

Tartu Ülikool
Loodus- ja täppisteaduste valdkond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Botaanika osakond

Tõnis Tamme

TOLMELDAMISE HÜVE VÄÄRTUS NING SELLE RAHALISE HINDAMISE
MEETODID

Bakalaureusetöö
12 EAP-d

Juhendajad: Aveliina Helm, Elisabeth Prangel

Tartu 2023

Tolmeldamise hüve väärtus ning selle rahalise hindamise meetodid

Lühikokkuvõte: Lõputöö eesmärgiks on koostada ülevaade tolmeldamise hüve tähtsusest, looduses ja majanduses nii maailma, Euroopa kui ka Eesti kontekstis. Töö annab ülevaate tolmeldamise majandusliku (sh rahalise) väärtuse hindamise ja arvestamise võimalustest ning tollemise hüve kättesaadavuse vähenemise või lausa kadumise korral kaasnevate majanduslike kahjude ulatust. Töö kajastab tolmeldamise hüve rahalise väärtuse hindamise meetodeid, analüüsib erinevaid lähenemisi, mida on põhiliselt kasutatud ning otsib vastust küsimustele, kas ja miks on oluline tollemisteenust rahaliselt hinnata ja mis on looduse hüvede rahalise hindamise pahupool.

Märksõnad: tolmeldamine, ökosüsteemi hüved, tolmeldamise majanduslik väärtus, ökosüsteemi hüvede rahalise hindamise meetodid

CERCS: B270 Taimeökoloogia

The value pollination service and its economic evaluation methods

Abstract: The aim of the thesis is to prepare an overview of the importance of the benefit of pollination, in nature and in the economy, both in the context of the world, Europe and Estonia. The paper provides an overview of the possibilities of assessing and considering the economic (including financial) value of pollination and the scope of economic losses in the event of a reduction in the availability of the benefits of pollination or even its disappearance. The work reflects the methods of assessing the financial value of the benefit of pollination, analyzes the different approaches that have been mainly used and seeks an answer to the questions why it is important to evaluate the pollination service financially and what is the downside of the financial evaluation of nature's benefits.

Keywords: pollination, nature benefits, ecosystem services, economic value of pollination, methods of monetary assessment of ecosystem benefits

CERCS: B270 Plant ecology

Sisukord

Sisukord	3
1. Sissejuhatus	4
2. Tolmeldamine kui ökosüsteemi hüve	5
2.1. Tolmlemise olulisus	5
2.2. Tolmeldajate seisund.....	8
2.3. Looduslike taimede sõltuvus tolmeldamise hüvest	11
3. Tolmeldamise majanduslik väärtus	12
3.1. Kultuurtaimede sõltuvus tolmeldamise hüvest	12
3.2. Ökosüsteemi hüved	15
3.3. Ökosüsteemi hüvede majanduslik hindamine	18
3.4. Tolmeldamise hüve majandusliku väärtuse hindamise meetodid	21
3.5. Majanduslike kahjude ulatus tolmeldamise hüve vähenemise korral	24
3.6. Arutelu - tolmeldamise hüve majandusliku hindamise olulisus ja vastuolu	26
Kokkuvõte.....	29
Summary	30
Tänuavaldused	32
Kasutatud kirjandus	33

1. Sissejuhatus

Tolmeldamine on looduse hüve (ökosüsteemiteenus), millel on oluline mõju toidutootmise edukusele ja jätkusuutlikkusele. Põllumajanduse jätkusuutlikkusest sõltub kogu maailma elanikkond, mistõttu võib tolmeldajate populatsioonide märkimisväärne vähenemine ja tolmeldamise hüve kättesaadavuse kahanemine ohustada toidutootmist nii globaalsel kui ka kohalikul tasandil (IPBES, 2016). Peamised tegurid, mis tolmeldajate arvukust ja liigirikkust ning seeläbi ka tolmeldamise hüve seisundit negatiivselt mõjutavad on intensiivne pestitsiidide kasutamine, maakasutuse muutustest tingitud elupaikade kahanemine ja kvaliteedi langus, maastiku fragmenteerumine, keskkonnasaaste ja kliimamuutused. Need tegurid on viinud tolmeldajate arvukuse ja liigirikkuse languseni paljudes riikides, ent samal ajal kui langustrend jätkub, on tolmeldajatest sõltuvate kultuurtaimedega kultiveeritud maa-alade pindala tõusuteel (Goulson *et al.*, 2015; Leonhardt *et al.*, 2013). Tolmeldajate hea käekäik on inimühiskonnale eluliselt tähtis ning looduskogemuste, sh tolmeldajate olulisuse tähtsustamise puudumisel on otsene ja sügav negatiivne mõju ühiskondlikele väärtustele, looduskaitsele ja majandusele laiemalt (Oliveira *et al.*, 2020).

Tolmeldamise tähtsuse tõttu nii toidutootmisel kui looduse mitmekesisuse säilimisel on püütud hakata tolmeldamist kaasama majandussektori arvestustesse kui inimesele otseselt mõõdetavat kasu toovat ökosüsteemi hüve (Southwick & Southwick, 1992; Costanza *et al.*, 1997; Gallai *et al.*, 2009). Tolmeldajate arvukuse kahanemise pidurdamiseks ning tolmeldamishüve küllaldase säilimise tagamiseks on vajalikud nii kohalikul tasandil kui riikidevahelised kokkulepped ja meetmed, teadlikkus ning koostöö nii teaduslikul kui ühiskondlikul tasemel. Üheks mooduseks poliitikakujundajaid ja ka ühiskonda laiemalt kõnetada on tuua esile looduslike protsesside ning looduse poolt pakutavate ökosüsteemi hüvede majanduslik tähtsus ja nende otsene roll meie tänasesse heaolusse panustamisel. Ökosüsteemiteenuste ehk looduse hüvede senisest oskuslikum integreerimine majandusotsustesse ning nendega arvestamine ruumilisel planeerimisel võib aidata kaasa kestlike praktikate kujunemisele ning olla üheks meetmeks elurikkuse kao pidurdamisel. Käesoleva töö eesmärkideks on teaduskirjanduse alusel (1) tuua välja põhilised tolmeldamist kui ökosüsteemi hüve mõjutavad negatiivsed tegurid, (2) kirjeldada tolmeldamise osakaalu majandusest ning (3) tuvastada ja lühidalt analüüsida põhilisi tolmeldamise majandusliku väärtuse (sh rahalise väärtuse) hindamiseks rakendatud meetodeid ja lähenemisi.

2. Tolmeldamine kui ökosüsteemi hüve

2.1. Tolmlemise olulisus

Tolmlemine on protsess, mille käigus toimub tolmuterade kandumine taime emakasuudmele või seemnealgmele ning mille eesmärgiks on taime viljastamine ning geneetilise info edasikandumine. Tolmlemisel on väga oluline funktsionaalne roll enamikes maismaaökosüsteemides valdava osa taimeliikide paljunemisel ning seeläbi ka maismaaelustiku geneetilise ja liigilise mitmekesisuse säilitamisel (Potts *et al.*, 2010; IPBES, 2016). Tolmlemine toimub erinevates taimerühmades enamasti tuule, vee, putukate, lindude või nahkhiirte abil (Rucker *et al.*, 2012). Taimede ja tolmeldajatest loomade omavahelised mutualistlikud interaktsioonid on ökosüsteemi jätkusuutlikkuse seisukohalt ühed olulisimad (Kearns *et al.*, 1998), kuna ligi 87,5% kõikidest maailma looduslikest õis- ehk katteseemnetaimedest on loomtolmlejad ehk nende sigimisedukus sõltub kas osaliselt või täielikult tolmeldamist läbi viivatest loomadest, valdavalt putukatest (Ollerton *et al.*, 2011).

Tolmeldamine on märkimisväärse tähtsusega ka inimkonna toidutootmisele ja jätkusuutlikkusele. Inimeste poolt tarvitata vaid ja sobilikke toidutaimi on üle 7000 liigi (Antonelli *et al.*, 2020), sellest enimkasvatatud on 115 liiki, millest omakorda 87 liiki ehk ligi 75% sõltub loomtolmlemisest (Klein *et al.*, 2007), eelkõige putukatest, eriti mesilastest (Potts *et al.*, 2010). Enimtarbitavad loomtolmlevad toidutaimed on erinevad puu- ja köögiviljad, õlikultuurid, pähkliid, avokaado ning kohvi- ja kakaopuu (Klein *et al.*, 2007; Aizen *et al.*, 2008). Arvestades maailma elanikkonna hüppelist kasvu viimase sajandi jooksul, on suurenenud ka globaalne vajadus toidu järele ning viimase 50 aasta jooksul on tolmeldajatest sõltuvate kultuurtaimede saagikuse maht kolmekordistunud (Aizen *et al.*, 2008). See on pannud looduslikud tolmeldajad pretsedenditu surve alla (Potts *et al.*, 2010). Samal ajal on ka looduslike tolmeldajate asendajaks põllukultuuride puhul juba väga pikka aega kasutatud kodustatud meemesilast (*Apis mellifera*), kes on Euroopas ja Aafrikas looduslik liik, kuid on introductseeritud üle terve maailma (de la Rua *et al.*, 2009; Roffet-Salque *et al.*, 2015). Ehkki viimase poole sajandi jooksul on meemesilaste tarude hulk maailmas tõusnud ligi 45% võrra (Aizen & Harder, 2009), on arvatud, et Euroopas pole neid siiski piisavalt tagamaks kõigi tolmeldamisest sõltuvate kultuurtaimede tolmeldamine (Breeze *et al.*, 2014). Samas on meemesilaste pidamine erinevalt teistele tolmeldajatele toetumisest toidukasvatajatele lihtsam, mugavam, tulusam ja majanduslikult hinnatavam (Klein *et al.*, 2007), kuna tänu nendele

annavad pea pooled putuktolmlemisest sõltuvad kultuurtaimed maailmas saaki (Kleijn *et al.*, 2015) ja saagikus võib suurenda kuni 96% (Klein *et al.*, 2007).

Kuigi meemesilasi on peetud üheks olulisemaks looduslike tolmeldajate asendajateks (Neumann & Carreck, 2010), siis Garibaldi *et al.* (2013) ja MacInnis & Forrest (2019) sõnul jääks mitmete ainult meemesilaste poolt tolmeldatud kultuurtaimede saagikus oluliselt väiksemaks, võrreldes saagikusega, mille võiks saavutada teiste looduslike mesilaste kaasabil. Seetõttu ei pruugi ainult meemesilastele toetumine olla pikas perspektiivis jätkusuutlik, kuna nad ei asenda täielikult erinevate looduslike putuktolmeldajate panust paljude kultuurtaimede tolmeldamisel (Andersson *et al.*, 2012). Näiteks kimalased (*Bombus*) on meemesilastest suuremad ja karvasemad, mistõttu suudavad nad oma kehapinnaga edasi kanda ja emakasuudmeni toimetada rohkem tolmuterasid. Lisaks võimaldab kimalaseliikide keele pikkuse varieeruvus külastada neil suuremal valikul õisi ning neile on omane tugevam endotermia ehk sisemine soojusproduktioon, mis võimaldab neil kõrgematel laiuskraadidel külmade kevadilmadega varasemalt aktiivsed olla kui meemesilastel (Willmer, 2011). Neile (ja lisaks mitmetele erakmesilastele) on erinevalt meemesilastest omane ka surin-tolmeldamine (*buzz-pollination*), mis võimaldab neil saada õietolmu kätte ka neist õitest, millel pole õietolm vabalt kättesaadav. Selle protsessi käigus väristab kimalane oma lennulihasid kindlal sagedusel, et vabastada tolmukapeast tolm (Buchmann, 1983). Greenleaf & Kremen (2006) hinnangul tõuseb tänu kimalaste surintolmeldamisele tomatite viljade hulk ja mass märkimisväärsel määral.

Lisaks surintolmeldamisele kui ühele olulisele mutualistlikule taim-tolmeldaja interaktsioonile võivad mitmed mesilaseliigid olla spetsialiseerunud ainult kindlatele tolmeldatavatele taimeliikidele seoses nende võimega seedida vaid kindla koostisega õietolmu, ning omakorda sõltuvad ka paljud taimeliigid kindlatest tolmeldajaliikidest (Praz *et al.*, 2008). Ehkki Kleijn *et al.* (2015) hinnangul pakuvad 2% kõigist mesilaseliikidest 80 protsendile kultuurtaimedele tolmeldamishüve, avaldab seejuures ainult ühe või väheste liikide olemasolule ja kultiveerimisele toetumine negatiivset survet looduslike putuktolmeldajate liigirikkusele ja arvukusele ning soodustab parasiitide ja patogeenide levikut (Potts *et al.*, 2010; Garibaldi *et al.*, 2013). Suurema mitmekesisuse ja rohkemate liikidega tolmeldajate kooslused tagavad seeläbi ka stabiilsema, tugevama vastupanuvõimega ökosüsteemi ka muutlikes kliimatingimustes (Ives & Carpenter, 2007; Winfree & Kremen, 2008; Isbell *et al.*, 2015;).

Siiski pole suurema mitmekesisusega tolmeldajate arvukus puhtalt tugeva ökosüsteemi ainus tunnus. Aastate jooksul aina hoogustunud võõrliikide tahtlik ja tahtmatu levitamine globaalse majandustegevuse tulemusel on ökosüsteemi tasakaalust välja viimisel olnud olulise negatiivse mõjuga (Mack *et al.*, 2000). Pyšek *et al.* (2011) sõnul on valdav osa invasiivsetest ehk kiirelt levivatest ja kohalikku looduslikku tasakaalu ohustavatest võõrtaimeliikidest just putuktolmlejad. Invasiivsed taimeliigid, millel on võrreldes kohaliku taimestikuga putukaid meelitavat õietolmu ja nektarit rohkem saavad seeläbi konkurentsieelise, mille arvelt jäävad kohalikud liigid tolmeldamata ning see võib viia nende väljasuremiseni (Brown & Mitchell, 2001). Vanbergen *et al.* (2018) sõnul on Euroopas invasiivse võõrliigi vereva lemmaltsa (*Impatiens glandulifera*) levik muutnud kohalikke, mitmekesiseid ja rohkeid taim-tolmeldaja interaktsioone ning putukate toiduvalikut oluliselt vaesemaks. Õistaimede vähenenud mitmekesisus ning võõrliikide osakaalu suurenemine on seejuures tugevas seoses mesilaste tervisliku seisundi, paljunemise ning stressitaluvuse vähenemisega (Naug, 2009; Vaudo *et al.*, 2015). Kuna tolmeldajate ja õistaimede suhe on vastastikune, mõjutab ka kummagi osapoole käekäik oluliselt nende interaktsioone. Biesmeijer *et al.* (2006) sõnul on Loode-Euroopas omavahel mutualistlikes ehk vastastiku kasulikes suhetes olevate tolmeldajatel ja õistaimeliikidel toimunud paralleelne vähenemine, mis on kindel märk sellest, et ainuüksi tolmeldajate mitmekesisuse säilitamisest ei piisa, vaid hoida tuleb tervet ökosüsteemi.

Toimiv ökosüsteem oma mitmekesisusega, sh koos toimiva tolmeldajate süsteemiga on vajalik ka inimeste tervisliku heaolu säilitamiseks (Garibaldi *et al.*, 2022). Aina rohkem avaldatakse uuringuid, milles leitakse tugevaid seoseid loodusliku mitmekesisuse vähenemise ja inimese tervise halvenemise vahel (nt Myers *et al.*, 2013; Brauman *et al.*, 2020). Garibaldi *et al.* (2022) leidsid, et toimivad tolmeldajakooslused võivad panustada inimese tervise heaolusse neljal erineval viisil: (1) tolmeldajad aitavad inimesteni tuua vajalikke mikrotoitaineid ja vitamiine, (2) ravimitega varustamine (õietolm, mesi, taruvaik, ravimtaimede mitmekesisus, ravimitootmiseks kasutatavate liikide säilimine jne), (3) tolmeldajate elupaigad - looduslikud mitmekesised rohealad - aitavad panustada inimeste vaimse tervise säilimisse ning (4) tegevused ja regulatsioonid tolmeldajate kaitseks ja säilimiseks aitavad vähendada ka inimeste tervist mõjutavate pestitsiidide ja muude saasteainete koguseid maastikes ja toidus. FAO ehk ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsiooni (2021) hinnangul on maailmas enimkasvatatud viljad tuultolmlejatest nisu, mais ja riis, mis annavad ka suurema osa kaloreid inimeste toidust maailmas (Ghazoul, 2005). Samas tarbides vaid tuultolmlejaid põllukultuure, jääb inimese organismis vajalikest mikroelementidest puudu (DellaPenna, 1999). Seejuures on

putuktolmlemisest sõltuvatest taimedest pärit 35-65% E-vitamiinist, 70% A-vitamiinist ning 98% vees lahustuvast C-vitamiinist, eelkõige tsitruselistest ning puu- ja köögiviljadest (Eilers *et al.*, 2011). Seega on tolmlamine kui looduse hüve nii looduse ökosüsteemide ja inimkonna hea tervise jätkusuutlikuks säilimiseks olulise tähtsusega.

2.2. Tolmeldajate seisund

Õistaimede liike leidub Ollerton *et al.* (2011) hinnangul maailmas ligi 352 000, mille hulgest on loomtolmeldajatest sõltuvaid liike parasvöötmes ligikaudu 78%, subtroopilises 83% ja troopilistes ökosüsteemides 94%, mis on globaalselt keskmiselt 87,5% (joonis 1). Loomtolmlevate taimeliikide hulk madalamate laiuskraadide suunas kasvab, st liigirikkuse suurenedes esineb enam taimede ja loomade omavahelisi interaktsioone (Vogel & Westerkamp, 1991). Ehkki 13 500 õistaimeperekonnast valdav hulk liike on putuktolmlejad, esineb ka ligi 500 taimeperekonda lindude, ligi 250 perekonda nahkhiirte poolt tolmeldatavaid liike ning tuultolmlejatest taimeperekondi on ligi 875 (Renner & Ricklefs, 1995). Kõige enimlevinud tolmeldajad on mesilaselaadsed (*Apoidea*), kelle liike on maailmas kokku üle 20 000. Nendest on kodustatud ligi 50 liiki, millest omakorda ligi 12 kasutatakse põllumajanduses tolmeldajatena (Potts *et al.*, 2016; Ollerton, 2017). Efektiveimate tolmeldajate hulka kuuluvad lisaks mesilastele (*Apis*) ja kimalastele (*Bombus*) ka müürimesilased (*Osmia*), lehemesilased (*Megachile*) ja astlata mesilased (*Meliponini*) (Bosch & Kemp, 2002; Garibaldi *et al.*, 2013). Tähtsuselt teisel kohal on kahetiivalised (*Diptera*), keda on ligi 120 000 liiki, ent mille hulgest ainult vähesed sugukonnad on efektiivsed tolmeldajad, nt sirelased (*Syrphidae*), kes tolmeldavad üle 70% Euroopa õistaimeliikidest (Larson *et al.*, 2001).

Troopilistel aladel tõuseb oluliselt loomtolmlejate osakaal, kuna funktsionaalselt spetsialiseerunud tolmlmissüsteemidega taimede hulk on suurem, mis oma kitsas nišis on teatud loomaliikidega (st linnud, nahkhiired, surulased) koos arenenud (Ollerton *et al.*, 2006; Ollerton *et al.*, 2011). Kui troopikas väheneb kärbseliste osakaal tolmeldajate seas, siis kõrgematel laiuskraadidel – parasvöötmes – kärbseliste osakaal suureneb, kuid vastupidiselt täiesti puuduvad selgroogsed tolmeldajad (Elberling and Olesen, 1999; Willmer, 2011). Ekvaatorilt kõrgemate laiuskraadide suunas liikudes (k.a. subtroopiline kuiva kliimaga vööde) on evolutsioon soosinud tuultolmlemist madalama tolmeldajate ja taimede liigirikkuse, avatumate ja hõredamate maastike ning lehtede aastaajalise langetamise tõttu (Regal, 1982).

Nii looduses esinevate kui ka kodustatud tolmeldajate seisund maailmas on halvenev (Carvalho *et al.*, 2010; Potts *et al.*, 2010; Cameron *et al.*, 2011; Goulson *et al.*, 2015; IPBES, 2016). Põhja-Ameerikas on viimase 20 aasta jooksul nelja kimalaseliigi suhteline arvukus langenud 96% ning nende liikide levilate pindalad vähenenud 23-87% (Cameron *et al.*, 2011). Sarnane olukord on valdav Loode-Euroopas (IPBES, 2016), iseäranis Suurbritannias ja Hollandis, kus juba 1980ndatel oli märgata kimalaste liigirikkuse olulist vähenemist (Biesmeijer *et al.*, 2006). Euroopa looduslikest mesilase- ja liblikaliikidest on ohustatud 9% ning mesilaste ja liblikate populatsioonid on vähenenud vastavalt 37% ja 31% (IPBES; 2016). Lisaks on IUCN (2022) Punase Nimestiku nimekirjas olevatest selgroogsetest loomtolmeldajatest märgitud ligi 16,5% kui väljasuremisohus, saartel elavatest loomadest isegi kuni 30%. Eestis on kimalaste olukord küllaltki rahuldav ning nende liigirikkuses ja esinemissagedustes pole esinenud pikemaajalisel skaalal märkimisväärseid muutusi (Bontšutšnaja *et al.*, 2019).

Tolmeldajate arvukuse ja liigirikkuse kahanemise põhjused on mitmetised, kuid valdavalt on need seotud maakasutuse intensiivistumise ja agrokemikaalide laialdase kasutamisega. Elupaikade muutused, kadu ja killustumine kahandavad populatsioonide suurust ning levimisvõimalusi, väikeseks jäänud asurkonnad on tundlikumad nii kliimamuutuste mõjudele kui ka juhuslikele väljasuremistele. Väikesed ja isoleeritud asurkonnad on ka rohkem ohustatud inbriidingu ehk sugulusristumise poolt võrreldes suuremate asurkondadega (Goulson *et al.*, 2007; Winfree *et al.*, 2009). Olulise mõjuga on ka suurenenud pestitsiidide kasutamine ja neist lähtuv reostus. Näiteks taimekaitsevahendina kasutatavad neonicotinoidid põhjustavad kimalaste seas üldist toitumistegevuse langust läbi kesknärvisüsteemi normaalse arengu häirimise, mistõttu ei õpi nad korralikult toitu otsima (Rortais *et al.*, 2005; Gill & Raine, 2014). Lisaks mõjutab neonicotinoidide hulka kuuluv tiametoksaam olulisel määral kimalaste sigimiskäitumist: ainega kokku puutunud emaskimalased võivad lakata munemast ja uut järglaskonda loomast, mis tõstab olulisel määral populatsioonide väljasuremise tõenäosust (Baron *et al.*, 2017). Samuti on Biesmeijer *et al.* (2006) hinnangul spetsialiseerunud tolmeldajate arvukuse ja liigirikkuse kahanemise oluliseks põhjuseks ka toiduks sobilike taimeliikide asurkondade vähesus ja lokaalne kadumine.

Kliimamuutustega võivad kaasneda ka muutused liikide fenoloogias, mis omakorda võib viia muutusteni ökoloogilistes protsessides, näiteks võib kujuneda ajaline mittevastavus tolmeldajate toiduvajaduses ning tolmeldatavate taimeliikide õitsemisajaks (Hegland *et al.*,

2008). Põhja-Ameerikas toimunud kimalaseliikide vähenemise põhjuseks on Colla *et al.* (2006) ja Cameron *et al.* (2011) välja toonud ka erinevate sooleparasiitide, eelkõige mikrosporiidse ehk üherakulise, spoore moodustava parasiitseene *Nosema bombi* ja eukariootse ainurakse *Crithidia bombi* leviku. Sealjuures aitab parasiitide levimisele kaasa ka võõrliikidest tolmeldajate introductseerimine, kelle laia leviku tõttu saavad parasiidid läbi õite ka kohalikele liikidele levida (Colla *et al.*, 2006).

Lisaks looduslikele tolmeldajatele on kahanemas ka kodustatud meemesilaste arvukus (Potts *et al.*, 2010; Goulson *et al.*, 2015). Klein *et al.* (2007) on toonud välja nende arvukuse vähenemise põhjusteks lisaks eelmainitud parasiitidele ka varroalesta (*Varroa destructor*) ning väikse tarumardika (*Aethina tumida*) leviku laienemise, sobimatu kahjuritõrje kasutamise, Ameerika ja Euroopa mesinike kogukonna vananemise ning mesinike poolt valmistatud toodete väheneva turuhinna, mille tõttu on lääneriikides muutunud mesilaste pidamine ebapopulaarsemaks. Ehkki mesilaste arvukuse vähenemine algas juba eelmisel sajandil (Finley *et al.*, 1996), pole nii massilist mesilaste hukkumist varem ette tulnud kui USAs 2006.-2007. aasta talvel (VanEngelsdorp *et al.*, 2007). Sarnane massiline töomesilaste vähenemine ja hukkumine jätkus ka järgnevatel aastatel ning lisaks laienes ka Euroopasse ja Aasiasse (VanEngelsdorp *et al.*, 2009a; van der Zee *et al.*, 2012), mille tõttu on hakatud mesilasperede massilist hukkumist nimetama mesilaspere kokkukukkumise sündroomiks (*colony collapse disorder*) või mesilasperede kollapsiks (VanEngelsdorp *et al.*, 2007). Ehkki ühte kindlat suremise põhjustajat ei ole veel täpselt teada, on kollapseeerunud tarudest leitud kõrgenenud viiruste ning sooleparasiidi *Nosema* levik (VanEngelsdorp *et al.*, 2009b), mida meemesilased tõrjuvad nakatunud isendite tarust välja saatmisega (Kralj & Fuchs, 2006). Kui nakatunud töomesilased lahkuvad tarust ja ei naase, põhjustab see omakorda mesilaskoloonias nooremate mesilaste enneaegse töomesilase rolli ülevõtmise (Robinson, 1992), kes suurema tõenäosusega hukuvad normaalse arengu läbinud töomesilasest kiiremini ning tagajärjeks on koloonia populatsiooni kiire vähenemine ja seeläbi mesilaspere hukk (VanEngelsdorp *et al.*, 2009b). Samas on mesilaste nakatumine patogeenidega põhjustatud juba varasemast mesilaspere nõrgenemisest (VanEngelsdorp *et al.*, 2009b), mis võivad olla põhjustatud vaesunud mitmekesisusega toiduvalikust (Pernal & Currie, 2000), pestitsiididest, parasiitidest ning nende omavahelistest interaktsioonidest (Johnson *et al.*, 2009). Pettis *et al.* (2012) sõnul suureneb selgelt sooleparasiidi *Nosema* levik mesilasperede seas, mis puutuvad kokku ühe maailmas enimkasutatava pestitsiidi, imidaklopriidiga. Just seetõttu, et mesilasperede kollapsi põhjustab

mitmete tegurite koosmõju, on vastavat probleemi keeruline kontrolli alla saada ning muudab ka ühele tolmeldaja taksonile toetumise pikas perspektiivis ohtlikuks ja mitte jätkusuutlikuks.

2.3. Looduslike taimede sõltuvus tolmeldamise hüvest

Ökosüsteemi toimimist silmas pidades pole tähtis mitte ainult tolmeldajate või õistaimede liigirikkus, vaid toimivate interaktsioonide rohkus. Kui kliimasoojenemise tõttu toimuvad fenoloogilised nihked taimede õitsemise ja putuktolmeldajate aktiivse lennuperioodi kattumise vahel, võivad Memmott *et al.* (2007) hinnangul jääda 17-50% kõikidest tolmeldajate liikidest toidupuudusesse, mis võib viia selliste interaktsioonide väljasuremiseni. Seejuures on ühed olulisemad taimede-tolmeldajate interaktsiooniderohked ökosüsteemid parasvöötmes poollooduslikud ja hooldatavad rohumaad ning troopilises vööndis looduslikud troopilised vihmametsad (Wilson *et al.*, 2012).

Kõrbed, kus on väga ekstreemsed tingimused, elab siiski rohelt erinevaid loomtolevaid taimi ja nende tolmeldajaid. Näiteks Sonora kõrbes leidub ligi 580 erinevat taimeliiki ning 1500 erinevat mesilaseliiki. Lisaks suur hulk kaktuselisi (*Cactaceae*) on ka nahkhiirte poolt tolmeldatud (Willmer, 2011).

Vahemereses kliimavöötmes, st Lõuna-Euroopas, Põhja-Aafrikas, Lõuna-Aafrikas, Lõuna-Austraalias, Kalifornias ja Tšiilis on valdavaks taimestikuks rohttaimed, laialehised, igihaljad okkalised põõsad ja puud (Petruzzello, 2022). Roubiku (1989) hinnangul on Lõuna-Euroopas ja Kalifornias kõige enam mesilaseliike maailmas, kuna sealse biotoobis on ülekaalus mesilastest sõltuvad põõsaliigid (Herrera, 1988). Vahemereses kliimavöötmes, välja arvatud Vahemere ääres tolmeldavad 10% taimeliikidest linnud, näiteks Lõuna-Austraalias ja Lõuna-Aafrikas külastavad õisi meelinnud (*Melaphagidae*), nektarilinnud (*Nectariniidae*) ja prootealinnud (*Promerops*) (Willmer, 2011).

Niisked, troopilised vihmametsad asuvad ekvaatori ümbruses: Lääne-Aafrikas, Kagu-Aasias, Põhja-Austraalias ja Lõuna-Ameerikas Amazonases. Vihmametsade väga niiskes ja soojas kliimas on kõrge liigiline mitmekesisus kõikidel taksonoomilistel tasanditel ning ühtlasi ka suurim primaarproduktioon (Willmer, 2011). Nahkhiired külastavad Neotroopikas ehk Kesk- ja Lõuna-Ameerika vihmametsades 4-5% võrastikes ja võrastike all olevaid õisi, samas kui koolibrid külastavad 5-8% võrastikes ja kuni 20% võrastike all olevaid õisi. Samades metsades

külastavad mesilased üle poole õitest ning on seega üks tähtsaim grupp tolmeldajaid (Heithaus, 1979; Willmer, 2011). Prantsuse Guajaanas moodustavad astlata mesilased (*Meliponini*) ligi veerandi kõikidest mesilastest (Roubik, 1989). Irvine & Armstrong (1990) hinnangul on Austraalia vihmametsades suurem osakaal mardikate tolmeldamisel võrreldes Kesk-Ameerika vihmametsadega.

Kõrgetel laiuskraadidel ja mäestikes on valdavalt madalamad temperatuurid, lühike kasvuperiood ja väiksem liigiline mitmekesisus (Willmer, 2011). Sellises kliimas on kohastunud elama valdavalt kärbselised (*Brachycera*), eelkõige päriskärblased (*Muscidae*) ja surukärblased (*Empididae*) (Elberling & Olesen, 1999). Omakorda on külmemas kliimas eelised endodermsetel kimalastel, kes Bergmanni reegli järgi on temperatuuri vähenedes seda suurema kehaga, ning on leitud ka pikemate suistega kimalasi, kes vähenenud konkurentsi tõttu tolmeldavad ka väiksemaid õisi (Ranta *et al.*, 1981).

3. Tolmeldamise majanduslik väärtus

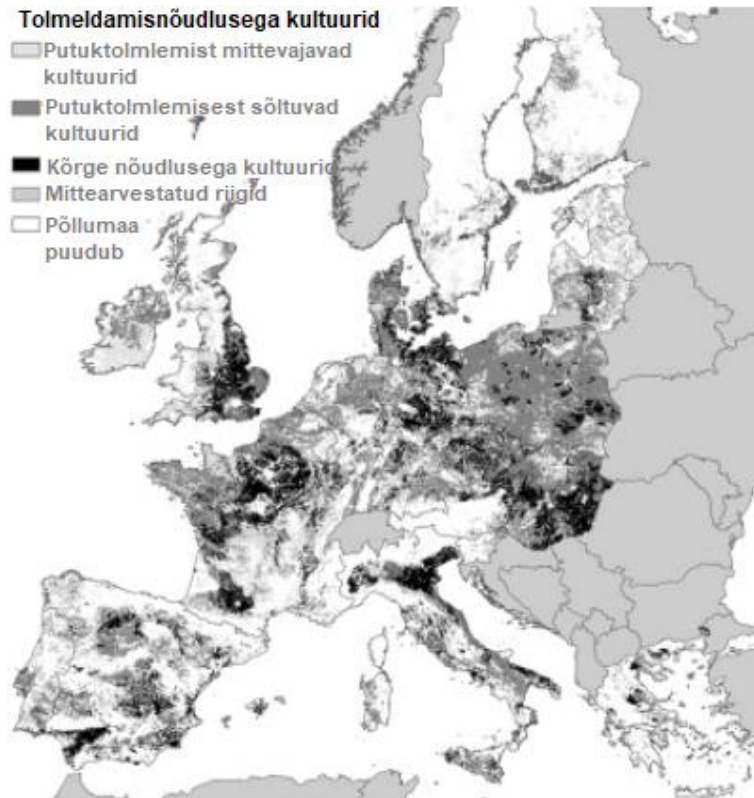
3.1. Kultuurtaimede sõltuvus tolmeldamise hüvest

Paljude kultuurtaimede saagikus ja kvaliteet kasvab märgatavalt loomtolmlemise tagajärjel võrreldes isetolmlemisega. Klein *et al.* (2007) ülevaateartiklis uuriti peamiste toiduks kasutatavate kultuurtaimede (mille aastane toodang maailmas oli suurem kui 4 miljonit tonni) sõltuvust tolmeldajatest ning leiti, et 115 olulisemast toidutaimest 87 saagikus oli rohkem või vähem seotud loomtolmeldamise edukusega. Kesk-Hiina mägisel Sichuani provintsis asuvas Maoxiani maakonna orgudes on ajalooliselt kasvatatud erinevaid puu- ja köögivilju, kuid alates 1980ndatest tänaseni (kõrghetk 1990-2000) on sealseid õunapuid looduslike tolmeldajate puuduse tõttu tolmeldatud inimeste poolt käsitsi. Varasem 40 aasta pikkune pestitsiidide kasutus, igal hooajal 8-10 korda, oli viinud tolmeldajate piirkondliku väljasuremiseni, lisaks napib regioonis tolmeldajatele sobilikke elupaikaid (metsad ja rohumaad) jätkuva põllumaadelaaienemise tõttu (Partap & Ya, 2012). Kuna pestitsiidide mõju on olnud nii suur, siis pole mesinikud teistest piirkondadest olnud nõus andma oma mesilastarusid rendile. Samuti on õunte hind märkimisväärselt langenud ning inimtööjõu hind tõusnud, mistõttu on ajapikku õunapuude kasvatamine asendunud isetolmlevate ploomide, kreeka pähklite ning jaapani villpöörise (Partap & Partap, 2002; Partap & Ya, 2012).

USDA ehk Ameerika Ühendriikide põllumajandusministeeriumi hinnangul tolmeldavad meemesilased 80% USAs tolmeldamist vajavatest kultuurtaimedest (Willmer, 2011).

Southwick & Southwick (1992) hinnangul väheneks USAs mitmete puuviljade, seemnete ja pähklike saagikus ligi 90% ilma meemesilase tegevuseta. Kalifornias kasvatatavad mandlipuud (*Prunus dulcis*) sõltuvad väga suurel määral meemesilastest, kuid põllumaade laienemise ja mesilaskolooniate vähenemise tõttu on tolmeldamishüve muutunud vähem kättesaadavaks (Thorp & Micke, 1996; Kremen *et al.*, 2008) ning seetõttu proovitakse üha enam ka toetada looduslike tolmeldajate säilitamist ja taastamist istanduste lähistel (Klein *et al.*, 2012). Samuti on suureks probleemiks põuad ning mageveevarude vähenemine (Goldhamer & Smith, 1995). Lisaks leidsid Klein *et al.* (2014), et vee- ja tolmeldajate puudusel tootsid mandlipuud väga vähe, ent just suuri vilju, kuid käsitsi tolmeldamisel (matkides intensiivset mesilaste tegutsemist) tootsid puud suurtes kogustes, kuid madala kvaliteediga väikseid vilju. Viljade suuruse erinevus tuleneb arvatavasti ressursside allokatsioonist ehk ümberpaigutamisest veepuuduse tõttu, mitte tolmeldamise kvaliteedist (Klein *et al.*, 2014), kuid Ricketts (2004) sõnul esineb ka seemnete suuruse ning tolmeldamise kvaliteedi vahel positiivne seos.

Kaheksakümmend neli protsenti Euroopas kasvatatud põllukultuuridest sõltuvad otseselt putuktolmeldajatest, eeskätt mesilastest (Williams, 1994), samas moodustab Euroopas kimalastest ja meemesilastest sõltuvate kultuurtaimedega kaetud põllumaa ligi 12% kogu põldude pindalast (Schulp *et al.* 2014). Lisaks töid Schulp *et al.* (2014) välja, et kimalasi leidub Euroopas rohkesti heterogeensetes ehk ruumiliselt laigulistes maastikes, eriti künkalistel ja mägistel aladel, moodustades vähem kui 0,5% põllumaadest, ent tõstes nende tolmeldamise tõenäosust 5-20% võrra. Nogué *et al.* (2016) leidsid, et Skandinaavias ja Islandil ei ole madalama liigirikkuse ja väiksema putuktolmeldamist vajavate taimede nõudluse tõttu tolmeldamisteenus ka niivõrd kättesaadav ega vajalik. Suurimad putuktolmlemisest sõltuvad põllumaad asuvad enamjaolt Hispaanias, Itaalias ning Prantsusmaal, samas enam kui pooled putuktolmeldamisest sõltuvatest kultuuridest neis piirkondades on mingil määral isetolmlejad. Kõrge tolmeldamisvajaduse ja -sõltuvusega piirkonnad asuvad Hispaanias, Lääne-Itaalias, Ida-Euroopas ning Reini jõe orus, keskmise vajadusega piirkonnad asuvad enamjaolt Kesk-Euroopas. Intensiivne rapsi, puu- ja köögiviljakasvatuse on koondunud erinevatesse piirkondadesse Lõuna-Euroopas, Prantsusmaale, Poola, Ida-Saksamaale, ja Ühendkuningriikidesse (joonis 1). (Schulp *et al.*, 2014).



Joonis 1. Erineva tolmeldamisnõudlusega põllukultuuride piirkonnad Euroopas. Kohandatud Schulp *et al.* (2014) artiklist.

Eestis kasvatatakse putuktolmeldamisest sõltuvatest põllukultuuridest kõige suuremal pinnal rapsi (*Brassica napus* subsp. *napus*). Talirapsi on Eestis hakatud viimastel aastatel rohkem kasvatama kui suvirapsi seoses kõrgema saagikuse potentsiaaliga, võimaldades saada pindalaühikult kuni kaks korda enam saaki. Kui 2010. aastal oli rapsi all olevast põllumaast umbes 12% kaetud talirapsiga, siis 2022. aastal oli juba 90%. Samas on ka talirapsi talvekindlus parema sordivaliku ja põllumajandustehnikate edenemise tõttu oluliselt tõusnud (Tuubel, 2014; Statistikaamet, 2023). Kokku kasvatati 2022. aastal Eestis suvi- ja talirapsi ligi 86 000 hektaril, mis moodustab umbes 12% kogu Eestis olevast põllumaast ning kogusaak oli 218 000 tonni (Statistikaamet, 2023). Kuna rapsi kasvatatakse Eesti põllumajandusmaastikel küllalt palju, leidsid Raimets *et al.* (2020), et ka meemesilastele on raps väga ligitõmbav. Ehkki raps on osaliselt ka isetolmlev, suurendab mitmekesisem tolmeldajate koosseis ja arvukus saaki ning teeb valmimise ühtlasemaks (Bommarco *et al.*, 2012).

On arvatud, et tulevikus kindlustavad tolmeldamishüve vähesed, kuid laiema toiduvalikuga tolmeldajaliigid ehk generalistid (Ghazoul, 2005), kuigi Klein *et al.* (2003) on näidanud, et paljud tolmeldajatest sõltuvad kultuurtaimed on kõrgema saagikusega suurema tolmeldajate

mitmekesisuse korral. Olulised aspektid on Willmer (2011) hinnangul osade kultuurtaimede tolmeldamise puhul seemnete arenguks vajalik risttolmlemine, samas kui mitmetel teistel liikidel pole see otseselt vajalik, kuigi nad annavad risttolmlemise puhul parema kvaliteediga seemneid või vilju. Lisaks on põllupidajatel soov kasvatada järgmiseks põlvkonnaks sordiehtsaid seemneid, mis tekitab vastuolu risttolmlemise suhtes, kuna ei soovita hübriide, ning omakorda on kahekojaliste kultuurtaimede puhul vähendatud tolmeldamisest sõltumist just ühekojaliste sortide välja aretamisega (Willmer, 2011).

Tihti arvestatakse teadustöodes tolmeldamist vajavate kultuurtaimede hulka vaid neid, mille vilju inimkond toiduks tarvitab, jättes tähelepanuta need juur- ja köögiviljad ning söödataimed, mille viljade asemel tarvitatakse teisi taimeosi, ent mille taastootmiseks on vaja seemneid. Sarikaliste sugukonda kuuluvat aedporgandit (*Daucus carota* subsp *sativus*), millest tarvitatakse vaid selle paisunud juureosa, tolmeldavad lühikeste suistega mesilased perekonnast *Halictus*, *Lasioglossum*, *Apis*, lisaks ka sirelased kärbseliste sugukonnast ning kaevurherilased (Hawthorn *et al.*, 1956). Mõndasid ristõieliste sugukonda kuuluvaid perekondi (kapsad, rooskapsad) tolmeldavad efektiivselt kimalased, kuid samuti ka meemesilane ja lihakärbsed (*Calliphora*) (Faulkner, 1962). Harilik lutsern (*Medicago sativa*) ning aasristik (*Trifolium pratense*) on olulised söödataimed (Peaslee & Taylor, 1989; Martin & Mertens, 2005), ent kvaliteetsete ja rohkearvuliste lutserni ja aasristiku seemnete saamiseks on olulisel kohal tõhus tolmeldamine, eeskätt kimalaste poolt (Bohart, 1957).

3.2. Ökosüsteemi hüved

Ökosüsteemi hüvedeks loetakse ökosüsteemi seisundi püsivust toetavaid ja inimese jaoks vajalikke ökosüsteemide funktsioone ja omadusi, mille olemasolu tagab ökosüsteemi elustik ja seisund (MEA, 2005). Samas on aga viimase 50 aasta jooksul koormus ökosüsteemidele märkimisvääral tõusnud (MEA, 2005) ning muutnud paljude ökosüsteemide loomulikku toimimist ja põhjustanud suurelatuslikku loodusliku mitmekesisuse vähenemist (Bullock *et al.*, 2011). Elurikkuse ja loodushüvede koostöökogu (IPBES) on oma aruannetes (IPBES, 2018, 2019) välja toonud, et nii globaalselt kui ka Euroopas on elurikkus tugevas langustrendis. Kuigi ökosüsteemi hüved on ühiselt kasutatavad, siis tänapäevased majandusmudelid ei soosi nende jätkusuutlikku kasutamist ega taastumist. Nende kaitseks ja säilitamiseks on vaja välja töötada mõõdikuid, mis arvestavad looduse varusid, nende põlvkondadeülelt jätkusuutlikkust

ning vajalikkust inimkonna ja looduse püsijäämiseks (Dasgupta, 2021). Üheks võimalikuks lähenemiseks on ökosüsteemiteenuste ehk looduse hüvede tuvastamine, kaardistamine ja hindamine ning nende integreerimine majandusotsustesse. Looduse hüvesid saab jaotada kolme peamisesse rühma: reguleerivad ja toetavad hüved (*regulating and supporting services*), varustavad hüved (*provisioning services*) ja kultuurilised hüved (*cultural services*).

Kõige aluseks on reguleerivad ja toetavad hüved, mis tagavad erinevate biosfääri protsesside toimimise ning on ka kõigi teiste hüvede aluseks. Toetavate hüvede hulka kuuluvad aineringsed, mullateke, fotosüntees, elupaikade pakkumine, veeringlus, kliimaregulatsioon ning ka lõputöö keskmes olev tolmeldamishüve (MEA, 2005; Layke, 2009). Ilma reguleerivate ja toetavate hüvedeta pole võimalik ka teiste hüvede eksisteerimine (MEA, 2005).

Varustavad hüved on konkreetne toodang või mingi tarbitav varu, mida ammendatakse otse loodusest, nagu toit, kütus, puit, magevesi. Need hüved on ühtlasi ka kõige enam käegakatsutavad ning majanduslikult hinnatavad (MEA, 2005; Layke, 2009).

Kultuurilised hüved on mittemateriaalsed hüved, mida inimkond saab ökosüsteemidest vaimse rikastumise, kognitiivse arengu, puhkuse ja esteetiliste kogemuste kaudu. Samas ei ole kultuuriliste hüvede majanduslik hindamine kerge ega tihti ka üheselt mõistetav (Milcu, 2013), mistõttu ei ole neid oma abstraktsuse tõttu enamasti majandusplaanidesse sisse arvestatud (Carpenter *et al.*, 2009).

Ökosüsteemides on väga kompleksed, omavahel nii negatiivsetes kui positiivsetes seoses olevad interaktsioonid, mistõttu ei saa ökosüsteemi pakutud hüvesid võtta eraldiseisva osana süsteemist, vaid tihti moodustavad nad ökosüsteemi hüvede kimpe (*bundles of ecosystem services*), kus eri hüved võivad olla üksteisega kas positiivselt või negatiivselt seotud (Heal *et al.*, 2001; Cumming & Peterson, 2005; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010). Sageli kaasneb ühe ökosüsteemi hüvest saadava kasu optimeerimisega teiste hüvede vähenemine, mida nimetatakse lõivsuhteks (*trade-off*) (Rodriguez *et al.*, 2006; Bennett *et al.*, 2009). Sageli on omavahel lõivsuhtes just varustavad hüved ja reguleerivad või kultuurilised hüved (IPBES, 2019). Näiteks põllumajanduse intensiivistumise on toonud kaasa põllukultuuride suurema saagikuse, kasvanud on toidu kui varustava hüve kättesaadavus, kuid sellega on kaasunud tolmeldamise hüve kahanemine: mida suuremaks muutuvad põldude all olevad alad, seda vähemaks jääb tolmeldajatele sobilikke elupaiku (põlluservad, niidud) ja seda vähemaks jääb tolmeldamist pakkuvaid tolmeldajaid. Lisaks kaasneb enamjaolt suurte põllumassiividega suurenenud väetiste kasutamise kogus, mis omakorda vähendab puhta vee kättesaadavuse hüve

(Bennett *et al.*, 2009; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010; Deguines *et al.*, 2014). Sellised lõivsuhted vajavad hoolikat tähelepanu ja oskuslikku planeerimist, et kõik vajalikud hüved oleksid üheaegselt hoitud. Paljud erinevad hüved toimivad ka sünergias ehk üksteist vastastiku jõustades. Nii näiteks soosib liigirikaste niidukoosluste taastamine põllumajandusmaastikes nii tolmeldamishüve, elupaikade pakkumise hüve, aitab kaasa süsiniku sidumisele kui ka pakub erinevaid kultuurilisi hüvesid (Morandin & Winston, 2006).

Kuna ökosüsteemi hüved ja nende mõõtmine on küllaltki uus valdkond, siis esineb paratamatult olukordi, kus teadlased erinevatest distsipliinidest teemast omamoodi aru saavad ja võivad tekkida ka erinevad tõlgendusviisid (Mäler *et al.*, 2008; Liss *et al.*, 2013). See viib omakorda olukorrani, kus ökosüsteemi hüvesid käsitletavaid teadustöid on raske omavahel võrrelda ning see vähendab hüvede haldamise strateegiate efektiivsust (Daily & Matson, 2008). Liss *et al.* (2013) on uurinud teadusmaastikul kasutatud erinevaid meetodeid tolmeldamishüve kirjeldamisest ning välja toonud kolm etappi, millest igäüks sisaldab endas otsusekohti, mis võivad viia erinevate lõpptulemusteni: (1) konkreetse hüve valik ja defineerimine; (2) erinevate biofüüsikaliste, majanduslike ja sotsiaalsete osapoolte kindlakstegemine, mis valitud hüvega on seotud (selleks võivad olla ökoloogiliste protsesside mõõtmised, elupaikade pindala, inimtegevus jne) ja (3) osapoolte näitamiseks vajalike ja sobilike mõõdikute valik. Ehkki tolmeldamine on võrreldes teiste ökosüsteemi protsesse reguleerivate hüvedega oma olemuselt lihtsam, on tolmeldamine kui ökosüsteemi hüve mitmeti mõistetav. Selle hüve all võidakse mõõta näiteks looduslike tolmeldajate rohkust või mitmekesisust, tolmeldamisest sõltuvate taimede saagikust, kodustatud tolmeldajate (nt meemesilaste) pidamist, tolmeldajatele oluliste elupaikade kasvupindala (Liss *et al.*, 2013). Tähtis on arvestada, et tolmeldamine hüvena on inimestele tähtis mitte vaid kultuurtaimede saagikuse tagamise aspektist vaid ka looduses bioloogilise mitmekesisuse ja evolutsiooniliselt kujunenud ökosüsteemi funktsioonide säilitajana. Antud lõputöös käsitletakse lähemalt, millised on võimalused ja meetodid tolmeldamise otsest majanduslikku väärtust hinnata ning milliseid analüüse on varasemalt selles vallas läbi viidud.

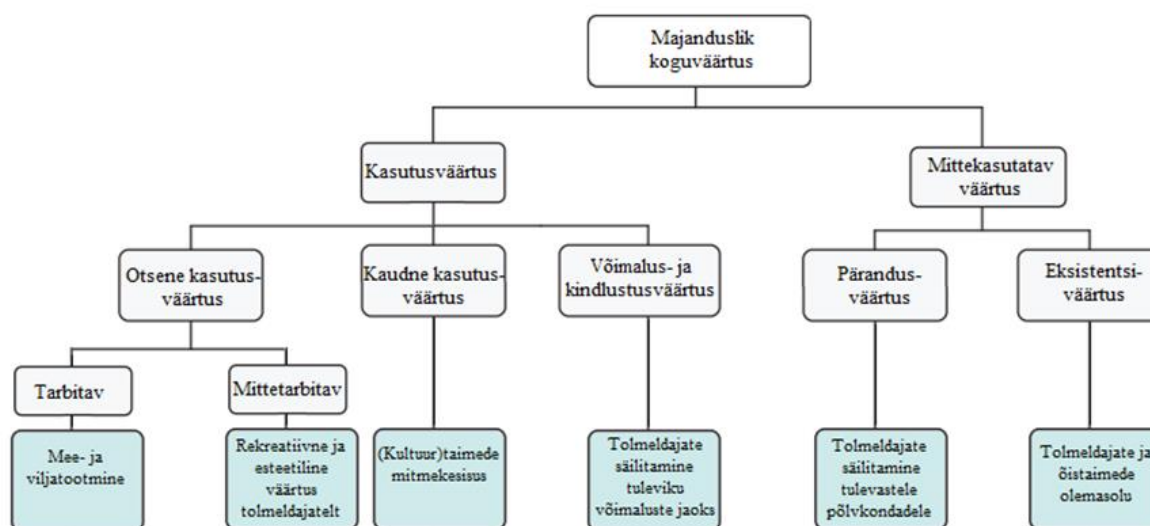
3.3. Ökosüsteemi hüvede majanduslik hindamine

Tolmeldamist on vaja hinnata põhiliselt selleks, et selle säilitamise väärtust loodusele ja inimkonnale näitlikustada ja kirjeldada ning et üht põllumajandust tugevalt mõjutavat aspekti oleks võimalik teiste teguritega võrrelda ja sellest lähtudes otsuseid langetada (Daily *et al.*, 2000; Costanza *et al.*, 2014). Üldiselt on Costanza *et al.* (2014) sõnul ökosüsteemi hüvedest arusaamisel kõige olulisem inimkonna ja looduse suhte ümberkujundamine, kuna parem looduse rolli ja panustamise mõistmine inimeste tervise ja heaolu tagamisel on väga vajalik jätkusuutlikuks tulevikuks. Ökosüsteemi hüvesid kirjeldavate mõõdikute alusel on võimalik anda ka poliitikutele ja majandusanalüütikutele parem ülevaade looduse seisundist ja analüüsida riske, mis kaasnevad hüvede kahjustumise korral. Mõõdikuid on samahästi võimalik kaasata tasuvusanalüüsides läbiviimisel parema tuleviku kujundamisel (Hanley & Barbier, 2009; Abson & Termansen, 2011).

Ökosüsteemide poolt otseselt inimestele tagatud hüvede väärtust on võimalik mõtestada läbi mitme lähenemisnurga. Neid võib vaadata ökoloogilise väärtusena läbi biofüüsikaliste indikaatorite, sotsiaal-kultuurilise väärtusena ja majandusliku väärtusena (Kumar, 2011). Ökoloogilise väärtuse all mõeldakse Farber *et al.* (2002) sõnul ökosüsteemi osade vahelisi põhjuslikke seoseid (nt metsatulekahjude väärtus mineraalainete ringluses), ökosüsteemide stabiilset toimimist, sealhulgas ka inimkonna ellujäämist ja jätkusuutlikkust. Sotsiaal-kultuurilised hüved on looduse poolt pakutud mittemateriaalse heaolu allikad, mis hõlmavad ajaloolisi, religioosseid, esteetilisi ja rekreatsioonilisi väärtusi (MEA, 2005). Ehkki mitmeid väärtusi ei ole võimalik majanduslikult hinnata, on siiski töötatud välja mitmeid erinevaid inimese heaolu mõõdikuid (Kumar, 2011). Majandusliku väärtuse all mõõdetakse ökosüsteemist saadud kasu, mis on põhiliseks aluseks inimeste vaimsete või materiaalsete huvide saavutamiseks (Barbier *et al.*, 2009).

Tolmeldamisteenuste majanduslikku väärtust on võimalik mõõta nende majandusliku koguväärtusega (TEV – *total economic value*), mis jaguneb omakorda (1) kasutusväärtuseks, mis on inimesele otsest kasu toovad ja kasutust leidvad ökosüsteemi funktsioneerimisest tulenevad väärtused, ja (2) mittekasutatavaks väärtuseks, mida ei ole majandusarvestustesse kaasatud, kuid millele inimesed on omistanud väärtuse puhtalt nende olemasolu tõttu (Pascual *et al.*, 2010). Kasutusväärtus jaguneb omakorda alagruppideks, millest kõige kergemini hoomatavam on otsene kasutusväärtus, mille all on võimalik tarbitava väärtusena hinnata tolmeldajate konkreetset panust mee- ja viljatootmisesse ning mittetarbitava tolmeldajate

tegevusest ja olemasolust tingitud rekreatiivset ja esteetilist väärtust (Pascual *et al.*, 2010). Teiseks alagrupiks on kaudne kasutusväärtus, mis tuleneb tolmeldajate tegevusest nii looduslike kui ka kultuurtaimede mitmekesisuse säilitamise ja paljunemise nimel. Kolmandaks alagrupiks on võimalus- ja kindlustusväärtus, mida omistatakse tolmeldajate ja nendest sõltuvate toodete tulevaste valikuvõimaluste kättesaadavusele, säilitamisele ja kindlustamisele (Pascual *et al.*, 2010; Baumgärtner & Strunz, 2014). Mittekasutatavate väärtuste puhul on erinevalt kasutusväärtustest lõpptulemuseks rahulolutunne teadmistest, et tolmeldajate tegevusest tulenev väärtus jääb ka teistele inimestele ja tulevastele põlvkondadele (pärandusväärtus) ning et tolmeldajad ja neist sõltuvad õistaimed üldse eksisteerivad ja säilivad, sõltumata nende otsesest kasutamisest (eksisteerimisväärtus) (Kolstad, 2000) (joonis 2).



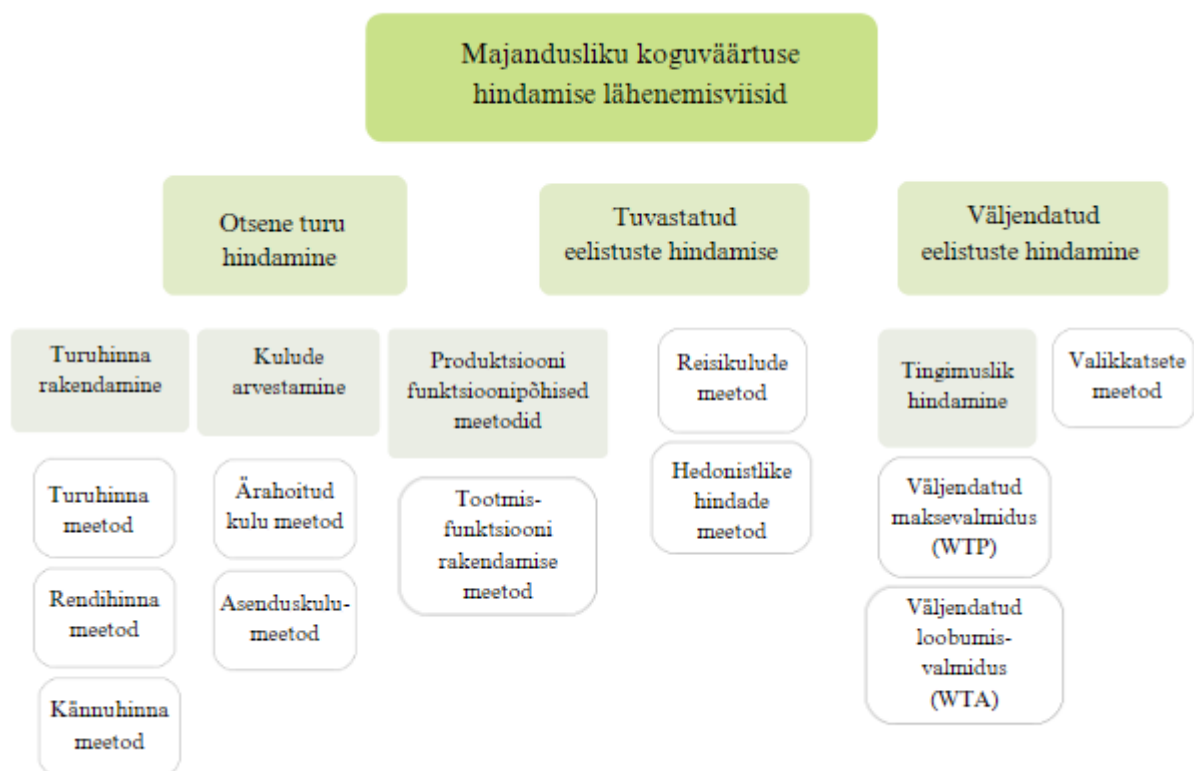
Joonis 2. Tolmeldamise majandusliku väärtuse skeem. Kohandatud Pascual *et al.* (2010) tööst

Tulenevalt mitmete väärtuste abstraktsusest ja mittemajanduslikust olemusest ei ole võimalik majandusliku koguväärtuse leidmiseks olemasolevatelt ökosüsteemi hüvedega otseselt seotud turutehingutelt saadud hinnateavet hinnata või ümber tõlgendada, mistõttu on nende väärtuste hindamiseks loodud hüpoteetilised turud (Pascual *et al.*, 2010). Ehkki lähenemisviise on erinevaid, on Chee (2004) välja toonud üldise kategoriseerimise viisi, kuidas võiksid ökosüsteemi hüvede rahaline hindamine jaguneda: 1) otsene turu hindamine (*direct market valuation*); 2) tuvastatud eelistuste hindamine (*revealed preference approaches*) ja 3) väljendatud eelistuste hindamine (*stated preference approaches*).

Otsene turu hindamine on kõige kergemini skaleeritav reaalse turu ja turutehingute olemasolu ja saadaval oleva hinnateabe tõttu (Pascual, *et al.*, 2010) ning selle alla kuuluvad a) turuhinna rakendamine (*market price-based approach*); b) kulude arvestamine (*cost-based approach*) ja c) produktsiooni funktsioonil põhinevad meetodid (*approaches based on production function*). **Turuhinna rakendamise meetodid** on põhiliselt turuhinna meetod (*market value method*), rendihinna meetod (*resource rent method*) ja kännuhinna meetod (*stumpage method*). **Kulude arvestamise meetodid** on ärahoitud kulu meetod (*avoided cost method*) ja asenduskulumetod (*replacement value method*). **Produktsiooni funktsioonipõhiste meetodite** alla kuulub tootmisfunktsiooni rakendamise meetod (*production value method*) ja ka selle edasiarendus Winfree *et al.* (2011) poolt: omistatav puhastulu meetod (*attributable net income method*) (Pascual *et al.*, 2010; Christie *et al.*, 2012). Seejuures on oluline märkida, et turuhinnameetodid ei mõõda kogu majanduslikku väärtust, vaid ainult üht osa kogu turust (Christie *et al.*, 2012)

Tuvastatud eelistuste hindamine on turuväline hindamine, mis põhineb inimeste valikute jälgimisel reaalsetel turul, mis on seotud kindlate ökosüsteemi hüvedega, mille puhul „tuvastatakse“ inimeste eelistused oma valikute kaudu. Selle alla kuuluvad põhiliselt reisikulude meetod (*travel cost method*) ja hedonistlike hindade meetod ehk keskkonna kvaliteedi vm meeldivuse hindamine (*hedonic price method*) (Pascual *et al.*, 2010).

Väljendatud eelistuste hindamine on samuti turuväline, mille puhul konstrueeritakse hüpoteetiline turg ning viiakse läbi küsitlusi, milles küsitakse inimestelt, kui palju ollakse nõus maksma mingi ökosüsteemi hüve säilitamise ja taastamise eest (väljendatud maksevalmidus – *willingness to pay* – WTP) või kui palju ollakse nõus aktsepteerima ja loobuma teatud hüvede kadumise või vähenemise tõttu (väljendatud loobumisvalmidus – *willingness to accept* - WTA). Seda nimetatakse tingimuslikuks hindamiseks (*contingent valuation*), millele lisandub veel valikkatsete meetod (*choice experiment*) (Pascual *et al.*, 2010; Christie *et al.*, 2012). Ülevaate erinevatest meetoditest annab joonis 3.



Joonis 3. Majandusliku koguväärtuse hindamise lähenemisviisid. Autori tehtud joonis Pascual *et al.* (2010) põhjal.

3.4. Tolmeldamise hüve majandusliku väärtuse hindamise meetodid

Tolmeldamise hüve panust majandusse on võimalik hinnata erinevate meetodite abil ja mitmete erinevate lähenemisnurkade alt (roll looduses, roll põllumajanduses, kodumajapidamistes), kuid eelkõige on seda tehtud põllumajanduses seoses tolmeldajate otsese panusega taimekasvatusele. Võrreldes looduslike tolmeldajatega on meemesilaste majanduslikku väärtust hinnatud palju sagedamini ning eelkõige on vastavasisulised tööd keskendunud toodangu rahalise tulu hindamisele (Winfrey *et al.*, 2011). Üheks kõige lihtsamaks mooduseks on mõõta tolmeldamisest sõltuvate kultuurtaimede saagikust ja sellest saadavat tulu (Costanza *et al.*, 1997). Sageli jäetakse selle lähenemise puhul muud saagikust mõjutavad faktorid välja, kuid see võimaldab pakkuda esmapilgul üldise ja võrreldava ülevaate. Seda meetodit võib nimetada ka **turuhinna meetodiks** (*market price method*) ning enamasti kasutatakse lähenemist pigem varustavate hüvede (nt toit) hindamisel, mitte reguleerivate hüvede puhul.

Kasutatakse ka mõnevõrra täpsemaid lähenemisi. Põllumajanduses on võimalik hinnata tolmeldajate väärtust kas saagikuse kaona tolmeldajate puudusel või leevendusmeetmete kuluna (Aizen *et al.*, 2009). Üheks võimaluseks on kaasata selleks vastavate põllukultuuride tegelik sõltuvus tolmeldamisest (Klein *et al.*, 2007) ja konkreetsel ajahetkel olemasolevate tolmeldajate määr, mis võimaldab arvutada toodangu vähenemist looduslike tolmeldajate kadumise korral, mille puhul võrdsustatakse tolmeldajate rahaline väärtus vastava saagi väärtuse kaoga (Gallai *et al.*, 2009).

Seda meetodit tuntakse kui **tootmisfunktsiooni rakendamise meetod (*production value method*)**. Robinson *et al.* (1989) poolt loodud valem ja selle täiendatud versioon (Morse & Calderone, 2000) on järgmine: $V_{nb} = V \times D \times (1-P)$. V_{np} – looduslike tolmeldajate (np: *native pollinators*) rahaline väärtus ehk otsene tulu (\$/a); V – põllukultuuri saagi käive (\$/a); D – põllukultuuri tolmeldamisest sõltuvuse taseme koefitsient (Klein *et al.*, 2007); 1-P – looduslike tolmeldajate tolmeldamise määr; P – mee- või muude sissetoodud mesilaste tolmeldamise määr. Näitena võib tuua Ameerikas, 2005. aasta lutserni looduslike tolmeldajate rahalise väärtuse arvutuskäigu (Losey & Vaughan, 2006): kogutoodangu rahaline väärtus oli 109 miljonit dollarit aasta kohta (V) (Morse & Calderone, 2000), lutsern sõltub putuktolmeldamisest 100% ehk koefitsient on 1,0 (D) ning eeldati, et põhilised efektiivsed tolmeldajad on Ameerikasse võõrliigina sissetoodud lutserni-lehemesilased (*Megachile rotundata*) osamääruga 0.95 (P), st looduslike tolmeldajate (nt mesilane *Nomia melanderi*) osamäär on seega 0.05 (1-P). Arvutuskäik on järgmine: $109,000,000 \text{ \$/a} \times 1.0 \times 0.05 = 5,450,000 \text{ \$/a}$. Liites kõik erinevate põllukultuuride rahalise väärtuse kokku, saab teada kogu piirkonna kultuurtaimede looduslike tolmeldajate rahalise väärtuse.

Teiseks võimaluseks on arvutada välja alternatiivsete, st tolmeldajaid asendavate tehnoloogiliste või bioloogiliste lahenduste kulu, mida tuntakse **asenduskulu meetodina (*replacement value method*)** (Allsopp *et al.*, 2008). Looduslike tolmeldajate asendamise puhul hinnatakse meemesilaste kui asendajate kasutamiseks tehtavaid lisakulutusi (de Groot *et al.*, 2002) või käsitsi tolmeldamise kulu (Allsopp *et al.*, 2008). Allsopp *et al.* (2008) soovitas selleks lahutada tolmeldajate abil toodetud tulu rahalisest väärtusest asendustegevustele läinud kulu, mis võimaldab näidata kui palju potentsiaalsest tulust jääb teenimata, kui tolmeldajad asendatakse teiste tolmeldamisviisidega. Ühe Allsopp *et al.* (2008) töös välja toodud käsitsi tolmeldamise meetodi puhul eeldati, et ühe õunapuu õie tolmeldamine võtab aega kaks korda

rohkem kui õuna korjamine ning kui käsitsi tolmeldades viljastub vaid 50% õitest, on õunte korjamise tööjõuhind neli korda suurem kui tolmeldamise hind.

Samas on nii tootmisfunktsiooni rakendamise kui asenduskulu meetodil oma puudujäägid: ei ole kerge teha üldistusi põllukultuuride ja nende sortide tolmeldamissõltuvuse suure varieeruvuse tõttu, sest mitmed sordid samast kultuurist võivad olla nii isetolmlevad kui putuktolmeldamist vajavad ning see võib aastati ka muude abiootiliste tegurite tõttu varieeruda (Free, 1993; Gallai *et al.*, 2009). Lisaks on looduslike tolmeldajate ja meemesilaste osakaalud igas maastikus enamasti üsna üldistatud, ehkki varieeruvus erinevate piirkondade vahel võib olla olulisel määral erinev ning see ei arvesta looduslike tolmeldajate ja meemesilaste tegevuse koosmõjul tulenevat potentsiaalset saagikuse suurenemist (Losey & Vaughan, 2006). Asenduskulu meetodi puhul eeldatakse, et looduslike tolmeldajate kadumisel saagikus ei muutu ning seejuures võrdsustatakse looduslike tolmeldajate väärtus meemesilastarude rendi kuludega, kuid see meetod eeldab, et meemesilased on asendajatena lõputult saadaval, jättes arvestamata potentsiaalsed meemesilaste vähenemised ning seeläbi ka mesilastarude hinnatõusu (Winfree *et al.*, 2011). Seejuures ei sõltu taimede saagikus ainult tolmeldamisest, vaid ka muudest inim- ja looduslikest faktoritest, nt tööjõud, kliima (põuaperioodid) ja erinevad tolmeldajate haigused (Bos *et al.*, 2007), mida nendes valemites ei ole hõlmatud. Tootmisfunktsiooni rakendamise meetodi puhul jäetakse kõrvale teiste tootmissisendite võimalik vähenemine, mis saagikust suurel määral mõjutada võivad ning seetõttu hinnatakse kulude kokkuhoiu eiramise tulemusel tolmeldamishüve üle (Winfree *et al.*, 2011).

Seoses tootmisfunktsiooni rakendamise meetodi puudujääkidega, on Winfree *et al.* (2011) loonud sellest edasiarenduse, mida nimetatakse **omistatavaks puhastulu meetodiks** (*attributable net income method*). See meetod hõlmab enda alla ka tootmissisendite kulud, mis lahutatakse tolmeldamise väärtusest maha, et mitte omistada neid puhtalt tolmeldajatele ega ülehinnata nende väärtust. Lisaks arvestatakse vaid tolmeldamist, mis on vajalik õie viljastamiseks ja viljade tootmiseks ehk ei hinnata nn "ülepakkumist" - suure hulga mesilaste tegutsemine ühel põllualal võib viia olukorrani, kus ühel õiel võib olla juba käinud mitu mesilast, ehkki õis on juba tolmeldatud (Muth & Thurman, 1995; Winfree *et al.*, 2011). Antud meetod võimaldab ka omistada väärtusi vastavalt kas looduslikele tolmeldajatele või meemesilastele (Winfree *et al.*, 2011).

Turuvälistest meetoditest on tolmeldajate panust hinnatud kasutades **väljendatud maksevalmiduse meetodit** (*willingness to pay – WTP*) uurides inimeste eelistusi ning

küsitledes kui palju nad on nõus maksma ning kui kõrgelt nad hindavad tolmeldamishüve väärtust (Mwebaze *et al.*, 2010). Näiteks Stevens *et al.* (2015) uuringust selgus, et ehkki tarbijad on nõus lisatasu maksma eelkõige värskete (+3,38...3,71 \$/l) mustikate eest, siis kohalike ja looduslike tolmeldajate tolmeldatud mustikate eest ollakse samamoodi valmis maksma lisatasu. Looduslikele tolmeldajatele omistatud lisaväärtus oli Stevens *et al.* (2015) uuringus 0,51 kuni 0,74 dollarit liitri kohta. Samas võib Kahneman & Knetsch (1992) hinnangul konkreetse meetodit puhul tekkida loodussõbralikke tooteid ostes petlik sisemine moraalne rahulolutunne, et makstakse loodusele tema “panuse” eest, ehkki tegelikult ei pruugita sellega üldse toetada looduse hüvede säilimist.

3.5. Majanduslike kahjude ulatus tolmeldamise hüve vähenemise korral

Putuktolmeldamise panus maailma põllumajandustoodangu majandusväärtusesse ulatus 2005. aastal 153 miljardi euronit, mis moodustas 9,5% tollel aastal inimtoiduks kasutatud maailma põllumajandustoodangu väärtusest (Gallai *et al.*, 2009). Seejuures olid puu- ja köögiviljad kõige suurema väärtusega (kokku ~100 mld €), millele järgnesid õlikultuurid, kohv, seemned ja vürtsid. Samas võrreldes teiste tuultolmlejatest või tolmeldajatest mittesõltuvate kultuurtaimede (juurviljad, lehtköögiviljad, suhkruroog) saagiga, oli putuktolmeldajatest sõltuvate kultuurtaimede saagi tonnihind 5 korda suurem, mis on märkimisväärne erinevus (Gallai *et al.*, 2009). Arvestades ka ökosüsteemi hüvede hindamist kui üsna noort teadussuunda, on hindamismeetodid ajapikku arenenud ja täiustunud, mistõttu on Lautenbach *et al.* (2012) hinnanud tolmeldamise väärtust täpsemalt ja isegi kõrgemalt, hinnanguliselt ligi 361 miljardit dollarit aastas.

Aizen *et al.* (2009) hinnangul on loomtolmeldamisest täiel määral sõltuva saagitulu vähenemine tolmeldajate täielikul kadumisel 3-5% arenenud maailmas ja 8% arenguriikides. See ei ole kuigi suur osakaal, kuna 75 protsendist enimlevinud kultuurtaimedest ligikaudu 10% sõltuvad täiel määral tolmeldajatest, mis moodustab globaalsest toodetud toidumahust vaid 2% (Klein *et al.*, 2007). Puhtalt toidutootmise lühiajalistest vaatenurgast ei tundu tolmeldajate kadu sellisel moel omavat kuigi suurt tähtsust, kuigi Gallai *et al.* (2009) ülevaate alusel tekiks tolmeldajate kadumisel puuviljade ja köögiviljade senise tarbimistasemega võrreldes vastavalt 12% ja 6% puudujääk. Lisaks kahaneks Smith *et al.* (2015) hinnangul tolmeldajate kadumisel puuviljasaak 22,9%, köögiviljasaak 16,3% ja seemnete ning pähklite saak 22,1%. Sellele oleks

lisaks majanduslikule kahjule omakorda negatiivne mõju inimeste tervislikule heaolule. Mõnedele vähestele tolmeldamisest sõltuvatele kultuurtaimede kultiveerimisele keskendunud riikidele (nt kohvikasvatus Kolumbias) võib olla produktsiooni vähenemine märkimisväärse mõjuga kohalikule majandusele, isegi kui globaalne turg ei ole sellest oluliselt mõjutatud (Aizen *et al.*, 2009). Samas on Aizen *et al.* (2008) sõnul maailmas tolmeldajatest sõltuvate põllukultuuride all olev maa-ala aina suurenenud ning selle trendi jätkumisel suureneb ka omakorda sõltuvus tolmeldajatest. USAs hinnati 1989. aastal kultuurtaimede tolmeldamise väärtuseks 9,3 miljardit dollarit ning see oli tõusnud 14,6 miljardi dollarini aastaks 2000, mis on üle 1,5 kordne tõus (Morse & Calderone, 2000). Ehkki see on puhtalt majanduslik võrdlus, mis ei pruugi olla paralleelses seoses põllumajandusmaade kasvuga ning ei võta arvesse võimalikke sordiaretusi, mille abil võib saagikus taime kohta suurened, on selline tõus küllaltki märkimisväärne. Samaaegselt hävivad laieneva põllumajandusmaa tõttu looduslike tolmeldajate elupaigad, mis omakorda võib peegelduda edasises vähenevas saagikuses (Ricketts *et al.*, 2008). Seetõttu on põllumajanduse sõltuvust tolmeldajatest püütud vähendada, mistõttu on hakatud teadlikult aretama ja kasvatama isetolmlevaid sorte (Pandolfini *et al.*, 2009).

Gallai *et al.* (2009) on välja arvutanud haavatavuse määra (*vulnerability ratio*), mis aitab hinnata, mõõta ja võrrelda potentsiaalseid majanduslikke kadusid tolmeldajate võimalikul kaol: (tolmeldajate majanduslik koguväärtus) / (majanduslik koguväärtus). See määr aitab võrrelda erinevate regioonide ja ka maailma majanduse sõltumist tolmeldajatest ehk mida kõrgem on määr, seda suurem on antud regiooni majanduslik haavatavus, kui tolmeldajad peaksid kaduma. Selle valemi kohaselt on maailma tolmeldamisest sõltuvate toiduks mõeldud kultuuride ohustatus 9,5%, mis tundub väike, kuid see ei väljenda erinevate regioonide sõltumise koefitsiente tolmeldamisest. Näiteks kohvi-, tee- ja kakaotoodangu tolmeldajate väärtus oli seitse miljardit eurot ja majanduslik koguväärtus oli 19 miljardit eurot, mis teeb valemi järgi haavatavuse määraks ligi 37%, olles sellega maailmas tolmeldajate kao puhul kõige ohustatum põllumajandusvaldkond. Seejuures pärineb Lääne-Aafrikast 56% kogu maailma kohvi ja kakao toodangust, millel on omakorda haavatavuse määr 90%, st tolmeldajate kadumise mõju ei ole ainult lokaalne, vaid mõjutab ka kogu maailma põllumajandust olulisel määral. Kasutades seda meetodikat, tuli ka välja, et suurema majandusliku haavatavusega piirkonnad on Lähis-Ida (15%), Kesk-Aasia (14%), Ida-Aasia (12%) ja Euroopa Liitu mittekuuluvad riigid (12%). Ehkki kõik need arvutused esitavad

hüpoteetilisi olukordi, annavad need ülevaate tolmeldajate olulisusest mitmekesise ja inimestele vajaliku toidu tootmisel ning ka toidutootmise tulevikuväljavaadete säilimisel.

3.6. Arutelu - tolmeldamise hüve majandusliku hindamise olulisus ja vastuolu

Tolmeldamise majandusliku hindamise olulisus seisneb eelkõige poliitikakujundajatele ja taimekasvatajatele mõista andmises, et tolmeldajatest sõltuvate kultuurtaimede toodangu tootmine ei pruugi enam nii enesestmõistetavalt ja lihtsalt toimida (Abson & Termansen, 2011). Seejuures on hindamisest tulenenud mõõdetav ja teiste aspektidega võrreldav väärtus ning informatsioon selle kohta olulise tähtsusega ühiskonnale selle hüve teadvustamisest, et teha tasakaalukamaid ja vähem destruktivseid otsuseid jätkusuutlikuma tuleviku suunas liikumisel (Costanza *et al.*, 2014). Ökosüsteemi hüvede rahalisi hindamisi on tehtud juba aastakümneid ning aja jooksul on erinevad uuringurühmad välja mõelnud mitmeid meetodikaid, millega on läbi viidud nii kohalikke kui globaalseid uuringuid (Costanza *et al.*, 1997; Gallai *et al.* 2009). Oluline seejuures on uuringutest ilmnunud mõõdikute kasutamine võimalikel keskkonnakaitselistel tasuvusanalüüsidel (Hanley & Barbier, 2009).

Samas on tolmeldajate majandusliku hindamise kui teadussuuna nõrkadeks külgedeks eelkõige meetodikate selgusetus ja ebatäpsus. Kirjandust uurides oli välja toodud erinevaid valemeid, mis olid küllaltki sarnased oma põhimõttelt, nt Losey & Vaughan (2006) ja Gallai *et al.* (2009) lähenesid mõlemad saagikust ja tolmeldajate sõltuvust arvestades, kuid Gallai *et al.* (2009) nimetas seda biomajanduslikuks lähenemiseks (*bioeconomic approach*). Losey & Vaughan (2006) oma Robinson *et al.* (1989) põhjal tehtud valemile konkreetset nimetust ei andnud, kuid see vastab konkreetset Pascual *et al.* (2010) tõlgendusele tootmisfunktsiooni rakendamise funktsiooni kohta, mille kohaselt hinnatakse varustavate hüvede (tolmeldamise) panust teiste, turul kaubeldavate toodete suhtes. Seetõttu nimetati Losey & Vaughan (2006) töös kasutatud valem teadlikult tootmisfunktsiooni rakendamise funktsiooniks, kuid erinevad nimetused sarnastele meetoditele tekitavad ebamäärasust juurde. Sellele lisaks on Popak & Markwith (2019) uuringus võrdsustatud ärahoitud kulu meetod asenduskulu meetodiga, mida on samas Prangel *et al.* (2022) töös välja toodud kahe eraldi meetodina.

Winfrey *et al.* (2011) töö puhul on näha meetodite edasiarendamist, mil lisati puhtalt tolmeldajate panusele ka teisi saagikust mõjutavate faktorite määrad. Samas on kõige varieeruvamaks faktoriks olnud erinevates töödes just kultuurtaimede sõltuvuse koefitsient

tolmeldajatest (Aizen *et al.*, 2009). Robinson *et al.* (1989), Morse & Calderone (2000) ja Klein *et al.* (2007) töödes on märgitud näiteks aedmaasika sõltuvuse koefitsiendiks vastavalt 0,4, 0,2 ja 0,25, mis omakorda viib erisuguste tulemusteni. Võimalik on ka see, et tulemusi võrreldakse täiesti erinevatel alustel põhinevate meetoditega, nt Costanza *et al.* (1997) töös puhtalt turuhinna meetodil saadud tulemusi ei ole võimalik võrrelda Winfree *et al.* (2011) omistatava puhastulu meetodiga, kuna lähtepunkt nendel meetoditel ei ole sama. Olgugi, et teaduse arenedes need koefitsiendid ja ka teised mõõdikud muutuvad täpsemaks, võib tekkida oht tolmeldajaid üle- või alahinnata.

Samas võib tekkida inimestel pettekujutelm, justkui oleks ökosüsteemi hüvedel rahalise hindamise järel eriliselt suur majanduslik tähtsus, mida saab turustada, kuid tegelikkuses ei tohiks ega ole tihti ka võimalik neid käsitleda kui erastatavat vara. Kuigi tolmeldajatest sõltub turul kaubeldav toit, jäävad looduses elavad tolmeldajad inimkonna ühisvaraks (Costanza *et al.* 2014). See-eest võib öelda, et kaudselt on tolmeldajatel suur tähtsus majandust ülalhoidvate ja töötavate inimeste näol, kuna Smith *et al.* (2015) sõnul võib tolmeldajate täielik kadumine tõsta vajalike toitainete puuduse näol alatoitumusega seotud haiguste põhjustatud surmasid maailmas 1,4 miljoni inimese võrra ning vähendada 27 miljoni aasta võrra võimalikke tervislikke eluaastaid. Lisaks sellele on Eilers *et al.* (2011) välja toonud ka putuktolmeldajate olulise panuse, võimaldades inimkonnal tarbida tervislikuks eluviisiks vajalikke vitamiinirohkeid vilju ning olgugi, et ligi 60% maailma toidutootmise kogumahust tuleneb tuultolmlejatelt kultuurtaimedelt (Klein *et al.*, 2007), ei ole puhtalt teraviljadele kui valdavalt tuultolmlejatele taimedele tuginemine tervise mõttes optimaalne.

Lisaks meetodikate selgusetusele on tolmeldamise rahalise hindamise pahupooleks ka fakt, et rakendades olemasolevaid meetodeid hindame ainult tolmeldamise hüve seda osa, mis seostub põllumajandustoodanguga, kuid samas see kaugeltki ei võta arvesse tolmeldajate üldist tähtsust ja väärtust ökosüsteemis laiemas mõttes. On oluline mõista, et tolmeldamine ei ole inimkonnale vajalik hüve ainult toitumiseks, vaid tolmeldajate vähenemise tõttu vaesunud looduslik mitmekesisusel on inimkonnale ka kaudsem mõju, mis ei ole nii konkreetselt kaardistatav (Biesmeijer *et al.*, 2006; Kremen *et al.*, 2007). Tolmeldajaid puhtalt kasutusväärtuslikust aspektist hinnates jäävad välja nende muud, mittekasutatavad väärtused, mis ei ole majandusse kaasatud väärtustest vähem tähtsamad. Väärtuse andmisel on oluline lähtuda selle kandja vaatenurgast (Munns & Rea, 2015), mistõttu erinevad tolmeldajate tähtsus majandusele ja inimeste vaimsele tervisele oma põhimõtteliste aluste poolest täielikult. Tolmeldajate puhul

võib vaimne rahulolulutunne tuleneda teadmisesest, et nad on olemas ja kaitstud ning ka puhtalt nägemisest või teistest esteetilisest väärtustest (Hanley *et al.*, 2015). Ehkki sellist rahulolulutunnet on võimalik eelistuste hindamise meetodite kaudu teataval määral majanduslikult hinnata, ei ole see alati vajalik. Rea & Munns (2017) sõnul ei tohiks majanduslik ja vaimset rahulolu pakkuv väärtus üksteist välistada, mistõttu on tähtis paradigma muutus, mis tunnustab inimest keskkonna osana, rõhutades inimeste ja looduse ühist heaolu. Putukate kadumine ja ilma saagita viljapuud võivad mõjuvad inimestele ärevust tekitavalt ja külvavad hirmu tuleviku ees, mistõttu võib loodus- ja tervishoiul luua teatavaid paralleele.

Lisaks majanduslikele ja vaimsetele väärtustele, mis on oma olemuselt tingimuslikud ja mingite teiste eesmärkide saavutamiseks eelduslikud kasutusväärtused (*instrumental value*), on olemas ka looduse iseväärtus (*intrinsic value*) ehk teiste liikide samaväärne õigus ja väärtus olla omaette sõltumata inimesest (Sandler, 2012; Rea & Munns, 2017). Kui tolmeldajate väärtust hinnatakse ainuüksi majanduslikult, rahas mõõdetult ja muudetakse oma käitumist vaid kasutusväärtusi arvestades, jäetakse arvestamata looduse võimalused omas rütmis ja arengus edasi eksisteerida. Seetõttu on inimkonnal hädavajalik kaasata oma perspektiividesse ka laiem väljavaade looduse suhtes.

Eelkõige arvestades fakti, et 23% kogu maismaast on degradeerunud (IPBES, 2019), on looduse ja inimkonna jätkusuutlikuseks vajalik toimivate süsteemide säilitamine ja üleekspluateeritud looduse taastamine. On leitud, et mida liigirikkamad on teatud kooslused, seda kõrgem on ökosüsteemi multifunktsionaalsus, st võimekus pakkuda samaaegselt erinevaid hüvesid (Prangel *et al.*, 2023). Üldine arusaamine, kuidas erinevad hüved omavahel seotud on, mis hüve kindlas paigas ökosüsteemi toimimise mõttes on eelistatud ning mis tagab inimkonna jätkusuutlikkuse, on ökoloogilisel taastamisel võtmeküsimusteks (Tallis *et al.*, 2008; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010). Ilma süsteemi sügavuti mõistmata tekib risk, et ilmnevad potentsiaalsed soovimatud lõivsuhted ning teisest küljest jäetakse mõtlematult kasutamata võimalikud sünergiaid ehk üksteist toetavad ja täiendavad hüved (Bennett *et al.*, 2009).

Toidutootmise jätkusuutlikkuse säilimiseks on vaja hoida ja taasluua põllumajandusmaastikel toidutootmist toetavate putukate elupaikasad, milleks Eesti oludes on põlised niidukooslused ehk pärandniidud (Helm *et al.*, 2020). Üleeuroopalises metaanalüüsis (Martin *et al.*, 2019) ilmnes, et vähemalt 20% niitude ja teiste loodusliku liigilise koosseisuga alade katvus põllumajandusmaastikes ja suur rohumaa-, tee- või muude ribaelementide tihedus (400 meetrit hektari kohta) tagab kõrgeima saagikuse, mistõttu just selliste alade säilitamine ja ka rajamine

annab looduslikele mesilastele ja kimalastele paremad võimalused toimida inimkonna toidukatastroofist päästmises ühe võtmelahendusena.

Kokkuvõte

Tänapäevases globaliseerunud läänemaailmas ollakse harjunud sellega, et meie toidulaud on värvikirevam kui eales varem, kuid harva mõeldakse sellele, kust erinevad toiduained üldse pärit on ning millistest looduslikest ja sotsiaalmajanduslikest protsessidest nad sõltuvad. Pärast tööstusrevolutsiooni levima hakanud kapitalistliku, lineaarse majandusmudeli alusel peaks tootmine ja tarbimine ajas aina kasvama, kuid maakeral on kindlad piirid ning ressursse ei jätku igavesti. Lisaks ei mõisteta veel siia maani täielikult ökosüsteemide toimimist, mistõttu on väga vajalik teadvustada inimkonna majanduslikku sõltuvust ja sellega kaasnevat negatiivset mõju loodusele. Ehkki neid valdkondi, kus inimesed sõltuvad loodusest, on märkimisväärsel hulgal, on tolmeldamise mõju inimkonnale toiduga varustamisel vältimatult vajalik.

Käesoleva töö üheks eesmärgiks oli teaduskirjanduse alusel tuua välja põhilised tolmeldamist kui ökosüsteemi hüve mõjutavad negatiivsed tegurid. Põhilisteks teguriteks on maailma rahvaarvu suurenemisega kaasnev paratamatu vajadus toidutootmise järele, mis tähendab omakorda põllumajandusmaade laienemist loodusliku maa-ala arvelt, mis on ühtlasi ka tolmeldajatele vajalikeks elupaikadeks. Intensiivse põllumajandusega kaasneb ka suurem pesitsiidide kasutus, mis mõjutab olulisel määral tolmeldajate normaalset arengut ning suurt tähtsust omavad ka kliimamuutused oma fenoloogiliste nihete tõttu. Meemesilaste kui majanduslikult väga laialdases kasutuses olevate tolmeldajate olukord on samuti parasiitide ja haiguste levimise tõttu ebasoodsas seisundis, kuid maailmamajanduse sõltuvus tolmeldajatest aina kasvab.

Teiseks eesmärgiks oli kirjeldada tolmeldamise rolli majanduses. Ehkki ligi kaks kolmandikku globaalse toidutootangu mahust moodustavad tuultolmlejad kultuurtaimed, ei saa putuktolmeldajate panust majandusele alahinnata, kuna keskmiselt on ühe tonni loomtolmlejate taimede saagihind ligi viis korda kõrgem kui tuultolmlejate tonnihil. Samas ei saa puhtalt saagihinna ja tolmeldajate vahele panna võrdusmärki seoses muude saagikust mõjutavate tegurite tõttu. Seetõttu kirjeldati ja toodi välja ökosüsteemi hüvede kontseptsioon ja meetodid, kuidas on võimalik tolmeldajaid adekvaatsemalt hinnata.

Kolmandaks eesmärgiks oli tuvastada ja lühidalt analüüsida põhilisi tolmeldamise majandusliku väärtuse hindamiseks rakendatud meetodeid ja lähenemisi. Töös tutvustati esiteks üldist arusaama majanduslikust väärtusest ja toodi välja erinevused kasutus- ja mittekasutusväärtuse vahel. Tolmeldajate majanduslikuks hindamiseks leiti, et sobilikumad meetodid on tootmisfunktsiooni rakendamise meetod ja asenduskulu meetod, mida on ka viimaste aastakümnete jooksul mitmete erinevate uuringurühmade poolt kasutatud, kuid pidevalt toimub ka meetodite arenemine, mis püüavad valemitesse kaasata võimalikult palju mõjufaktoreid, et tolmeldajate majanduslikku mõju ei üle- ega alahinnataks.

Tolmeldajate ja ka muude looduse hüvede hindamine on tänapäevases majandussüsteemis väga vajalik, et aru saada nende vältimatust tähtsusest inimkonnale. Skaleeritavate mõõdikute kaasamine majandusarvestustesse ja tuleviku kujundamisse annab otsustajatele võimaluse looduse olulisusele rohkem tähelepanu pöörata ja looduskaitselisi meetmeid tõsisemalt võtta. Samas ei ole tihti võimalik ega ka vajalik looduse tähtsust majanduslikult hinnata, sest loodus pakub inimestele ka esteetilist ja vaimset väärtust ning ka loodusel endal on olemas iseväärtus olla iseenda jaoks, sõltumata inimese olemasolust. Tasakaalustades ja pehmendades erinevate väärtussüsteemide vahelisi konflikte ning nähes inimesi ja loodust mitte eraldiseisvate poolustena, vaid ühe tervikuna, on hädavajalik jätkusuutliku arengu tagamisel.

Summary

In today's globalized Western world, we are used to the fact that our food table is more colorful than ever before, but we rarely think about where different foods come from and what natural and socioeconomic processes they depend on. Based on the capitalist, linear economic model that became widespread after the industrial revolution, production and consumption should continue to grow over time, but the earth has definite limits and resources do not last forever. In addition, the functioning of ecosystems is still not fully understood, which is why it is very necessary to be aware of humanity's economic dependence and the accompanying negative impact on nature. Although there are a significant number of areas where humans depend on nature, the impact of pollination on human food supply is inescapable.

One of the goals of this work was to point out the main negative factors affecting pollination as an ecosystem benefit based on the scientific literature. The main factors are the inevitable need for food production accompanying the increase in the world's population, which in turn means the expansion of agricultural land at the expense of natural land, which is also the necessary habitat for pollinators. Intensive agriculture is also accompanied by a greater use of pesticides, which significantly affects the normal development of pollinators, and climate change is also of great importance due to its phenological shifts. The situation of honeybees, as pollinators that are economically very widely used, is also in an unfavorable condition due to the spread of parasites and diseases, but the world economy's dependence on pollinators continues to grow.

Another goal was to describe the role of pollination in the economy. Although nearly two-thirds of global food production is produced by wind-pollinated cultivated plants, the contribution of insect pollinators to the economy cannot be underestimated, because on average the yield price of one ton of animal-pollinated plants is almost five times higher than the price of a ton of wind-pollinated plants. At the same time, the relationship between yield price and pollinators cannot be equated purely because of other factors affecting yield. Therefore, the concept of ecosystem benefits and the methods of how pollinators can be assessed more adequately were described and brought out.

The third objective was to identify and briefly analyze the main methods and approaches used to assess the economic value of pollination. The thesis first introduced the general understanding of economic value and pointed out the differences between use and non-use value. For the economic evaluation of pollinators, it was found that the most suitable methods are the production value method and the replacement cost method, which have also been used by several different research groups during the last decades, but there is also a continuous development of methods that try to include as many influencing factors as possible in the formulas, so that the economic impact of pollinators is not exceeded. and would not be underestimated.

Valuing pollinators, as well as other benefits of nature, is very necessary in today's economic system to understand their inescapable importance to humanity. The inclusion of scalable metrics in economic calculations and shaping the future gives decision-makers the opportunity to pay more attention to the importance of nature and to take nature conservation measures more seriously. At the same time, it is often neither possible nor necessary to evaluate the

importance of nature economically, because nature also offers people aesthetic and spiritual value, and nature itself also has its own value to be for itself, regardless of human existence. Balancing and mitigating conflicts between different value systems and seeing people and nature not as separate poles, but as one whole, is essential in ensuring sustainable development.

Tänuavaldused

Täna lisaks juhendajatele ka Triin Reitalu, Triin Kröönströmi ja Joanna Laasti mitmekülgse toe ja töö parandamise eest.

Kasutatud kirjandus

Abson, D. J., & Termansen, M. (2011). Valuing ecosystem services in terms of ecological risks and returns. *Conservation Biology*, 25(2), 250–258.

Aizen, M. A., Garibaldi, L. A., Cunningham, S. A., & Klein, A. M. (2008). Long-Term Global Trends in Crop Yield and Production Reveal No Current Pollination Shortage but Increasing Pollinator Dependency. *Current Biology*, 18(20), 1572–1575. <https://doi.org/10.1016/J.CUB.2008.08.066>

Aizen, M. A., Garibaldi, L. A., Cunningham, S. A., & Klein, A. M. (2009). How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*, 103(9), 1579–1588. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp076>

Aizen, M. A., & Harder, L. D. (2009). The Global Stock of Domesticated Honey Bees Is Growing Slower Than Agricultural Demand for Pollination. *Current Biology*, 19(11), 915–918. <https://doi.org/10.1016/J.CUB.2009.03.071>

Allsopp, M. H., de Lange, W. J., & Veldtman, R. (2008). Valuing insect pollination services with cost of replacement. *PloS One*, 3(9), e3128.

Andersson, G. K. S., Rundlöf, M., & Smith, H. G. (2012). Organic farming improves pollination success in strawberries. *PloS One*, 7(2), e31599.

Antonelli, A., Fry, C., Smith, R. J., Simmonds, M. S. J., Kersey, P. J., Pritchard, H. W., ... Zhang, B. G. (2020). State of the World's Plants and Fungi 2020. *Royal Botanic Gardens, Kew*. <https://doi.org/10.34885/172>

Barbier, E. B., Baumgärtner, S., Chopra, K., Costello, C., Duraiappah, A., Hassan, R., Kinzig, A., Lehman, M., Pascual, U., & Polasky, S. (2009). The valuation of ecosystem services. *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*, 248–262.

Baron, G. L., Jansen, V. A. A., Brown, M. J. F., & Raine, N. E. (2017). Pesticide reduces bumblebee colony initiation and increases probability of population extinction. *Nature Ecology & Evolution*, 1(9), 1308–1316. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0260-1>

Baumgärtner, S., & Strunz, S. (2014). The economic insurance value of ecosystem resilience. *Ecological Economics*, *101*, 21–32. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.02.012>

Bennett, E. M., Peterson, G. D., & Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, *12*(12), 1394–1404. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>

Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., & Kunin, W. E. (2006). Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science*, *313*(5785), 351–354. <https://doi.org/10.1126/science.1127863>

Bohart, G. E. (1957). Pollination of alfalfa and red clover. *Annual Review of Entomology*, *2*(1), 355–380.

Bommarco, R., Marini, L., & Vaissière, B. E. (2012). Insect pollination enhances seed yield, quality, and market value in oilseed rape. *Oecologia*, *169*(4), 1025–1032. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2271-6>

Bontšutšnaja, A., Karise, R., & Mänd, M. (2019). Eesti punase ristiku põlde külstavate kimalaste liigirikkuses 50 aasta jooksul toimunud muutused. Teaduselt mahepõllumajandusele. Toimetised, 9–14. <https://mahekeskus.emu.ee/userfiles/yksused/mahekeskus/mahekeskus/Mahekogumik%202019.pdf>

Bos, M. M., Veddeler, D., Bogdanski, A. K., Klein, A.-M., Tschardtke, T., Steffan-Dewenter, I., & Tylianakis, J. M. (2007). Caveats to quantifying ecosystem services: Fruit abortion blurs benefits from crop pollination. *Ecological Applications*, *17*(6), 1841–1849. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/06-1763.1>

Bosch, J., & Kemp, W. P. (2002). Developing and establishing bee species as crop pollinators: the example of *Osmia* spp. (Hymenoptera: Megachilidae) and fruit trees. *Bulletin of Entomological Research*, *92*(1), 3–16. <https://doi.org/DOI: 10.1079/BER2001139>

Brauman, K. A., Garibaldi, L. A., Polasky, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Brancalion, P. H. S., DeClerck, F., Jacob, U., Mastrangelo, M. E., Nkongolo, N. v, Palang, H., Pérez-Méndez, N., Shannon, L. J., Shrestha, U. B., Strombom, E., & Verma, M. (2020). Global trends

in nature's contributions to people. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(51), 32799–32805. <https://doi.org/10.1073/pnas.2010473117>

Breeze T. D., Vaissière B. E., Bommarco R., Petanidou T., Seraphides N., Kozák L., et al. (2014). Agricultural Policies Exacerbate Honeybee Pollination Service Supply-Demand Mismatches Across Europe. *PLoS ONE* 9(1): e82996. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082996>

Brown, B. J., & Mitchell, R. J. (2001). Competition for pollination: effects of pollen of an invasive plant on seed set of a native congener. *Oecologia*, 129(1), 43–49. <https://doi.org/10.1007/s004420100700>

Buchmann, S. L. (1983). Buzz pollination in angiosperms. *Buzz Pollination in Angiosperms*, 73–113.

Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F., & Rey-Benayas, J. M. (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(10), 541–549. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2011.06.011>

Cameron, S. A., Lozier, J. D., Strange, J. P., Koch, J. B., Cordes, N., Solter, L. F., & Griswold, T. L. (2011). Patterns of widespread decline in North American bumble bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(2), 662–667. <https://doi.org/10.1073/pnas.1014743108>

Carpenter, S. R., Mooney, H. A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R. S., Díaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A. K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H. M., Perrings, C., Reid, W. v, Sarukhan, J., Scholes, R. J., & Whyte, A. (2009). Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(5), 1305–1312. <https://doi.org/10.1073/pnas.0808772106>

Carvalho, L. G., Seymour, C. L., Veldtman, R., & Nicolson, S. W. (2010). Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology*, 47(4), 810–820. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01829.x>

Chee, Y. E. (2004). An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*, 120(4), 549–565. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.028>

Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T., & Kenter, J. O. (2012). An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies. *Ecological Economics*, 83, 67–78. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.012>

Colla, S. R., Otterstatter, M. C., Gegear, R. J., & Thomson, J. D. (2006). Plight of the bumblebee: Pathogen spillover from commercial to wild populations. *Biological Conservation*, 129(4), 461–467. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.013>

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. v., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152–158. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>

Cumming, G., & Peterson, G. (2005). Ecology in global scenarios. *Ecosystems and Human Well-Being: Scenarios*, 2, 45–70.

Daily, G. C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P. R., Folke, C., Jansson, A., Jansson, B.-O., & Kautsky, N. (2000). The value of nature and the nature of value. *Science*, 289(5478), 395–396.

Daily, G. C., & Matson, P. A. (2008). Ecosystem services: From theory to implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), 9455–9456. <https://doi.org/10.1073/pnas.0804960105>

Dasgupta, P. (2021). *The Economics of Biodiversity: The Dasgupta Review*. Abridged Version. London: HM Treasury.

de Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)

Deguines, N., Jono, C., Baude, M., Henry, M., Julliard, R., & Fontaine, C. (2014). Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(4), 212–217. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/130054>

de la Rúa, P., Jaffé, R., Dall'Olio, R., Muñoz, I., & Serrano, J. (2009). Biodiversity, conservation and current threats to European honeybees. *Apidologie*, 40(3), 263–284. <https://doi.org/10.1051/apido/2009027>

DellaPenna, D. (1999). Nutritional Genomics: Manipulating Plant Micronutrients to Improve Human Health. *Science*, 285(5426), 375–379. <https://doi.org/10.1126/science.285.5426.375>

Eilers, E. J., Kremen, C., Smith Greenleaf, S., Garber, A. K., & Klein, A.-M. (2011). Contribution of Pollinator-Mediated Crops to Nutrients in the Human Food Supply. *PLOS ONE*, 6(6), e21363-. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021363>

Elberling, H., & Olesen, J. M. (1999). The structure of a high latitude plant-flower visitor system: the dominance of flies. *Ecography*, 22(3), 314–323. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb00507.x>

Farber, S. C., Costanza, R., & Wilson, M. A. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, 41(3), 375–392. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00088-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00088-5)

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2021). Crops and livestock products. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>. Vaadatud: 21.04.2023

Faulkner, C. J. (1962). Blow flies as pollinators of *Brassica* crops. *Commercial Grower* 3457:807-9

Finley J., Camazine S., & Frazier M. (1996). The epidemic of honey bee colony losses during the 1995–1996 season. *Am Bee J* 136:805–808

Free, J. B. (1993). Insect pollination of crops. *Academic Press, London. Gaines-Day, HR & C. Gratton*, 15, 15.

Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., & Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68(3), 810–821. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014>

Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhöffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., ... Klein, A. M. (2013). Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science*, 339(6127), 1608–1611. <https://doi.org/10.1126/science.1230200>

Garibaldi, L. A., Gomez Carella, D. S., Nabaes Jodar, D. N., Smith, M. R., Timberlake, T. P., & Myers, S. S. (2022). Exploring connections between pollinator health and human health. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 377(1853), 20210158. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0158>

Ghazoul, J. (2005). Buzziness as usual? Questioning the global pollination crisis. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7), 367–373. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.026>

Gill, R. J., & Raine, N. E. (2014). Chronic impairment of bumblebee natural foraging behaviour induced by sublethal pesticide exposure. *Functional Ecology*, 28(6), 1459–1471. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2435.12292>

Goldhamer D., & Smith T. (1995). Single-season drought irrigation strategies influence almond production. *Calif Agr* 49(1), 19-22. <https://doi.org/10.3733/ca.v049n01p19>.

Goulson, D., Lye, G. C., & Darvill, B. (2007). Decline and Conservation of Bumble Bees. *Annual Review of Entomology*, 53(1), 191–208. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.53.103106.093454>

Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., & Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, 347(6229), 1255957. <https://doi.org/10.1126/science.1255957>

Greenleaf, S. S., & Kremen, C. (2006). Wild bee species increase tomato production and respond differently to surrounding land use in Northern California. *Biological Conservation*, 133(1), 81–87. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.025>

Hanley, N., & Barbier, E. B. (2009). Pricing nature: cost-benefit analysis and environmental policy. *Edward Elgar Publishing*.

Hanley, N., Breeze, T. D., Ellis, C., & Goulson, D. (2015). Measuring the economic value of pollination services: Principles, evidence and knowledge gaps. *Ecosystem Services*, *14*, 124–132.

Hawthorn, L. R., Bohart, G. E., & Toole, E. H. (1956). Carrot seed yield and germination as affected by levels of insect pollination. *Proc Am Soc Hort Sci*, *67*, 384-89

Heal, G., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., & Salzman, J. (2001). Protecting natural capital through ecosystem service districts. *Stan. Envtl. LJ*, *20*, 333.

Hegland, S., Nielsen, A., Lázaro, A., Bjercknes, A.-L., & Totland, O. (2008). How does climate warming affect plant-pollinator interactions? *Ecol Lett. Ecology Letters*, *12*, 184–195. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01269.x>

Heithaus, E. R. (1979). Community structure of neotropical flower visiting bees and wasps: diversity and phenology. *Ecology*, *60*, 190-202

Helm, A., Takkis, K., Riibak, K., Prangel, E., Devalez, J., Keerberg, L., Meriste, M., Trepp, R., Vahter, T., Vain, S., & Aavik, T. (2020). Loodusliku elurikkuse säilitamine põllumajandusmaal. Projekti lõpparuanne. Koostatud Maaeluministeeriumile programmi „Põllumajanduslikud rakendusuringud ja arendustegevus aastatel 2015–2021“ lepingu nr 73 raames. Tartu Ülikool, Ökoloogia ja Maateaduste Instituut

Herrera, J. (1988). Pollination relationships in southern Spanish Mediterranean shrublands. *J Ecol*, *76*, 274-87

IPBES (2016). Summary for policymakers of the assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, H. T.

IPBES (2018). Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. M. Fischer, M. Rounsevell, A. Torre-Marín Rando, A. Mader, A. Church, M. Elbakidze, V. Elias, T. Hahn, P.A. Harrison, J. Hauck, B. Martín-López, I. Ring, C. Sandström, I. Sousa Pinto, P. Visconti, N.E.

Zimmermann and M. Christie (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 48 pages
<https://doi.org/10.5281/zenodo.3237428>

IPBES (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>

Irvine, A. K., & Armstrong, J. E. (1990). Beetle pollination in tropical forests of Australia. *Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants*, 7, 135–149.

Isbell, F., Craven, D., Connolly, J., Loreau, M., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Bezemer, T. M., Bonin, C., Bruelheide, H., de Luca, E., Ebeling, A., Griffin, J. N., Guo, Q., Hautier, Y., Hector, A., Jentsch, A., Kreyling, J., Lanta, V., Manning, P., ... Eisenhauer, N. (2015). Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature*, 526(7574), 574–577. <https://doi.org/10.1038/nature15374>

IUCN [International Union for Conservation of Nature] (2022). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2*. IUCN, Gland. <https://www.iucnredlist.org/>. Vaadatud: 15.04.2023

Ives, A. R., & Carpenter, S. R. (2007). Stability and Diversity of Ecosystems. *Science*, 317(5834), 58–62. <https://doi.org/10.1126/science.1133258>

Johnson, R. M., Evans, J. D., Robinson, G. E., & Berenbaum, M. R. (2009). Changes in transcript abundance relating to colony collapse disorder in honey bees (*Apis mellifera*). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(35), 14790–14795. <https://doi.org/10.1073/pnas.0906970106>

Kahneman, D., & Knetsch, J. L. (1992). Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction. *Journal of Environmental Economics and Management*, 22(1), 57–70. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0095-0696\(92\)90019-S](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0095-0696(92)90019-S)

Kearns, C. A., Inouye, D. W., & Waser, N. M. (1998). Endangered mutualisms: The conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 83–112. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.83>

Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L. G., Henry, M., Isaacs, R., Klein, A. M., Kremen, C., M'Gonigle, L. K., Rader, R., Ricketts, T. H., Williams, N. M., Lee Adamson, N., Ascher, J. S., Báldi, A., Batáry, P., Benjamin, F., Biesmeijer, J. C., Blitzer, E. J., ... Potts, S. G. (2015). Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nature Communications*, 6. <https://doi.org/10.1038/ncomms8414>

Klein, A. M., Brittain, C., Hendrix, S. D., Thorp, R., Williams, N., & Kremen, C. (2012). Wild pollination services to California almond rely on semi-natural habitat. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 723–732. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02144.x>

Klein, A. M., Hendrix, S., Clough, Y., Scofield, A., & Kremen, C. (2014). Interacting effects of pollination, water and nutrients on fruit tree performance. *Plant Biology*, 17. <https://doi.org/10.1111/plb.12180>

Klein, A. M., Steffan–Dewenter, I., & Tscharntke, T. (2003). Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1518), 955–961. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2306>

Klein, A. M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* (Vol. 274, Issue 1608, pp. 303–313). Royal Society. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>

Kolstad, C. D. (2000). *Environmental economics: Oxford university press: New york*. Pg.

Kralj, J., & Fuchs, S. (2006). Parasitic Varroa destructor mites influence flight duration and homing ability of infested *Apis mellifera* foragers. *Apidologie*, 37(5), 577–587. <https://doi.org/10.1051/apido:2006040>

Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S. G., Roulston, T., & Steffan-Dewenter, I. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10(4), 299–314.

Kremen, C., Daily, G. C., Klein, A.-M., & Scofield, D. (2008). Inadequate Assessment of the Ecosystem Service Rationale for Conservation: Reply to Ghazoul. *Conservation Biology*, 22(3), 795–798. <http://www.jstor.org/stable/20183447>

Kumar, P. (Ed.). (2011). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations* (1st ed.). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849775489>

Larson, B., Kevan, P., & Inouye, D. (2001). Flies and flowers: Taxonomic diversity of anthophiles and pollinators. *Canadian Entomologist*, 133, 439–465. <https://doi.org/10.4039/Ent133439-4>

Lautenbach, S., Seppelt, R., Liebscher, J., & Dormann, C. F. (2012). Spatial and Temporal Trends of Global Pollination Benefit. *PLOS ONE*, 7(4), e35954-. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035954>

Layke, C. (2009). Measuring nature's benefits: A preliminary roadmap for improving ecosystem service indicators. *Analysis, World Reso*, 1–36. <http://www.wri.org/project/>

Liss, K. N., Mitchell, M. G. E., MacDonald, G. K., Mahajan, S. L., Méthot, J., Jacob, A. L., Maguire, D. Y., Metson, G. S., Ziter, C. D., Dancose, K., Martins, K. T., Terrado, M., & Bennett, E. M. (2013). Variability in ecosystem service measurement: A pollination service case study. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11, 414–422.

Leonhardt, S. D., Gallai, N., Garibaldi, L. A., Kuhlmann, M., & Klein, A. M. (2013). Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 14(6), 461–471. <https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2013.06.003>

Losey, J. E., & Vaughan, M. (2006). The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience*, 56(4), 311–323. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[311:TEVOES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2)

Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10(3), 689–710. [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:BICEGC\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2)

MacInnis, G., & Forrest, J. R. K. (2019). Pollination by wild bees yields larger strawberries than pollination by honey bees. *Journal of Applied Ecology*, *56*(4), 824–832. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.13344>

Martin, N. P., & Mertens, D. R. (2005). Reinventing alfalfa for dairy cattle and novel uses. *Proceedings: California Alfalfa and Forage Symposium*, 12–14.

Martin, E. A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Garratt, M. P. D., Holzschuh, A., Kleijn, D., Kovács-Hostyánszki, A., Marini, L., Potts, S. G., Smith, H. G., al Hassan, D., Albrecht, M., Andersson, G. K. S., Asís, J. D., Aviron, S., Balzan, M. v, ... Steffan-Dewenter, I. (2019). The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters*, *22*(7), 1083–1094. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ele.13265>

MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1*. R. Hassan, R. Scholes, and N. Ash (eds.). Washington DC: Island Press.

Memmott, J., Craze, P. G., Waser, N. M., & Price, M. v. (2007). Global warming and the disruption of plant–pollinator interactions. *Ecology Letters*, *10*(8), 710–717. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01061.x>

Milcu, A. I., Hanspach, J., Abson, D., & Fischer, J. (2013). Cultural Ecosystem Services: A Literature Review and Prospects for. *Ecology and Society*, *18*(3). 4. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05790-180344>

Morandin, L. A., & Winston, M. L. (2006). Pollinators provide economic incentive to preserve natural land in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *116*(3), 289–292. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.012>

Morse, R. A., & Calderone, N. W. (2000). The value of honey bees as pollinators of US crops in 2000. *Bee Culture*, *128*(3), 1–15.

Munns Jr, W. R., & Rea, A. W. (2015). Ecosystem services: Value is in the eye of the beholder. *Integrated Environmental Assessment and Management*, *11*(2), 332–333. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ieam.1620>

Muth, M. K., & Thurman, W. N. (1995). Why support the price of honey? *Choices*, *10*(316-2016–6492).

Mwebaze, P., Potts, G., Breeze, T. D., & Macleod, A. (2010). Quantifying the Value of Ecosystem Services: a Case Study of Honeybee Pollination in the Uk. 12th Annual BIOECON Conference “From the Wealth of Nations to the Wealth of Nature: Rethinking Economic Growth,” 61(2), 1–25.

Mäler, K.-G., Aniyar, S., & Jansson, Å. (2008). Accounting for ecosystem services as a way to understand the requirements for sustainable development. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), 9501–9506. <https://doi.org/10.1073/pnas.0708856105>

Myers, S. S., Gaffikin, L., Golden, C. D., Ostfeld, R. S., H. Redford, K., H. Ricketts, T., Turner, W. R., & Osofsky, S. A. (2013). Human health impacts of ecosystem alteration. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(47), 18753–18760. <https://doi.org/10.1073/pnas.1218656110>

Naug, D. (2009). Nutritional stress due to habitat loss may explain recent honeybee colony collapses. *Biological Conservation*, 142(10), 2369–2372. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.04.007>

Neumann, P., & Carreck, N. L. (2010). Honey bee colony losses. In *Journal of apicultural research* (Vol. 49, Issue 1, pp. 1–6). Taylor & Francis.

Nogué, S., Long, P. R., Eycott, A. E., de Nascimento, L., Fernández-Palacios, J. M., Petrokofsky, G., Vandvik, V., & Willis, K. J. (2016). Pollination service delivery for European crops: Challenges and opportunities. *Ecological Economics*, 128, 1–7. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.03.023>

Oliveira, W., Silva, J. L. S., Porto, R. G., Cruz-Neto, O., Tabarelli, M., Viana, B. F., Peres, C. A., Lopes, A. v., & signatories, 62. (2020). Plant and Pollination Blindness: Risky Business for Human Food Security. *BioScience*, 70(2), 109–110. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz139>

Ollerton, J., Johnson, S. D., Hingston, A., Waser, N., & Ollerton, J. (2006). Geographical variation in diversity and specificity of pollination systems. *Plant–pollinator interactions: from specialization to generalization*. Univ. Chicago Press, pp. 283–308.

Ollerton, J., Winfree, R. & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*. 120(3): 321-326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>

Ollerton, J. (2017). Pollinator Diversity: Distribution, Ecological Function, and Conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1), 353–376. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022919>

Pandolfini, T., Molesini, B., & Spena, A. (2009). Parthenocarpy in crop plants. *Annual Plant Reviews*, 38, 326-345.

Partap, U., & Partap, T. (2002). Warning signals from the apple valleys of the Hindu Kush-Himalayas: productivity concerns and pollination problems. *ICIMOD*.

Partap, U., & Ya, T. (2012). The human pollinators of fruit crops in Maoxian County, Sichuan, China. *Mountain Research and Development*, 32(2), 176-186.

Pascual, U., Muradian, R., Brander, L., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Verma, M., Armsworth, P., Christie, M., Cornelissen, H., & Eppink, F. (2010). The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, 183–256.

Peaslee, D. E., & Taylor, N. L. (1989). *Detecting Mineral Nutrient Deficiencies in Tropical and Temperate Crops*. Section IX, Temperate Forages: Red clover. 447–458. *Westview tropical agriculture series (USA)*.

Pernal, S. F., & Currie, R. W. (2000). Pollen quality of fresh and 1-year-old single pollen diets for worker honey bees (*Apis mellifera* L.). *Apidologie*, 31(3), 387–409. <https://doi.org/10.1051/apido:2000130>

Pettis, J. S., VanEngelsdorp, D., Johnson, J., & Dively, G. (2012). Pesticide exposure in honey bees results in increased levels of the gut pathogen Nosema. *Naturwissenschaften*, 99(2), 153–158. <https://doi.org/10.1007/s00114-011-0881-1>

Petruzzello, M. (2022). Mediterranean vegetation. *Encyclopedia Britannica*. <https://www.britannica.com/plant/Mediterranean-vegetation>. Vaadatud: 20.05.2023

Popak, A. E., & Markwith, S. H. (2019). Economic Valuation of Bee Pollination Services for Passion Fruit (Malpighiales: Passifloraceae) Cultivation on Smallholding Farms

in São Paulo, Brazil, Using the Avoided Cost Method. *Journal of Economic Entomology*, 112(5), 2049–2054. <https://doi.org/10.1093/jee/toz169>

Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(6), 345–353. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2010.01.007>

Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H. T., Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. v, Garibaldi, L. A., Hill, R., Settele, J., & Vanbergen, A. J. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, 540(7632), 220–229. <https://doi.org/10.1038/nature20588>

Prangel, E., Reinula, I., & Helm, A. (2022). Euroopa riikide kogemus maismaaökosüsteemide teenuste rahalisel hindamisel. Projekti „Elurikkuse sotsiaalmajanduslikult ja kliimamuutustega seostatud keskkonnaseisundi hindamiseks, prognoosiks ja andmete kättesaadavuse tagamiseks vajalikud töövahendid“ (ELME) töövõtuleping nr 4-5/21/1. Tellija: Keskkonnaagentuur, töövõtja: Tartu Ülikool.

Prangel, E., Kasari-Toussaint, L., Neuenkamp, L., Noreika, N., Karise, R., Marja, R., Ingerpuu, N., Kupper, T., Keerbergh, L., Oja, E., Meriste, M., Tiitsaar, A., Ivask, M., & Helm, A. (2023). Afforestation and abandonment of semi-natural grasslands lead to biodiversity loss and a decline in ecosystem services and functions. *Journal of Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14375>

Praz, C. J., Müller, A., & Dorn, S. (2008). Specialized bees fail to develop on non-host pollen: Do plants chemically protect their pollen. *Ecology*, 89(3), 795–804. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/07-0751.1>

Pyšek, P., Jarošík, V., & Pergl, J. (2011). Alien Plants Introduced by Different Pathways Differ in Invasion Success: Unintentional Introductions as a Threat to Natural Areas. *PLOS ONE*, 6(9), e24890-. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024890>

Raimets, R., Bontšutšnaja, A., Bartkevics, V., Pugajeva, I., Kaart, T., Puusepp, L., Pihlik, P., Keres, I., Viinalass, H., Mänd, M., & Karise, R. (2020). Pesticide residues in beehive matrices are dependent on collection time and matrix type but independent of proportion of foraged oilseed rape and agricultural land in foraging territory. *Chemosphere*, 238, 124555. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124555>

Ranta, E., Lundberg, H., & Teräs, I. (1981). Patterns of Resource Utilization in Two Fennoscandian Bumblebee Communities. *Oikos*, 36(1), 1–11. <https://doi.org/10.2307/3544371>

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G., & Bennett, E. (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107, 5242–5247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>

Rea, A. W., & Munns, W. R., Jr (2017). The value of nature: Economic, intrinsic, or both? *Integrated environmental assessment and management*, 13(5), 953–955. <https://doi.org/10.1002/ieam.1924>

Regal, P. J. (1982). Pollination by Wind and Animals: Ecology of Geographic Patterns. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13(1), 497–524. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.002433>

Renner, S. S. & Ricklefs. R. E. (1995). Diocy and its correlates in the flowering plants. *Am J Bot* 82:596-606

Ricketts, T. H. (2004). Tropical Forest Fragments Enhance Pollinator Activity in Nearby Coffee Crops. *Conservation Biology*, 18(5), 1262–1271. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00227.x>

Ricketts, T. H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S. S., Klein, A. M., Mayfield, M. M., Morandin, L. A., Ochieng', A., & Viana, B. F. (2008). Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters*, 11(5), 499–515. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x>

Robinson, W. S., Nowogrodzki, R., & Morse, R. A. (1989). The value of honey bees as pollinators of US crops. II. *American Bee Journal (USA)*.

Robinson, G. E. (1992). Regulation of Division of Labor in Insect Societies. *Annual Review of Entomology*, 37(1), 637–665. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.37.010192.003225>

Rodríguez, J. P., Beard, T. D., Bennett, E. M., Cumming, G. S., Cork, S. J., Agard, J., Dobson, A. P., & Peterson, G. D. (2006). Trade-offs across Space, Time, and Ecosystem Services. *Ecology and Society*, 11(1). <http://www.jstor.org/stable/26267786>

Roffet-Salque, M., Regert, M., Evershed, R. P., Outram, A. K., Cramp, L. J. E., Decavallas, O., Dunne, J., Gerbault, P., Mileto, S., Mirabaud, S., Pääkkönen, M., Smyth, J., Šoberl, L., Whelton, H. L., Alday-Ruiz, A., Asplund, H., Bartkowiak, M., Bayer-Niemeier, E., Belhouchet, L., ... Zoughlami, J. (2015). Widespread exploitation of the honeybee by early Neolithic farmers. *Nature*, *527*(7577), 226–230. <https://doi.org/10.1038/nature15757>

Rortais, A., Arnold, G., Halm, M.-P., & Touffet-Briens, F. (2005). Modes of honeybees exposure to systemic insecticides: estimated amounts of contaminated pollen and nectar consumed by different categories of bees. *Apidologie*, *36*(1), 71–83. <https://doi.org/10.1051/apido:2004071>

Roubik, D. W. (1989). *Ecology and Natural History of Tropical Bees*. New York: Cambridge University Press.

Rucker, R. R., Thurman, W. N., & Burgett, M. (2012). Honey bee pollination markets and the internalization of reciprocal benefits. *American Journal of Agricultural Economics*, *94*(4): 956-977. <https://doi.org/10.1093/ajae/aas031>

Sandler, R. (2012). Intrinsic Value, Ecology, and Conservation. *Nature Education Knowledge* *3*(10): 4

Schulp, C. J. E., Lautenbach, S., & Verburg, P. H. (2014). Quantifying and mapping ecosystem services: Demand and supply of pollination in the European Union. *Ecological Indicators*, *36*, 131–141. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.07.014>

Smith, M. R., Singh, G. M., Mozaffarian, D., & Myers, S. S. (2015). Effects of decreases of animal pollinators on human nutrition and global health: a modelling analysis. *The Lancet*, *386*(10007), 1964–1972. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(15\)61085-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0140-6736(15)61085-6)

Southwick, E. E., & Southwick Jr., L. (1992). Estimating the Economic Value of Honey Bees (Hymenoptera: Apidae) as Agricultural Pollinators in the United States. *Journal of Economic Entomology*, *85*(3), 621–633. <https://doi.org/10.1093/jee/85.3.621>

Statistikaamet (2023). PM0281: PÕLLUMAJANDUSMAA JA -KULTUURID | Maakond, Põllumajandusmaa/-kultuuri liik, Aasta ning Näitaja. Vaadatud 11.05.2023 https://andmed.stat.ee/et/stat/majandus__pellumajandus__pellumajandussaaduste-tootmine__taimekasvatussaaduste-tootmine/PM0281/table/tableViewLayout2

Stevens, T., Hoshida, A. K., & Drummond, F. A. (2015). Willingness to pay for native pollination of blueberries: A conjoint analysis. *Intl. J. Agric. Marketing*, 2, 68–77.

Tallis, H., Kareiva, P., Marvier, M., & Chang, A. (2008). An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(28), 9457–9464. <https://doi.org/10.1073/pnas.0705797105>

Thorp, R. W., & Micke, W. C. (1996). Bee management for pollination. *Almond Production Manual*, 132–139.

Tuubel, E. (2014). Tali- ja suvirapsi taimekaitse. *Baltic Agro*. <https://www.balticagro.ee/rapsi-taimekaitse>. Vaadatud: 05.03.2023

van der Zee, R., Pisa, L., Andonov, S., Brodschneider, R., Charrière, J.-D., Chlebo, R., Coffey, M. F., Crailsheim, K., Dahle, B., Gajda, A., Gray, A., Drazic, M. M., Higes, M., Kauko, L., Kence, A., Kence, M., Kezic, N., Kiprijanovska, H., Kralj, J., ... Wilkins, S. (2012). Managed honey bee colony losses in Canada, China, Europe, Israel and Turkey, for the winters of 2008–9 and 2009–10. *Journal of Apicultural Research*, 51(1), 100–114. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.51.1.12>

Vanbergen, A. J., Espíndola, A., & Aizen, M. A. (2018). Risks to pollinators and pollination from invasive alien species. *Nature Ecology & Evolution*, 2(1), 16–25. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0412-3>

VanEngelsdorp, D., Underwood, R., Caron, D., & Hayes, J. J. (2007). An Estimate of Managed Colony Losses in the Winter of 2006 - 2007: A Report Commissioned by the Apiary Inspectors of America. *American Bee Journal*, 147, 599–603.

VanEngelsdorp, D., Hayes Jr., J., Underwood, R. M., & Pettis, J. (2009a). A Survey of Honey Bee Colony Losses in the U.S., Fall 2007 to Spring 2008. *PLOS ONE*, 3(12), e4071-. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004071>

VanEngelsdorp, D., Evans, J. D., Saegerman, C., Mullin, C., Haubruge, E., Nguyen, B. K., Frazier, M., Frazier, J., Cox-Foster, D., Chen, Y., Underwood, R., Tarpy, D. R., & Pettis, J. S. (2009b). Colony Collapse Disorder: A Descriptive Study. *PLOS ONE*, 4(8), e6481-. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0006481>

Vaudo, A. D., Tooker, J. F., Grozinger, C. M., & Patch, H. M. (2015). Bee nutrition and floral resource restoration. *Current Opinion in Insect Science*, *10*, 133–141. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cois.2015.05.008>

Vogel, S., & Westerkamp, C. (1991). Pollination: An Integrating Factor of Biocenoses. In A. Seitz & V. Loeschcke (Eds.), *Species Conservation: A Population-Biological Approach* (pp. 159–170). Birkhäuser Basel. https://doi.org/10.1007/978-3-0348-6426-8_11

Williams, I. H. (1994). The dependence of crop production within the European Union on pollination by honey bees. *Agricultural Zoology Reviews*, *6*, 229-257

Willmer, P., (2011). Pollination and floral ecology. In Pollination and floral ecology. Princeton University Press.

Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J., & Pärtel, M. (2012). Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science*, *23*(4), 796–802. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>

Winfree, R., & Kremen, C. (2008). Are ecosystem services stabilized by differences among species? A test using crop pollination. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *276*(1655), 229–237. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0709>

Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez, D. P., LeBuhn, G., & Aizen, M. A. (2009). A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, *90*(8), 2068–2076. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/08-1245.1>

Winfree, R., Gross, B. J., & Kremen, C. (2011). Valuing pollination services to agriculture. *Ecological Economics*, *71*, 80–88. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.08.001>

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Tõnis Tamme,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Tolmeldamise hüve väärtus ning selle rahalise hindamise meetodid“,

mille juhendajad on Aveliina Helm ja Elisabeth Prangel,

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, **25.05.2023**