolise biogeograafia kaudu – nii Chytry jt (2008) kui Hulme (2009) osutavad arheofüütide seostele nende looduslike kasvukohtadega Vahemeremaades ja Lähis-Idas, eriti nende kliimaga. Neofüütide kui koloniaalajastu alguse järgselt saabunud tulnukate looduslikud kasvukohad ei ole nii ühtsete parameetritega määratletavad.

Arheofüütide tuvastamine nende eelistuste ja tunnuste põhjal ei ole siiski kerge ülesanne – mõningatele teguritele reageerivad nad sarnaselt neofüütidega (kliima, hooajaline taimekasvatus), teistele sarnaselt pärismaistega (põllumajanduse intensiivistumine, asustustihedus) (Pyšek & Jarošík 2005). Arheofüütide leidumine elupaikades võib küll olla hea hindamaks neofüütide invasiooniriski, sest neofüüte leidub tavaliselt elupaikades, mis on asustatud ka arheofüütide poolt (Chytry *et al.* 2008), ent mõningate autorite lootus leida arheofüütide näol hea mudel hindamaks liikide edukat seostumist pikaajalise ja laiaulatusliku inimtegevusega (La Sorte *et al.* 2008) võib kahaneda inimõju intensiivsuse kasvades.

Arheofüütidega seonduva kirjanduse hulgas domineerivad Tšehhi, Saksamaa, Briti ja Austria autorite tööd. Kuna Lõuna-Euroopa riikide puhul võivad arheofüütide primaarsed ja sekundaarsed levialad kattuda, on ootuspärane, et seal nendega ei tegelda, Põhja-Euroopa riikides on aga ilmselgelt probleemiks kaasaegse taimeteaduse lühike iga (Ööpik *et al.* 2008). See toob arheofüütide eristamise teoreetilise piiri küll sajand-paar hilisemaks, ent ei leevenda olukorda, kus suur hulk tõenäolisi arheofüüte on arvatud pärismaise floora hulka. Ajaliste piiride ühtlustamisele Euroopa traditsioonidega oleks Eesti aladel võimalikuks argumendiks kasvõi 13. sajandil alguse saanud feodaalühiskonna, s.o peamiselt saksa kultuuriruumi mõjutused – teada on näiteks ühe meie aladel domineerivama, tsistertslaste ordu aktiivne põllumajanduslik tegevus ja nende kasutuses olevate maade suur hulk (Markus 2009). Botaaniliste teavikute puudumist ajapiiride nihutamine samas ei korva, seega peaks rohkem abi otsima ehk taimeteadusega külgnevast arheobotaanikast.

Suhteliselt jäik lähenemine, mis võtab arvesse vaid liigi esmamainimist antud alal,

jätab paljud piirkonnad suletud seisu, mistõttu tuleks kaaluda kriteeriumide laiendamist näiteks Pyšeki jt (2004) ja/või, väikese kohandamise järel, Prestoni, Pearmani ja Halli (2004) pakutute võrra.

Kokkuvõte

Käesolev töö annab ülevaate peamistest Euroopa taimkattes toimunud muutustest seoses inimasustuse kujunemisega. Inimmõju Euroopa taimekooslustele hakkas tugevnema alates neoliitikumist, sellest puutumata alasid Euroopas praeguseks hetkeks praktiliselt enam ei leidu. Maakasutust ja selle mõju keskkonnale mõõdetakse taimkatte või ökosüsteemide hemeroobsuse ehk kultuurisuhte hindamisega.

Töö teine pool keskendub vanimate, enne 1500. aastat inimesega saabunud tulnukliikide – arheofüütide kirjeldamisele. Arheofüütide tüüpilisteks kasvukohtadeks on traditsiooniliste põllunduspraktikatega seotud maa-alad, mis seoses maakasutuse intensiivistumisega 20. sajandil on kahanemas. Arheofüütide määratlemisprobleemide tõttu paljudes Euroopa piirkondades on põhiline nendega seotud uurimistöö hetkel koondunud Kesk-Euroopasse.

Summary

Archaeophytes and human-influenced changes in vegetation of Europe

My study presents an overview of the main changes in European vegetation in relation to formation of human settlement. The European vegetation started to be increasingly influenced by humans since the Neolithics. Nowadays, there are practically no areas without human impact throughout Europe. To assess the influence of land use and its impact to the environment, a concept of *hemeroby* is used. Hemeroby, or degree of anthropogenic influence, can be assigned either to vegetation or even whole ecosystems.

The second part of the study focuses on *archaeophytes* – the oldest alien plant species that were introduced by humans to a certain region before 1500 AD. The typical habitats of archaeophytes are those with traditional agricultural land use practices. Such areas are decreasing because of intensifying land use on the 20th century. In many European regions and their respective floras, the identification of archaeophytes is rather complicated; most of the current research on archaeophytes is carried out in Central Europe.

Tänuavaldused

Täna siiralt oma juhendajat Aveliina Helmi selle huvitava temaatika juurde juhatamise, märkuste, soovitude ning abi eest töö valmimisel. Ühtlasi tänan oma abikaasat paljude jooksvate kommentaaride ja pideva toetuse eest töö kirjutamise kestel.

Kasutatud kirjandus

- Behre, K.-E. (1988) The role of man in European vegetation history. *Vegetation history* (ed B.J. Huntley), pp. 633–672. Kluwer Academic Publishers.
- Bermúdez de Castro, J.M., Martín-Torres, M., Blasco, R., Rosell, J. & Carbonell, E. (2013) Continuity or discontinuity in the European Early Pleistocene human settlement: the Atapuerca evidence. *Quaternary Science Reviews*, **76**, 53–65.
- Bohn, U. & Neuhäusl, R. (2000) Map of the Natural Vegetation of Europe (1 : 2500 000).
- Bradshaw, R.H.W. (2004) Past anthropogenic influence on European forests and some possible genetic consequences. *Forest Ecology and Management*, **197**, 203–212.
- Brunzel, S., Fischer, S.F., Schneider, J., Jetzkowitz, J. & Brandl, R. (2009) Neo- and archaeophytes respond more strongly than natives to socio-economic mobility and disturbance patterns along an urban–rural gradient. *Journal of Biogeography*, **36**, 835–844.
- Chytrý, M., Maskell, L.C., Pino, J., Pyšek, P., Vila, M., Font, X. & Smart, S.M. (2008) Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology*, **45**, 448–458.
- Clark, J., Merkt, J. & Muller, H. (1989) Post-Glacial Fire, Vegetation, and Human History on the Northern Alpine Forelands, South-Western Germany. *Journal of Ecology*, **77**, 897–925.
- Clement, E.J., Foster, M.C. & Kent, D.H. (1994) *Alien Plants of the British Isles: A Provisional Catalogue of Vascular Plants (excluding Grasses)*. Botanical Society of the British Isles, London.
- Dennell, R. (2003) Dispersal and colonisation, long and short chronologies: how continuous is the Early Pleistocene record for hominids outside East Africa? *Journal of Human Evolution*, **45**, 421 – 440.
- DiCasteri, F. (1989) History of Biological Invasions with special Emphasis on the Old World. *Biological Invasions: A Global Perspective* (ed J.A. Drake), pp. 1–30. Wiley.
- DiCasteri, F. (1990) On invading species and invaded ecosystems: the interplay of historical chance and biological necessity. *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin* (eds A.J. Hansen, M. Debussche & F. DiCasteri), pp. 3–16. Springer.
- Dolukhanov, P., Shukurov, A., Gronenborn, D., Sokoloff, D., Timofeev, V. & Zaitseva, G. (2005) The chronology of neolithic dispersal in Central and Eastern Europe. *Journal of Archaeological Science*, **32**, 1441–1458.

- Ellenberg, H. (1988). *Vegetation Ecology of Central Europe*, 2009th ed. Cambridge University Press.
- Essl, F. & Dirnboeck, T. (2008) Diversity of native and alien vascular plant species of dry grasslands in central Europe. *Applied Vegetation Science*, **11**, 441–450.
- Essl, F., Rabitsch, W., Austria & Umweltbundesamt. (2002) *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien.
- Fattorini, S. (2011) Insect rarity, extinction and conservation in urban Rome (Italy): a 120-year-long study of tenebrionid beetles. *Insect Conservation and Diversity*, **4**, 307–315.
- Galeta, P., Sladek, V., Sosna, D. & Bruzek, J. (2011) Modeling Neolithic Dispersal in Central Europe: Demographic Implications. *American Journal of Physical Anthropology*, **146**, 104–115.
- Grime, J.P. (2001) *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*, 2nd ed. Wiley, Chichester, West sussex ; New York, NY.
- Hill, M.O., Roy, D.B. & Thompson, K. (2002) Hemeroby, urbanity and ruderality: bioindicators of disturbance and human impact. *Journal of Applied Ecology*, **39**, 708–720.
- Hoffecker, J.F. (1999) Neanderthals and modern humans in eastern europe. *Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews*, **7**, 129–141.
- Hoffecker, J.F. (2009) The spread of modern humans in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **106**, 16040–16045.
- Hulme, P.E. (2009) Relative roles of life-form, land use and climate in recent dynamics of alien plant distributions in the British Isles. *Weed Research*, **49**, 19–28.
- Huntley, B.J. (1988) Europe. *Vegetation history* pp. 341–383. Kluwer Academic Publishers.
- Innes, J.B., Blackford, J.J. & Rowley-Conwy, P.A. (2013) Late Mesolithic and early Neolithic forest disturbance: a high resolution palaeoecological test of human impact hypotheses. *Quaternary Science Reviews*, **77**, 80–100.
- Klotz, S. & Kühn, I. (2002) Indikatoren des anthropogenen Einflusses auf die Vegetation. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, **38**, 241–246.
- Klotz, S., Kühn, I. & Durka, W. (2002) *BIOLFLOR: eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland*. Bundesamt für Naturschutz.
- Knapp, S. & Kühn, I. (2012) Origin matters: widely distributed native and non-native species benefit from different functional traits. *Ecology Letters*, **15**, 696–703.
- Kornaś, J. (1990) Plant invasions in Central Europe: historical and ecological aspects. *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin* (eds F.D. Castri, A.J. Hansen & M. Debussche), pp. 19–36. Springer.

- Kowarik, I. & Pyšek, P. (2012) The first steps towards unifying concepts in invasion ecology were made one hundred years ago: revisiting the work of the Swiss botanist Albert Thellung. *Diversity and Distributions*, **18**, 1243–1252.
- Kühn, I., Brandl, R., May, R. & Klotz, S. (2003) Plant distribution patterns in Germany—Will aliens match natives? *Feddes Repertorium*, **114**, 559–573.
- Kukk, T. (1999) *Eesti Taimestik*. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tartu.
- Kukkonen, Ilkka. (1985) What is an archeophyte? *Iskos*, **5**, 480–488.
- Lambdon, P.W., Pyšek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., Jarosik, V., Pergl, J., Winter, M., Anastasiu, P., Andriopoulos, P., Bazos, I., Brundu, G., Celesti-Gradow, L., Chassot, P., Delipetrou, P., Josefsson, M., Kark, S., Klotz, S., Kokkoris, Y., Kuehn, I., Marchante, H., Perglova, I., Pino, J., Vila, M., Zikos, A., Roy, D. & Hulme, P.E. (2008) Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia*, **80**, 101–149.
- Lang, V. (2007) *The Bronze and Early Iron Ages in Estonia*. Tartu University Press, Tartu.
- Lang, V. & Kriiska, A. (2001) Eesti esiaja periodiseering ja kronoloogia. *Eesti arheoloogia ajakiri*, **5**, 83–109.
- Leroy, S.A.G., Arpe, K. & Mikolajewicz, U. (2011) Vegetation context and climatic limits of the Early Pleistocene hominin dispersal in Europe. *Quaternary Science Reviews*, **30**, 1448–1463.
- Lippmaa, T. (1935) Eesti geobotaanika põhihooni. *Acta et Comm. Univ. Tart.*, **A28 (4)**, 1–151.
- Lososova, Z., Chytrý, M., Kuehn, I., Hajek, O., Horakova, V., Pyšek, P. & Tichý, L. (2006) Patterns of plant traits in annual vegetation of man-made habitats in central Europe. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, **8**, 69–81.
- Lososova, Z. & Simonova, D. (2008) Changes during the 20th century in species composition of synanthropic vegetation in Moravia (Czech Republic). *Preslia*, **80**, 291–305.
- Markus, K. (2009) Misjonär või mõisnik? Tsistertslaste roll 13. sajandi Eestis. *Acta Historica Tallinnensia*, **14**, 3.
- Ööpik, M., Kukk, T., Kull, K. & Kull, T. (2008) The importance of human mediation in species establishment: analysis of the alien flora of Estonia. *Boreal Environment Research*, **13**, 53–67.
- Parés, J.M., Duval, M. & Arnold, L.J. (2013) New views on an old move: Hominin migration into Eurasia. *Quaternary International*, **295**, 5–12.
- Pärtel, M., Helm, A., Reitalu, T., Liira, J. & Zobel, M. (2007) Grassland diversity related to the Late Iron Age human population density. *Journal of Ecology*, **95**, 574–582.
- Poschlod, P. & WallisDeVries, M.F. (2002) The historical and socioeconomic perspective

- of calcareous grasslands - lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, **104**, 361–376.
- Poska, A., Saarse, L. & Veski, S. (2004) Reflections of pre- and early-agrarian human impact in the pollen diagrams of Estonia. *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology*, **209**, 37–50.
- Preston, C.D., Pearman, D.A. & Hall, A.R. (2004) Archaeophytes in Britain. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **145**, 257–294.
- Pyšek, P. (1995) On the terminology used in plant invasion studies. *Plant invasions: general aspects and special problems* pp. 71–81. SPB Academic Pub.
- Pyšek, P. (1998) Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography*, **25**, 155–163.
- Pyšek, P., Danihelka, J., Sadlo, J., Chrtěk, J., Chytrý, M., Jarosík, V., Kaplan, Z., Krahulec, F., Moravcova, L., Pergl, J., Stajerova, K. & Tichý, L. (2012) Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia*, **84**, 155–255.
- Pyšek, P. & Jarošík, V. (2005) Residence time determines the distribution of alien plants. *Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects* (ed P. Inderjit), pp. 77–96. Birkhäuser Basel.
- Pyšek, P., Richardson, D.M., Rejmanek, M., Webster, G.L., Williamson, M. & Kirschner, J. (2004) Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, **53**, 131–143.
- Pyšek, P., Sadlo, J. & Mandak, B. (2002) Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia (Prague)*, **74**, 97–186.
- Reitalu, T., Seppa, H., Sugita, S., Kangur, M., Koff, T., Avel, E., Kihno, K., Vassiljev, J., Renssen, H., Hammarlund, D., Heikkilä, M., Saarse, L., Poska, A. & Veski, S. (2013) Long-term drivers of forest composition in a boreonemoral region: the relative importance of climate and human impact. *Journal of Biogeography*, **40**, 1524–1534.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. & West, C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, **6**, 93–107.
- Ritter, E. (2011) Forests in Landscapes - The Myth of Untouched Wilderness. *New Perspectives on People and Forests* (eds E. Ritter & D. Dauksta), pp. 11–27.
- Sadlo, J., Chytrý, M. & Pyšek, P. (2007) Regional species pools of vascular plants in habitats of the Czech Republic. *Preslia*, **79**, 303–321.
- Sarjeant, W.A.S. (2002) “As chimney-sweepers, come to dust”: a history of palynology to 1970. *The earth inside and out: some major contributions to geology in the twentieth century* Geological Society special publication. (ed D.R. Oldroyd), Geological Society, London.

- Schlumbaum, A., Tensen, M. & Jaenicke-Després, V. (2008) Ancient plant DNA in archaeobotany. *Vegetation History and Archaeobotany*, **17**, 233–244.
- Seppänen, K. (1987) Nurmilaukka rautakautisen asutuksen osoittajana. *Arx Tavastica*, **7**, 3–14.
- Simonova, D. & Lososova, Z. (2008) Which factors determine plant invasions in man-made habitats in the Czech Republic? *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, **10**, 89–100.
- Sørensen, L. & Karg, S. (2012) The expansion of agrarian societies towards the north – new evidence for agriculture during the Mesolithic/Neolithic transition in Southern Scandinavia. *Journal of Archaeological Science*.
- La Sorte, F.A., McKinney, M.L., Pysek, P., Klotz, S., Rapson, G.L., Celesti-Grapow, L. & Thompson, K. (2008) Distance decay of similarity among European urban floras: the impact of anthropogenic activities on beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, **17**, 363–371.
- Sukopp, H. (1969) Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation. *Vegetatio*, **17**, 360–371.
- Sykora, K.V. (1990) History of the impact of man on the distribution of plant species. *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin* (eds F.D. Castri, A.J. Hansen & M. Debussche), pp. 37–50. Springer.
- Tutin, T.G., Burges, N.A., Chater, A.O., Edmondson, J.R., Heywood, V.H., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M. & Webb, D.A. (eds). (1964) *Flora Europaea*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Veski, S., Koppel, K. & Poska, A. (2005) Integrated palaeoecological and historical data in the service of fine-resolution land use and ecological change assessment during the last 1000 years in Rõuge, southern Estonia. *Journal of Biogeography*, **32**, 1473–1488.
- Walz, U. & Stein, C. (2014) Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, **22**, 279–289.
- Webb, D.A. (1985) What are the criteria for presuming native status? *Watsonia*, **15**, 231–236.
- Willerslev, E., Davison, J., Moora, M., Zobel, M., Coissac, E., Edwards, M.E., Lorenzen, E.D., Vestergård, M., Gussarova, G., Haile, J., Craine, J., Gielly, L., Boessenkool, S., Epp, L.S., Pearman, P.B., Cheddadi, R., Murray, D., Bråthen, K.A., Yoccoz, N., Binney, H., Cruaud, C., Wincker, P., Goslar, T., Alsos, I.G., Bellemain, E., Brysting, A.K., Elven, R., Sønstebo, J.H., Murton, J., Sher, A., Rasmussen, M., Rønn, R., Mourier, T., Cooper, A., Austin, J., Möller, P., Froese, D., Zazula, G., Pompanon, F., Rioux, D., Niderkorn, V., Tikhonov, A., Savvinov, G., Roberts, R.G., MacPhee, R.D.E., Gilbert, M.T.P., Kjær, K.H., Orlando, L., Brochmann, C. & Taberlet, P. (2014) Fifty thousand years of Arctic vegetation and megafaunal diet. *Nature*, **506**, 47–51.
- Williamson, M., Dehnen-Schmutz, K., Kühn, I., Hill, M., Klotz, S., Milbau, A., Stout, J. &

Pyšek, P. (2009) The distribution of range sizes of native and alien plants in four European countries and the effects of residence time. *Diversity and Distributions*, **15**, 158–166.

Internetiallikad

Changes in European land cover from 2000 to 2006 — European Environment Agency (EEA). File. [<http://www.eea.europa.eu/highlights/urban-sprawl-eating-into-wildlife/changes-in-european-land-cover/view>] accessed 25 May 2014

DAISIE - Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe [<http://www.europe-alien.org/>] accessed 25 May 2014

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, _____ Mari Metsoja _____,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose _____ Taimkatte inimõigused ja arheoloogid Euroopas _____,

mille juhendaja on _____ vanemteadur Dr. Aveliina Helm _____,

- 1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
- 1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus 27.05.2014