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

Eliise Kara

Kaldataimestik kui dünaamiline ökoton: tähtsus ja Eesti floora kirjeldus

Bakalaureusetöö
Bioloogia ja elustiku kaitse õppekava
12 EAP

Juhendaja Meelis Pärtel

Tartu 2020

INFOLEHT

Kaldataimestik kui dünaamiline ökoton: tähtsus ja Eesti floora kirjeldus

Bakalaureusetöö eesmärgiks on kirjeldada maismaa ja mageveekogude piiril asuvat siirdeala kui ökotoni ning koostada ülevaade Eesti looduslike jõgede ja järvede kallastel kasvavatest taimeliikidest. Töö teroreetilises osas antakse ülevaade kaldataimestiku levikut ja liigilist mitmekesisust mõjutavatest teguritest ning kaldataimestiku ökoloogilisest rollist. Uurimuslik osa koosneb kirjanduse põhjal koostatud Eesti kaldataimede nimekirjast ja selle kirjeldusest.

Märksõnad: ökoton, mageveekogud, kaldataimestik, märgalad

CERCS teadusalad: B270 Taimeökoloogia

Plants at the border of land and freshwater as a dynamic ecotone: importance and overview of the Estonian flora

This bachelor thesis aims to describe the transitional zone between freshwater and terrestrial vegetation as an ecotone and to give an overview of plant species that inhabit natural lakeshores and riversides in Estonia. The theoretical part of this thesis describes the factors that influence the distribution and diversity of littoral vegetation and the ecological role of this ecotone. The practical part of the thesis consists of a literature-based species list for Estonia and its overview.

Keywords: ecotone, freshwater, littoral vegetation, riverine vegetation, wetlands

CERCS research fields: B270 Plant ecology

Sisukord

1. Sissejuhatus 4
2. Teoreetiline ülevaade 6
2.1. Kaldataimestikuga seotud erialaterminid 6
2.2. Ökotoni olemus ja piiritlemine 7
2.3. Kaldataimestiku levikumustrid 10
2.3.1. Ökotoni kujundavad jõud 10
2.3.2. Kohastumused vee piiril elamiseks 12
2.3.3. Kaldataimestiku elurikkus, liikide domineerimine 14
2.3.4. Kliimamuutused ja inimmõju 16
2.4. Kaldataimestiku mõju keskkonnale ja elustikule 19
2.4.1. Keskkonnamõju 19
2.4.2. Mõju elustikule 20
3. Eesti kaldataimestik 23
3.1. Metoodika 23
3.2. Eesti magevee-maismaa ökotoni liikide kirjeldus 23
Kokkuvõte 27
Summary 29
Kasutatud kirjandus 31
LISA 1. Eesti kaldataimestiku liikide tabel 40

1. Sissejuhatus

Kaldataimed kasvavad kahe väga eriilmelise ökosüsteemi vahel ning nende elupaik on üks dünaamilisemaid terves maastikus (Gregory *et al.* 1991). Seejuures on kaldataimed osa süsteemist, mis kontrollib aine- ja energiavooge maismaa ja veekogu vahel ning mõjutab mõlema külgneva ökosüsteemi toimimist (Naiman *et al.* 1988, Strayer & Findlay 2010). Ramsari märgalade konventsiooni järgi kuuluvad märgalade hulka muuhulgas ka kõik siseveekogud ning üleujutavate aladena ka nende kaldad (Rahvusvahelise… 1994). Kuigi veekogude kaldad loovad unikaalse elupaiga, ei käsitleta neid kui eraldiseisvaid üksusi (Bjelke & Sundberg 2014). Veekogude poolt mõjutatud maa-alade ja nendel aladel elavate liikide piiritlemine on siiski oluline nii loodus- kui ka maastikukaitse korralduses.

Laarmaa *et al.* (2019) ja Tamre (2006) toovad välja, et Eestis on 2000-2804 seisuveekogu, mida võib nimetada järveks ehk veega täitunud maismaanõoks, kusjuures seisuveekogud moodustavad Eesti kogupindalast ligikaudu 5%. Vooluveekogude üldpikkus Eestis arvatakse olevat 31 000 km (Timm *et al.* 2019). Ainuüksi vooluveekogusid arvestades on meil tervelt 62 000 km jagu omanäolise taimestikuga üleminekutsoone maismaa ja vee piiril. Selliseid siirdealasid kahe taimekoosluse vahel nimetatakse ökotoniks (Risser 1995). Kuigi üleminekukooslusi on looduses tihti raske määratleda ning need võivad olenevalt veekogu morfomeetriast tugevalt varieeruda, käsitletakse selles töös ökotoni kui veetaimede ja maismaataimede vahelist siirdeala, kus esineb kaldavööndiga seotud taimi.

Töö teoreetilises osas antakse esmalt ülevaade kaldataimestikuga seotud mõistetest ning ökotoni piiritlemise ja kujunemistingimustega seotud kirjandusest, lisaks käsitletakse ka kaldataimede kohastumusi, mis võimaldavad neil dünaamilises kaldavööndis püsima jääda ning ökotoni ökoloogilist rolli. Uurimuslik osa koosneb kirjanduse põhjal koostatud Eesti kaldataimestiku liikide nimestikust ja selle iseloomustusest.

Eestis on koostatud ülevaateid mitmete järvede (vee)taimestikust: näiteks Võrtsjärves (Feldmann & Mäemets 2004), Peipsi järves (Mäemets *et al.* 2010, Palmik *et al.* 2013, Mäemets *et al.* 2016, Palmik 2017). Jõgede taimestikku on kaardistatud ka üleriigiliselt (Trei 2001; Paal & Trei, 2006). Samuti on eelmise sajandi lõpus koostatud ülevaade järvede ja jõgede taimestiku seisundist, mis hõlmab muuhulgas ka kaldavee-, kalda-, soo-, õõtsiku- ja amfiibsete taimede liiginimekirja (Prost & Mäemets 1998). Kui viimane kokkuvõtlik ülevaade välja arvata, on uuringutesse ja ülevaadetesse enamasti kaasatud kaldaveest väljaulatuvad taimed (helofüüdid), kuid puuduvad konkreetselt koosluste

vahelisi üleminekuid käsitlevad tööd. Näiteks monograafias „Eesti järved" (Mäemets 1968) on üleujutatavatel kallastel kasvavad taimed käsitlusest teadlikult välja jäetud. Kuna bakalaureusetöös kuuluvad ökotoni alla ka kaldavees kasvavad taimed, siis on mingil määral kasutatav ka eelmainitud peamiselt veetaimi käsitlev materjal.

Ökotoni mõiste võttis 1905. aastal kasutusele ökoloog Clements, mistõttu on üleminekulistest taimekooslustest ja nende olulisusest kirjutatud juba alates 20. sajandi algusest (Farina 2007). Magevee-maismaa ökotonide panust liigirikkusesse ja maastiku mitmekesisusse on hiljem kinnitanud mitmed autorid (Naiman *et al.* 1993, Schiemer *et al.* 1995, Jansson *et al.* 2007). Mageveekogud on kliimamuutuste ja suureneva inimsurve mõjul muutunud üheks kõige ohustatumaks ökosüsteemiks maailmas (Nel *et al.* 2009) ning nende kaitse paremaks korraldamiseks on lisaks veekogu-kesksele lähenemisele vaja ka ökotoni ja valgala tasemel lähenemist (Schiemer *et al.* 1995). Bakalaureusetöö eesmärk on kirjeldada taimestikuga kaetud looduslikke kaldaid kui maismaa ja mageveekogu vahelisi ökotone ning koostada Eesti kaldataimestiku liikidest ülevaade.

2. Teoreetiline ülevaade

2.1. Kaldataimestikuga seotud erialaterminid

Aerenhüüm (*aerenchyma*) ehk õhukude on suurte rakuvaheruumidega põhikude taimedel (rakud on kujult tähtjad) (Kukk 1999a). Paljudel vee- ja märgalade taimedel on aerenhüüm nii varres kui ka juurtes ning sellel on oluline osa gaasivahetuses (Cronk & Fennessy 2001). Aerenhüümiga juured on tihti paksud ja väheharunevad (Crawford 2008).

Amfifüüdid, amfiibsed taimed (*amphiphytes, amphibious plants*) on dünaamilises kaldavööndis kasvavad taimed, mis omavad kohastumisi veetaseme kõikumisega toimetulekuks (Braendle & Crawford 1999). Paal ja Trei (2006) toovad välja, et amfiibsed taimed võivad kasvada nii helofüütidena kui ka veesiseste vormidena. Taimede veesisesed vormid eristuvad morfoloogiliselt ning üks liik võib samas koosluses kasvada madalamas vees veest väljaulatuvana, sügavamal aga veesisese vormina (nt. järvkaisel *Schoenoplectus lacustris*).

Eulitoraal (*eulittoral, intertidal zone*) on seisuveekogu litoraalvööndi esimene maismaapoolne alamvöönd, millele on iseloomulik veetaseme kõikumine ja suurtaimede ehk makrofüütide kasv (Lode 2012).

Helofüüdid (*helophytes, emergent plants*) on mitmeaastased rohttaimed, mille juured, juurmised lehed, uuenemispungad ja varre alumine osa asuvad vees (kuni 1,5 või 2 m sügavusel), kuid suurem osa üheaastasest võsust ulatub veest välja (Masing 1992, Mäemets & Trei 1998, Trei 2001, Schweingruber *et al.* 2020).

Hüdrofüüdid (*hydrophytes, aquatic plants*) ehk veetaimed omavad spetsiaalseid kohastumusi eluks vee all (veesisesed taimed) või vee pinnal (ujulehtedega taimed), nende uuenemispungad paiknevad vees või veekogu põhjas (Masing 1992, Mäemets & Trei 1998). Selle töö käsitlusest jäävad välja.

Hügrofüüdid (*hygrophytes*) ehk niiskustaimed taluvad ajutisi üleujutusi ja kasvavad kohtades, kus vesi on kergesti kättesaadav ning veekulu suure õhuniiskuse tõttu väike (Masing 1992, Mäemets & Trei 1998). Maismaalised märgalade taimed (Schweingruber *et al.* 2020). Selle töö raames on paljud sellised liigid ökotoni arvestatud.

Makrofüüdid (*macrophytes*) ehk veekogude suurtaimed on ökoloogiline määratlus, mille alla kuuluvad soontaimed, sammaltaimed, mändvetiktaimed ja suurekasvulised rohe-, puna- ja pruunvetikad (Mäemets & Trei 1998). Makrofüütide põhjal piiritletakse

veekogudes ka sügavusvööndeid (Lode 2012, Palmik 2017). Selles töös käsitletakse soontaimi.

Märgala (*wetland*) on Cowardin *et al.* (1979) järgi üleminekuala vee ja maismaa vahel, kus veega küllastumus on peamine faktor, mis määrab ära mullatekke protsessi. Muld, mis on aeg-ajalt veega küllastunud, seab füsioloogilisi takistusi taimeliikidele, mis peavad selles keskkonnas hakkama saamiseks olema (perioodilise) vee üleküllusega kohastunud.

Tsütoplasmaatiline atsidoos (*cytoplasmatic acidosis*) on Roberts *et al.* (1984) ja Cronk & Fennesy (2001) järgi seisund hapnikupuuduses taimejuurtes, mille põhjustab anaeroobse metabolismi ebaefektiivsus. Energiakriisis taimerakkudes muutub rakuvedeliku pH happeliseks, kuna tavapärase tasakaalu säilitamiseks energiat ei jätku. Juured satuvad hapnikupuudusesse veega küllastunud mullas.

Ruderaaltaimed (*ruderal plants*) on Masing (1992: 220) järgi „kiirekasvulised ja tõhusa seemnelise uuenemisega taimed, mis asustavad kiiresti taimkattest vabanenud kasvukohti." Siia kuuluvad ka umbrohud ja prahipaigataimed, aga ka kallastel tekkinud uusi kasvukohti kiiresti koloniseerivad taimed (Abernethy & Willby 1998).

Ökoton (*ecotone*) on Masing (1992: 285) põhjal „kahe järsult erineva maastikuosise või koosluse siirdevöönd, mis sisaldab mõlema elemente ja on seepärast keskkonnalt komplekssem või liigirikkam kui kumbki neist (servaefekt). Kultuurmaastikus on [ökotonid] (nt. metsaservad, veekogude kaldad) liikide kontsentreerumiskohad, kompensatsioonialad ja ühtlasi geoökoloogilised barjäärid." Kokkuvõtlikult öeldes on ökoton üleminek kahe taimekoosluse vahel (Risser 1995), selle töö raames üleminek veetaimestiku ja maismaataimestiku vahel.

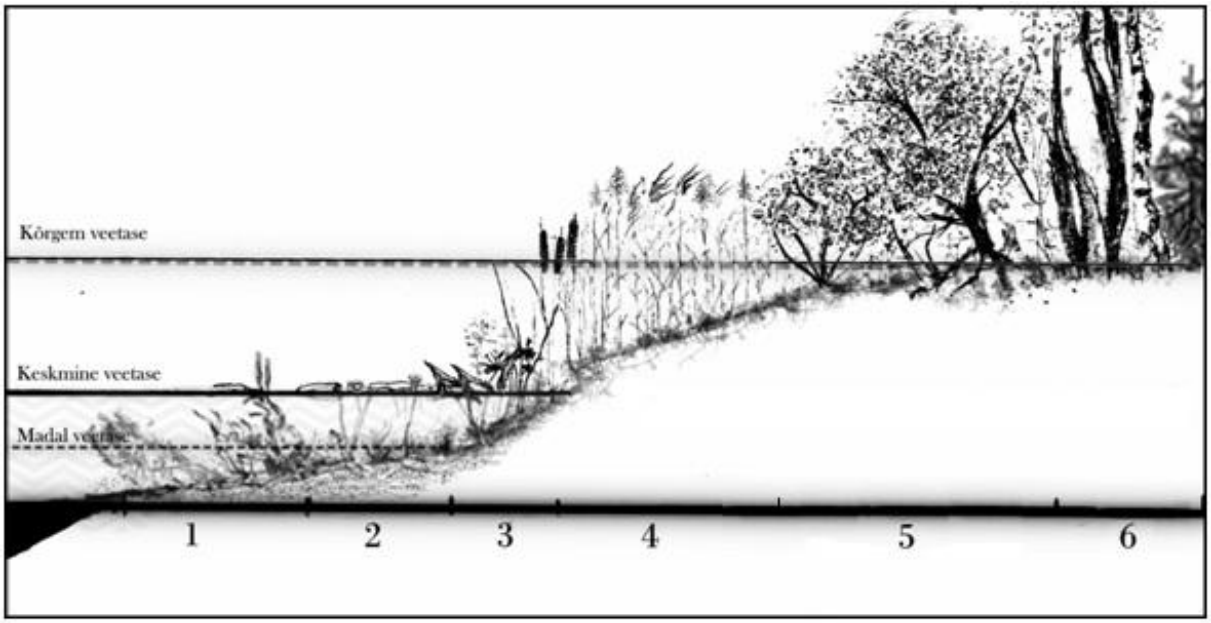
2.2. Ökotoni olemus ja piiritlemine

Ajalooliselt on ökosüsteemide uurijad vältinud heterogeensete piirialade uurimist, mistõttu on mitmekesised üleminekutsoonid „taandatud piirjoonteks kaartidel" (Fortin *et al.* 2000: 453). Ökotoni mõiste on käibel olnud 20. sajandi algusest, kuid üleminekuliste piirialade olulisus maastikes oli teadlastele teada juba varem (Farina 2007). Hiljem on paljud uurijad rõhutanud, et ökotonid on elurikkuse tulipunktid, hoolimata sellest, et uuringutulemused ei ole alati seda kinnitanud (Senft 2009). Holland (1988: 26) toob välja, et siirdealasid veekogude kallastel võib võrrelda „poolläbilaskvate membraanidega", mis omavad ökosüsteemidele ja bioomidele sarnaselt kindlaid füüsikalisi, keemilisi ja bioloogilisi

omadusi ning iseloomulikke energia- ja materjalivooge, kuid ökotoni eristavad tavapärastest bioomidest ajas ja ruumis varieeruvad interaktsioonid külgnevate kontrastsete ökosüsteemidega.

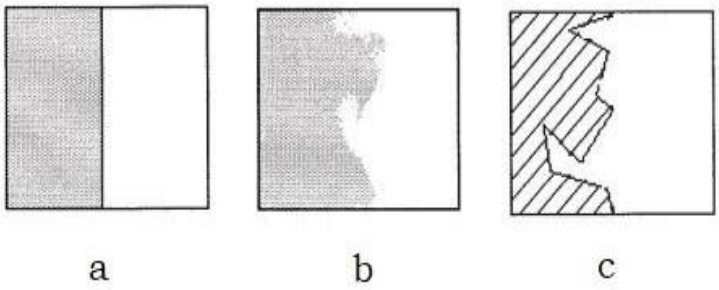
Üleminekukoosluste piiritlemise suhtes puudub kirjanduses üksmeel (Fortin *et al.* 2000, Strayer *et al.* 2003). Üldiselt peaks servaala piir olema seal, kus kontrast ümbritsevate aladega on suurim (Farina 2007). Veekogude kaldavööndis eristatakse erinevaid tsoone, enamasti lähtuvalt taimkatte või vee ruumilisest mõju eripäradest (Strayer & Findlay 2010). Näiteks võib järvede kaldavööndi jagada lähtuvalt taimede ökoloogiast kolmeks vööndiks: kaldaveetaimestik, ujulehtedega taimestik ja veesisene taimestik (Mäemets 1968). Jõetaimestikus eristatakse kasvuvormi järgi aga helofüüte ehk kaldaveetaimi ja hüdrofüüte ehk veetaimi (Trei 2001). Naiman *et al.* (1993) piiritleb üleminekuala maismaa poolt vee mõju ruumiline ulatuse kaudu: näiteks jõgede kaldavööndi laiuse määrab kõrgenenud veetaseme või üleujutuste poolt mõjutatava taimestiku piir. Siirdeala ulatus on mõjutatud ka pinnase veehoiuvõimest ja võib jõelõiguti varieeruda. Mõnel juhul on määravaks kaldanõlvas avanev põhjavesi, mis loob pidevalt niiske mikrokliima (Jansson *et al.* 2007, Vääriselupaiga… 2017). Samuti võib veekogu mõju ja ökotoni taimekoosluse maismaapoolse piiri seada paika mullastikutüübi järgi, ehk tuvastada (perioodiliselt) liigniiskete ehk hapnikuvaeguses olevate muldade piir (Cowardin *et al.* 1979, Cronk & Fennessy 2001, Lode 2012).

Siirdeala ulatust maismaa ja veekogu vahel võivad erinevad uurijad käsitleda erinevalt (Joonis 1.), kusjuures ühe üleminekuriba laius võib ulatuda mitmesaja meetrini (Holland 1988). Bakalaureusetöös käsitletavat ökotoni piiritletakse järgnevalt: veekogu poolt on piiriks sügavus helofüütide levikupiirini (1,5-2 m) (Mäemets *et al.* 2008) ja maismaa poolt veetaseme (maksimaalsest) kõikumisest mõjutatud kaldaala. Bakalaureusetöös ei käsitleta jõgede lammitasandikke, õõtsikuid, lodusid, madalsoid jt. ulatuslikuma suurusega homogeenseid taimekooslusi, mille kohta on olemas omaette käsitlused, vaid selliseid jõgede ja järvede kaldaid, kus veetaseme kõikumine ei mõjuta suuremat pindala kui veekogu ise.



Joonis 1. Holland (1988) toob näiteks, et tsoone 1-7 võib käsitleda kui ühte pikka siirdeala ehk ökotoni veekogu ja maismaa vahel. Samas võib ökotonina käsitleda ka kindlat tsooni nt. 1- veesisene taimestik, 2- ujulehtedega taimestik, 3- kaldaveetaimestik/helofüüdid, 4- kaldataimestik/graminoidid, 5- kaldavõsa/kaldapõõsastik, 6- lodumets. (kohandatud Holland 1988)

Mageveekogude kaldaid võib lähtuvalt Strayer *et al.* (2003) klassifikatsioonist paigutada järk-järguliste ja käänuliste piiride alla (Joonis 2.). Kuna üleminek kahe taimekoosluse vahel on erinevate füüsikaliste, keemiliste ja ökoloogiliste muutuste kombinatsiooni tulemus (Strayer *et al.* 2003), on vee-maismaa ökotoni piiritlemine looduses väljakutseks.



Joonis 2. Ökoloogiliste piiride ruumilisi aspekte (kohandatud Strayer *et al.* 2003) a) selgepiiriline piir (*a sharp boundary*), b) järk-järguline piir (*a gradual boundary*), c) käänuline piir (*a convoluted boundary*). Looduslike veekogude kaldad sarnanevad variantidele b) ja c).

2.3. Kaldataimestiku levikumustrid

2.3.1. Ökotoni kujundavad jõud

Siseveekogusid ja nende kaldaid, kui üleujutatavaid alasid võib Ramsari konventsioonist lähtuvalt liigitada märgalade hulka (Rahvusvahelise… 1994). Ameerika Ühendriikides käibel oleva Cowardin *et al.* (1979) definitsiooni põhjal on just veega küllastunud muld peamine tegur, mis märgalade taimeliikidele piire seab. Abernethy & Willby (1999) uurimusest on selgunud, et isegi kaldataimestikus levinud liigid nagu harilik kukesaba (*Lythrum salicaria*), päideroog (*Phalaris arundinacea*) ja harilik luga (*Juncus effusus*) on idanemise faasis üleujutuste suhtes väga tundlikud. Seega on üheks ökotoni struktuuri määravaks teguriks kõikuva veesisaldusega substraat, mis muudab mageveekogude kaldad sobilikuks kasvukohaks vaid spetsiaalselt kohastunud taimeliikidele ning vastavalt liigispetsiifilistele taluvuspiiridele ja niiskuseelistustele kujunevad kallastele astmeline üleminek veelistest taimekooslustest maismaalisema poole (Jansson *et al.* 2019). Taimi, mis kaldaid asutavad ja selliste surveteguritega toime tulevad, võib seega nimetada "kahepaikseteks" (Braendle & Crawford 1999).

Janauer (2001) arutleb, et taimede kasvu veekogudes või nende kallastel muudavad võimalikuks: toitainete kättesaadavus, taimeliigile sobiv elupaik/muld ja vee- või voolurežiim. Paljunemisedukus, mida võib pidada bioloogilises mõttes elu eesmärgiks, ei määra otseselt konkreetse taime ellujäämust. Eesti eutrofeerunud veekogudes (Mäemets 2005) pole toitainetepuudus ilmselt limiteerivaks teguriks, lisaks on kaldatsoonid nii lahustunud kui ka lahustumata orgaanilise aine akumuleerumispaigaks (Gregory *et al.* 1991). Füüsiline kasvukeskkond või nišš on aga taimede kasvuks primaarne – kui setted, muld või voolurežiim on ebasobivad, siis taimed ei kasva (Janauer 2001). Samuti on taimekoosluste kujunemisel peetud jõekoridoride pikisuunalist ja omavahelist sidusust (*connectivity*) ning taimeliikide koloniseerimisvõimet olulisemaks kui keskkonnanäitajaid (Demars & Harper 2005). Sarnaselt on Palmik (2017) välja toonud, et Peipsi järves on veetaseme kõikumine olulisem taimekoosluste mõjutaja kui veekogu troofustase.

Elustikule, seehulgas ka kaldal kasvavatele taimedele, on olulisteks järve morfomeetrilisteks aspektideks sügavus ja järvenõo kuju – lauge kaldanõlvaga järvedes (mis on tihti ka madalamad) on veetaseme kõikumisel suurem ruumiline mõju (Laarmaa *et al.* 2019). Tulenevalt veetaseme kõikumise sagedusest on laugete kallastega järvedele omane ka suur "kahepaiksete" taimede osakaal (Feldmann & Mäemets 2004). Järskude

kallastega veekogud on elupaigana stabiilsemad, mistõttu neid asustab muutustele tundlikum elustik (Laarmaa *et al.* 2019). Samas saavad taimed järskudel kallastel asustada vaid kitsa riba (Mäemets 2005). Nilsson & Svedmark (2002) on suurte jõgede puhul täheldanud, et ülemjooksul ääristavad kaldaid kitsad taimestikuga ribad, mis võivad allavoolu muutuda heterogeensemaks – kuni mitme kilomeetri laiusteks lammialadedeks. Elutingimused mageveekogude kallastel muutuvad ka vertikaalselt: Anderssoni *et al.* (2016) toob välja, et vertikaalsuunas tekib gradient, mille puhul on nõlva ülemine osa rohkem mõjutatud erosioonist, alumist osa iseloomustab pidev materjali ja toitainete kuhjumine. Erosioon võib hävitada taimekooslusi kalda ülemiselt nõlvalt kuid samal ajal luua materjali kuhjumise kaudu uusi elupaiku teistele taimedele (Richardson *et al.* 2007).

Üldiselt peetakse jõekallast taimede jaoks ebakindlamaks kasvukohaks kui järvekallast. Paal & Trei (2016) on välja toonud, et kasvu alustamine ja koosluse säilimine või hävimine on vooluvetes palju seotud suurema määramatusega kui seisvas vees. Vee liikumisest (lainetusest) tulenevad häiringud siiski ka (suuremate) järvede kallastele. Keddy (1983) on välja toonud, et lainetusega kaasnevad mõjud taimestikule on näiteks setete liigutamine, kasvukohast biomassi ja seemikute eemaldamine, sigipungade transport ja erosioon. Keddy rõhutab, et lainetusele erineval määral eksponeeritud kaldad erinevad nii taimede katvuse, liigilise koosseisu kui ka eluvormi poolest. Näiteks Kanadas asuva Axe järve tuulte ja lainetuse eest varjatud kallastel kasvavad suured, leherikkad püstised püsikud, samas kui madalad rosetjad ja roomavad liigid asustavad avatud kaldaid. Coops *et al.* (1991) on samuti kinnitanud, et vastupanu lainetusele on liigiti erinev: näiteks ahtalehine hundinui (*Typha angustifolia*) kasvab tuulte eest varjatud kaldaosades, samas kui harilik pilliroog (*Phragmites australis*) ja järvkaisel (*Schoenoplectus lacustris*) asustavad ka mõõdukalt lainetusele eksponeeritud tsoone. Lainetusele eksponeeritus on taimedele sama limiteerivaks teguriks kui sügavus (Spence 1982). Feldmann ja Mäemets (2004) on leidnud, et tuule suund on Võrtsjärves üks peamistest taimestiku levikumustrit mõjutavatest teguritest. Nad toovad välja, et oluline on nii tuule otsene mehaaniline mõju kui ka sekundaarne mõju läbi setete ümberpaigutamise. Võrtsjärve idakalda setted on jämedamad, kuna peenemad setted ja orgaanika kantakse läänekaldale, kus väheliikuvas vees toimub settimine ja orgaanika akumulatsioon. Taani jõgede uuringust lähtudes saab väita, et helofüüdid ja poolveelised taimeliigid eelistavad peenema tekstuuriga põhjasetteid ning on arvukamad reguleeritud vooluga jõgedes (Baattrup-Pedersen & Riis 1999). Ka Eesti jõgede taimestiku uurimustest on selgunud, et makrofüütide kooslusetüüp on lisaks

jõe sügavusele, vee hägususele ja voolukiirusele seotud ka jõepõhja setega (Paal & Trei 2006).

Herbivooria on samuti üheks ökotoni piire kujundavaks teguriks (Sameel *et al.* 2014). Jõgede puhul on välja toodud, et seal kasvavatest makrofüütidest toituvad otseselt väga vähesed loomad (Paal & Trei 2006), kuid ka Eestis elutsevad herbivoorid – ondatra (*Ondatra zibethicus*) ja kobras (*Castor fiber*), võivad vähendada kaldataimestiku biomassi, liigilist mitmekesisust ja levikut kaldavees (Hillebrand *et al.* 2007). Madalates järvedes võivad vee- ja kaldataimede biomassi arvestataval määral vähendada ka veelinnud (Spence 1982). Bryce *et al.* (2013) Šotimaal läbi viidud uuringu tulemusena selgus, et nii kaldataimedest kui ka nende juurestikust toituv mügri (*Arvicola amphibius*) mõjutab kaldataimestiku liigilist kooseisu ja tsonaalsust läbi hebivooria ja kaldasse urgude ehitamise. Näiteks taimed perekonnast luga (*Juncus* spp.) on arvukamad mügriurgudest mõjutatud kaldas, kuna konkurendid on herbivooria poolt alla surutud ja kasvukoht tänu mügri urusüsteemidele paremini õhustatud.

2.3.2. Kohastumused vee piiril elamiseks

Willey (2016) põhjal tekitab liigsest veest põhjustatud hapnikupuudus maismaataimede kudedes energiakriisi ja pH languse rakuvedelikus (tsütoplasmaatilise atsidoosi), mille tagajärjel sulgevad akvaporiinid (veetransporti vahendavad valgud) veekanalid. Cronk & Fennessy (2001) toovad välja, et maismaataimede energiakriis liigniisketes tingimustes tuleneb eelkõige anaeroobse metabolismi ebaefektiivsest, kuid kaasa ei aita ka vee- ja toitainete transpodi peatumine ja õhulõhede sulgumine, mis peatab fotosünteesi. Mitmed kaldatsooni asustavad taimed on aga võimelised elama nii maismaal kui ka vee all – need kontrastsed elupaigad pakuvad ellujäämiseks ja paljunemiseks nii eeliseid kui ka puudujääke (Sand-Jensen & Jacobsen 2002). Braendle & Crawford (1999) on välja toonud, et perioodilised veetaseme kõikumisest tulenevalt peavad taimed taluma nii hapnikupuudust kui ka hapnikust tekkinud kahjustusi, kui veetase normaliseerub või saabub madalveeperiood. Madalveeperioodil tuleb taimedel toime tulla ka füüsilise toe puudumisega, mida pakub veekeskkond. Harilikku kalmust (*Acorus calamus*) kirjeldavad nad kui amfiibse eluviisi musternäidist – kõrge veetaseme järgselt on taim võimeline alustama fotosünteesi 24 tunni jooksul pärast õhukeskkonda naasmist, kannatades seejuures minimaalseid kahjustusi, mis ilmnevad vaid lehetippudes. Crawford (2008) lisab, et ka kohastunud taimele võib määravaks osutuda üleujutuse kestus, vee kõrgus, vee liikuvus, hooajalisus (vee temperatuur) ja mürgiste ainete olemasolu.

Kasvuperioodil aset leidva üleujutuse korral intensiivitub kaldataimedel aerenhüümii tootmine ning pikenevad võrsed ja leherootsud, mis püüavad pääseda vee alt õhukeskkonda (Crawford 2008, Willey 2016). Näiteks on Hollandis läbi viidud uurimusest teada, et hapuoblika (*Rumex acetosa*), kärnoblika (*R. crispus*) ja sama perekonna liigi *R. palustris* täiskasvanud taimed reageerivad üleujutusele lehevõrsete pikendamisega (Voesenek *et al.* 1990), samas kui samade liikide seemikud ei suuda piisavalt kiiresti taastada kontakti õhukeskkonnaga ning peavad vee all vastu olenevalt liigist 10-16 tundi. Kauem pidasid vee all vastu *R. crispus* and *R. palustris* seemikud, kellel esineb lisaks teistele kohastumustele ka aerenhüüm (Voesenek *et al.* 1993).

Kohastumustest hoolimata on poolveeliste taimede maismaal kasvavad isendid tihti edukamad: näiteks on oja-haneputke (*Berula erecta*), vesimündi (*Mentha aquatica*) ja soo-lõosilma (*Myosotis scorpioides*) vees ja maismaal kasvavaid populatsioone võrreldud ning leitud, et võrsete tihedus, kaal ja taimede biomass oli suurem maismaal (Sand-Jensen & Jacobsen 2002). Amfiibsete taimede sama liigi isendid võivad maismaal ja vees kasvavate populatsioonide lõikes erineda nii morfoloogiliselt kui ka füsioloogiliselt. Näiteks on Lynn & Waldren (2003) Iirimaal uurinud roomava tulika (*Ranunculus repens*) maismaal ja ajutistes järvedes kasvavaid populatsioone ning leitud, et vees kasvavate taimede lehed on harulisemad ning pealtpoolt rohkemate õhulõhedega. Taimede üleujutamiskatsetes reageerisid maismaal kasvanud populatsiooni taimed võrsete pikendamisega, üritades taastada sidet õhukeskkonnaga, samas kui veesisese situatsiooniga harjunud populatsiooni taimed minimeerisid fotosünteesi ja metaboolseid protsesse, elades pikad üleujutusperioodid üle reservide toel. Crawford (2008) toob välja, et tänu metaboolsete protsesside aeglustamisele suudavad ka amfiibsete taimede talvitusorganid üle elada pikaajalist hapnikupuudust ning alustada kevadel kasvu ilma lisahapnikuta: näiteks järvkaisla (*S. lacustris*) ja laialehise hundinuia (*Typha latifolia*) vee või muda all talvituvad risoomid ja mugulad on ekperimentides üle elanud mitu kuud täielikku hapnikupuudust.

Amfiibsete taimede õitsemine, tolmlemine ja seemnete moodustumine toimub sarnaselt maismaataimedele õhukeskkonnas (Cronk & Fennessy 2001, Sand-Jensen & Jacobsen 2002). Tüüpiline tolmutera võib märgudes hakata enneaegselt (väljaspoolt emakat) idanema (Cronk & Fennessy 2001) mistõttu on veekeskkonnaga seotud taimedel mitmeid kohastumusi, mille eesmärk on õie vee eest kaitsmine (Braendle & Crawford 1999). Paal ja Trei (2006) toovad välja, et õistaimede leviku vooluvetes tagab peamiselt vegetatiivne paljunemine Mõned dünaamilises kaldatsoonis kasvavad taimed paljunevad siiski ka

mittevegetatiivselt: näiteks roomava tulika (*R. repens*) ja soo-lõosilma (*M. scorpioides*) väikesed ja kerged seemned saavad tänu vee pindpinevusele kasutada vesilevi võimalusi (Cronk & Fennessy 2001). Seemnelise paljunemise osatähtsus on Eesti jõgedes aga väike – jõgede suurtaimestikku iseloomustab vegetatiivsete, mitteviljuvate veesiseste taimede rohkus, mis enamasti paljunevad rebenenud taimetükkide juurdumisel või uute võrsete abil (Paal & Trei 2006).

Dünaamilisuse tõttu peetakse mageveekogude kaldaid üldiselt ebastabiilseks elupaigaks, kuid evolutsioonilises ajas on tegemist siiski stabiilse keskkonnaga, kus keskkonnatingimuste muutused on alati ennustatavad ja suures plaanis korduvad (Philbrick & Les 1996). Võrreldes maismaaga on veekeskkonnas talviti temperatuur stabiilsem ning jääkatte tekkimine kaitseb veekogu edasise soojuskao eest (Feldmann 2012), mistõttu on amfiibsetel taimedel maismaataimedega võrreldes teatud eelis. Sand-Jensen & Jacobsen (2002) on poolveelise eluviisi eeliseid ja puuduseid testides leidnud, et kuigi vees on piiratud valguse ja anorgaanilise süsiniku kättesaadavus, on amfiibsete taimede nišš laiem ning nad saavad kasvada eulitoraalis, kus häiringute tõttu on vähem konkurentsi kui maismaal. Autorid nendivad siiski, et paraku ei kaitse vees kasvamine selgrootute herbivooria eest, mille all kannatavad Taani tasandikujõgedes tehtud uurimuse põhjal rohkem vees kasvavate amfiibsete taimede populatsioonid.

2.3.3. Kaldataimestiku elurikkus, liikide domineerimine

Nilsson ja Svedmark (2002) toovad välja, et mageveekogu ja maismaa vahelist üleminekupiiri iseloomustab erakordselt rikas floora võrreldes ümbritsevate aladega. Näiteks Rootsis on mageveekogude kaldad elupaigaks ligi 300 taimeliigile (Bjelke & Sundberg 2014). Ökotonide liigirikkusesse panustavad külgnevatest ökosüsteemidest pärit liigid (*additive blending*) ning lisaks ka servaaladele ainuomased liigid (Farina 2007, Senft 2009). Senft (2009) toob välja, et liigirikkus pole ökotonide puhul automaatselt tagatud, vaid oleneb eelkõige ümbritseva maastiku ja konkreetse ökotoni omadustest.

Nii järvede kui ka jõgede puhul on teada asjaolu, et liigirikkus on kõrgem keerulisema kaldajoonega ja tihedama häiringurežiimiga kallastel (Gregory *et al.* 1991, Pollock *et al.* 1998, Laarmaa *et al.* 2019). Abernethy & Willby (1998) on leidnud, et ka seemnepank on kõige mitmekesisem selliste jõgede kallastel, kus hooajaliselt võib esineda madalvesi – sellistelt aladelt võib leida ka jõelammidelt pärit üheaastaste taimede seemneid, samas kui veerežiimilt stabiilsemate alade seemnepank koosneb enamasti vaid läheduses levinud

hüdro- ja helofüütide seemnetest ja sigipungadest. Peamiselt veetaseme kõikumisest tuleneva häiringu tõttu võib ka sama veekogu kaldajoone lõikes esineda erinevas suktsessioonilises staadiumis taimestikku (Naiman & Decamps 1997), mis annab võimaluse erinevate elupaiganõudlusega taimeliikidele (Nilsson & Svedmark 2002). Palmik *et al.* (2013) on välja toonud, et konkurentsivõimetutele väikestele kaldataimedele on vee kõikumisest mõjutatud ökoton elupaigana kõige olulisem. Madalveeperioodidel kuivale jääv veekogu põhi pakub taimedel uusi kasvukohti ja ressursse (Richardson 2017). Peipsi järves on veetaseme kõikumine üks kaitsealuse väikese konnarohu (*Alisma gramineum*) levikut soodustavatest teguritest (Malleus 2015).

Dybkjær *et al.* (2012) on leidnud, et kaldataimestiku liigirikkus on seotud ka mullatüübiga. Nimelt on Taani jõgedes läbi viidud uuringus selgunud, et mitmekesisemad kooslused on kallastel, kus mineraalmuldade osakaal on väiksem ja sapropeeli osakaal suurem. Erinevalt teistest uuringutest ei selgunud selles uurimuses seost elupaikade heterogeensuse, veekogu hüdroloogia ja liigirikkuse vahel. Jansson *et al.* (2007) on Rootsis tehtud uurimuse põhjal leidnud, et kallastel, kus põhjavesi pääseb maapinnale, on liigirikkus kuni 200% kõrgem. Artiklis põhjendatakse seda sellega, et aladel, kus põhjavee tase on kõrgem, on ka kõrgemad põuakartlikud kaldanõlvad rohkem niisutatud. Samuti on nendel aladel taimedele kättesaadavam lämmastik. Herbivoorial on samuti mõju kaldatimestiku liigirikkusele. Hillebrand *et al.* (2007) tulemuste põhjal võib väita, et kahes külgnevas ökosüsteemis on herbivoorial vastandlik mõju. Nimelt vähendab herbivooria mageveekogudes mitmekesisust, samal ajal kui maismaal suurendavad taimedest toituvad loomad taimestiku liigilist mitmekesisust.

Kuna veekogude suurtaimed on paiksed ja küllaltki pika elueaga, peegeldab kindlate liikide esinemine või puudumine, nende eluvorm, suurus ja kasvusügavus keskkonnatingimuste muutust (Feldmann & Mäemets 2004). Vahemikus 1997-2007 tehtud uuringu põhjal on harilik pilliroog (*P. australis*) kõige sagedamini esinev liik Peipsi järves (Mäemets *et al.* 2010) ning hõivab Eesti territooriumil asuvast järveosast 0,6% (Mäemets & Freiberg 2004). Eutroofsetest järvedes on täheldatud, et kaldavees esineb valdavalt ühe üheidulehelise helofüüdi (näiteks *P. australis, S. lacustris, T. latifolia*) poolt domineeritud kooslus (Coops *et al.* 1991). Mäemets *et al.* (2016) uurimuse tulemused on sellega kooskõlas – nimelt on alates 1970ndatest Peipsi järves helofüütide osakaal suurenenud 23% ning amfiibsete taimede osakaal vähenenud 7,4%, kusjuures muutused liigilises koosseisus on järginud järve troofsuse tõusu.

Taimeliigi esinemissagedus kindlas taimekoosluses sõltub keskkonnatingimustest ja liikidevahelistest konkurentsist. Wetzel & van der Valk (1998) on võrrelnud päideroo (*Phalaris arundinaceae*), luhttarna (*Carex stricta*) ja laialehelise hundinuia (*T. latifolia*) omavahelist konkurentsi ning leidnud, et päideroog omab konkurentsieelist tänu oma kiirele vegetatiivsele kasvule isegi siis, kui toitained ja niiskus on piiravaks teguriks. Suur-Emajões on 2004. ja 2005. aastal uuritud makrofüütide koosluste uuringu põhjal 91% leitud kooslustest jõgi-kõõluslehe (*Sagittaria sagittifolia*) domineerimisega kooslused. (Paal & Trei 2006). Trei (2001) toob välja, et jõgede kaldaveetaimedest võivad dominantidena esineda veel jõgitakja perekonna liigid (*Sparganium spp*), konnaosi (*Equisetum fluviatile*), järvkaisel (*S. lacustris*), harilik pilliroog (*P. australis*), harilik luigelill (*Butomus umbellatus*) ja suur parthein (*Glyceria maxima*).

Jõgede kaldad on looduslikult kõrge häiringurežiimiga ning seetõttu võivad jõgede kaudu levida ja nende kaldaid asustada häiritud kooslusi eelistavad invasiivsed võõrliigid (Truscott *et al.* 2007, Holm 2010). Häiringud veekogude kallastel loovad soodsad olud suure koloniseerimisvõimega või seemnepangaga liikidele, mis suudavad kiiresti vaba kasvukoha hõivata (Truscott *et al.* 2008). Mööda jõgesid levivad ja kohalikku mitmekesisust ohustavad liigid on näiteks hiid-karuputk (*Heracleum mantegazzianum*) (Priede 2008, Holm 2010), vooljas pargitatar (*Reynoutria japonica*) ja sahhalini pargitatar (*R. sachalinensis*) (Juhkam 2014). Kultuurist metsistunud kollase pärdiklille (*Mimulus guttatus*) esinemine Eestis on dokumenteeritud Põhja-Eestis (Kukk *et al.* 2020). Šotimaal tehtud uurimuse kohaselt on aga just see ilutaim ohuks kohaliku kaldataimestiku liigrikkusele ning seda isegi juhul, kui taime katvus on tagasihoidlik (Truscott *et al.* 2008). Vereva lemmmaltsa (*Impatiens glandulifera*) probleemseks peetavad kasvukohad asuvad samuti veekogude kallastel (Ööpik *et al.* 2018). Tšehhis tehtud uurimuse kohaselt verev lemmmalts kaldataimestiku looduslikku liigirikkust negatiivselt ei mõjuta – katses tuli välja, et verev lemmmalts asendab eelkõige taimekoosluse kõrgekasvulisi dominante ning väiksemakasvuliste liikide esinemist ja mitte-esinemist võõrliik ei mõjuta (Hejda & Pyšek 2006). Võõrliikide esinemine ja levik vooluveekogude kallastel näitab, et kõrge häiringurežiim ei ole pikemas perspektiivis alati liigirikkust positiivselt mõjutav tegur.

2.3.4. Kliimamuutused ja inimmõju

Viimase 200 aasta jooksul on Põhja-Ameerikas ja Euroopas taimestikuga kaetud jõekoridoridest kadunud 80% (Naiman *et al.* 1993). Ostendrop (2004) juhib tähelepanu

sellele, et Kesk-Euroopa suured järved asuvad tihedalt asustatud aladel, mistõttu on järvekaldad majandus- ja looduskaitsehuvide ristumiskohaks. Vadeboncoeur *et al.* (2011) toovad välja, et kaldaäärsed alad on inimtegevuse tõttu rohkem kannatada saanud ja ka vähem uuritud kui avavee-osa veekogudest. Schiemer *et al.* (1995) on rõhutanud, et magevesi muutub 21. sajandil üheks kõige ohustatumaks ja väärtuslikumaks ressursiks, mistõttu peaks looduslike mageveekogude taastamine olema üks prioriteetsemaid tegevusi. Eestis on peamisteks veekogude seisundit halvendavateks teguriteks põllumajandusreostus ja veekogude füüsiline muutmine (Nõges *et al.* 2012). Näiteks Peipsi järves on inimmõjuline eutrofeerumine vähendanud nii liigirikkust kui ka muutnud taimestiku eluvormide koosseisu läbi helofüütide osakaalu tõusu (Mäemets *et al.* 2016, Palmik 2017). Puhkemajanduseks sobivate rannaalade rajamise käigus puhastatakse Peipsi järve kaldaid mitte ainult pilliroost, vaid ka väiksema konkurentsivõimega taimedest (Mäemets *et al.* 2008).

Mäemets *et al.* (2016) on välja toonud, et mõõdukas majandamine, näiteks hariliku pilliroo (*P. australis*) tihnikute niitmine võib anda võimaluse väiksema konkurentsivõimega taimeliikidele. Samad autorid lisavad, et suurim liigirikkus on just niidetud eulitoraalses tsoonis. Mäemets ja Freiberg (2004) juhivad tähelepanu asjaolule, et varasemalt piirasid kariloomad pilliroo levikut, kuid karjatamise vähenemine või täielik lõppemine on üks põhjustest pilliroo levimisedukuse taga, Baattrup-Pederseni *et al.* (2002) Taani jõgedes läbi viidud uuringu kohaselt on Shannoni liigirikkuse indeks kõrgem jõelõikudel, kus makrofüüte pole niidetud kallastelt ega ka jõekanalist vähemalt viimased 20 aastat võrreldes jõelõikudega, kus ⅔ jõekanalist puhastatakse taimestikust igal aastal. Uuring hõlmas nii maismaa-, poolveelisi kui ka veetaimi. Hoolimata sellest, et kaldanõlvu uuringus ei niidetud, oli poolveeliste ja ka maismaaliste liikide mitmekesisus kõrgem jõelõikudel, kus jõekanalist taimi ei niidetud. Autorid rõhutavad, et taimestiku niitmine jõekanalis vähendab jõgede üldist liigirikkust ning peaks olema viidud miinimumini (Baattrup-Pedersen *et al.* 2002). Seega, saab järeldada, et niitmine kallastel või veekogus mõjutab ökotoni taimestikku ning selle mõju liigirikkusele oleneb kohalikest oludest. Pikka aega domineerinud dominandi niitmine võib veekogudes imiteerida looduslikke häiringuid ning liigirikkust suurendada, kuid algseisus mitmekesise taimestikuga süsteemis rikub niitmine tekkinud tasakaalu. Lisaks on Juhkam (2014) on välja toonud, et valed majandamisviisid hõlbustavad võõrliikide levikut – näiteks pargitatra (*Reynoutria* spp.) kolooniate niitmine aitab taimefragmentidel edasi kanduda ja uusi kasvukohti asustada.

Richardson (2007) rõhutab, et invasiivsete liikide levikule jõgedes aitavad eelkõige kaasa inim-mõjulised otsesed ja kaudsed häiringud.

Siseveekogude hea seisnudi saavutamine on seatud riiklikuks eesmärgiks, kuid kuna kliimamuutustega seoses ennustatakse temperatuuri tõusu ja veekokku ladestunud toitainete järk-järgulist vabanemist, ei pruugi senised jõupingutused eesmärgi täitmiseks olla piisavad (Kliimamuutusetga… 2016). Kliimamuutused toovad Eestis kaasa sademete tõusu, iseäranis talveperioodil. Samas jääb kevadine suurvee maksimaalne veetase madalamaks seoses lumikatte ja lumesulevee vähenemisega (Nõges *et al.* 2012). Jansson *et al.* (2019) oletab, et poolveelise eluviisiga taimede nihkub piir kõrgemale, kuid näiteks kallastest kaugemal asuvad üleujutatavad lammialad jäävad kevadise suurvee vähenemise tõttu veevaesemaks ning sellest tulenevalt muutub seal ka liigiline koosseis. Artiklis rõhutatakse, et vooluhulga suurenemisega on oodata aastaringselt veetaseme tõusu vahetult jõgedega külgnevatel aladel, mis toob kaasa elupaiga hävingu paljudele kaldataimedele.

Lindholm *et al.* (2020) on Soome 27 järves läbi viidud uuringu tulemusete põhjal välja toonud, et perioodil 1940-2010 on uuritud aladel suurtaimekooslustes toimunud vaid tagasihoidlikud muudatused, mis pole mõjutanud beetamitmekesisust ega põhjustanud biootilist sarnastumist (*biotic homogenization*). Uurijad toovad välja, et põllumajandustegevus on piirkonnas vähenenud ja asendunud linnastumisega ning et maakasutuse muutustest olulisemad variatsiooni põhjustajad on järve paiknemine maastikus ja vee pH. Kliimamuutustest tulenevad muutused veekogu temperatuuris ja atmosfääri CO_2 sisalduses mõjutavad vähemal või väiksemal määral siiski kõiki veekogusid. Kliimamuutuste mõju järve suurtaimestikule on Soomes uurinud eksperimentaalselt Kankaala *et al.* (2000) ning leidnud, et konnaosi (*E. fluviatile*) alustas tänu 2-3°C temperatuuritõusule vegetatsiooniperioodi varem, kasvas kõrgemaks. ning suurenes ka taimede varre tihedus. Kolme aasta jooksul suurenes eksperimendiks rajatud kasvuhoones kasvanud taimede juurte biomassi 2,5-kordselt. võrreldes samal ajal tavatemperatuuril kasvanud taimedega. Muutused ilmnesid ka koosluse dominantides – esialgne *E. fluviatile* kooslus asendus hariliku konnarohu (*Alisma plantago-aquatica*) ja seejärel väikeseviljalise jõgitakja (*Sparganium erectum* subsp. *microcarpum*) kooslusega. Massiliselt hakkas kasvama ka Kanada vesikatk (*Elodea canadensis*) ja lõpuks ka niitjad rohevetikad. Uurijad rõhutavad, et kõrgemad temperatuurid võivad kaasa tuua ökosüsteemi tasemel muutusi, kuid kaldataimestiku roll muutuvas aineringes on veel ebaselge.

2.4. Kaldataimestiku mõju keskkonnale ja elustikule

2.4.1. Keskkonnamõju

Ökotonid on dünaamilised võtmestruktuurid maastikus (Farina 2007), mis on mõjutatud paljude eksogeensete ja biootiliste tegurite poolt. Samas suunavad kallaste taimekooslused nii veekogus kui ka maismaal toimuvaid protsesse ja tagavad sealsete ökosüsteemide normaalse toimimise (Fortin *et al.* 2000, Strayer & Findlay 2010). Nilsson ja Svedmark (2002: 473) on rõhutanud erinevate tasandite lõimumist kaldatsoonis: „mageveekogude kallaste unikaalsus seisneb selles, et dünaamilised hüdroloogilised protsessid põimivad omavahel vee-, maismaa- ja põhjaveega seotud ökosüsteeme“. Mõju, mida näiteks jõekalda taimestik saab jõekeskkonnale avaldada, sõltub siiski vooluveekogu suurusest, hüdroloogilisest režiimist ja geoloogiast (Naiman *et al.* 1993).

Üleminekutsoonides toodetakse suur hulk biomassi ning neil on keskne roll maastiku toiduvõrgustikus (Cronk & Fennessy 2001). Toitained, setted ja orgaaniline materjal liiguvad nii allavoolu, kui ka edasi-tagasi lateraalselt maismaa ja veekogu vahel (Gregory *et al.* 1991). Seejuures on just ökotonid paigaks, kus kontrollitakse mõlemas suunas liikuvaid vee ja toitainete vooge (Farina 2007). Vee ja maismaa vahelist üleminekuala iseloomustab ka mullatekkeprotsesside mitmekesisus – kõrgveeperioodidel toimub taimse varise aeglane lagunemine, mis vastavalt lainetuse olemasolule kuhjub vee ja maismaa piirile või ladestub kaldavette, madalveeperioodile on omased aga maismaalised protsessid, muuhulgas orgaanilise aine polümerisatsioon (Astover *et al.* 2012).

Kaldataimestiku üheks ökoloogiliseks teenuseks on ainevoogude kontroll ning selle omaduse tõttu kasutatakse veekogude kaldataimestikku puhvrina veekogu ja maismaa vahel vältimaks liigse lämmastiku, fosfori, setete ja pestitsiidide jõudmist veekokku (Stutter *et al.* 2012). Kuna Eestis on veekogude eutrofeerumise peamiseks põhjuseks valgaladel toimuv põllumajandustegevus (Nõges *et al.* 2012), siis on mageveekogude ökotonide terviklikkuse säilitamine üheks viisiks, kuidas vähendada põllumajanduse reostuskoormust veekogudele. Poolas läbi viidud kaldataimestikust loodud puhvri uuringutest selgus, et aasta pärast istutamist omastab fosforit kõige paremini järvkaisel (*S. lacustris*) ja suur parthein (*G. maxima*), pärast kolme aastat juurdumisaega ka harilik pilliroog (*P. australis*) (Frątczak *et al.* 2019). Horppila ja Nurminen (2005) on leidnud, et helofüüdid on võrreldes ujulehtede ja veesiseste taimedega efektiivsemad veekogu põhjasetetest fosfori eemaldajad.

Paal & Trei (2006) toovad välja, et kaldataimestik muudab veekogus hüdrodünaamikat maandades lainetust, mille tulemusena kuhjuvad setted. Seeläbi stabiliseerib suurtaimestik aeglase vooluga jõgedes põhjasetteid. Horppila ja Nurminen (2005) on testinud Lõuna-Soome madalas järves veesiseste, ujulehtedega ja veest väljaulatuvate taimede rolli vee turbiidsuse vähendamisel ning leidnud, et kuigi ujulehtedga veetaimed vähendasid setete resuspensiooni tervelt 87%, oli ka veest väljaulatuvate taimede tsoonis järve avavee osaga võrreldes 43% vähem turbiidsust. Kaldataimestik mõjutab ka veekogu kallaste geomorfoloogiat. Gregory *et al.* (1991) toob välja, et kallastel kasvavate taimede juurevõrgustikud suurendavad kallaste vastupanuvõimet erosiooniprotsessidele ja piiravad materjali hulka veetranspordis. Lisaks sellele, et veekogude kallastel on vee kinnihoidmisvõime, mis piirab üleujutuste ruumilist mõju, puhverdavad nad ka vee liikumisenergiat - tihti on just kallastel tekkinud tasakaal erosiooni ja sete akumulatsiooni vahel (Cronk & Fennessy 2001). Võõrliigid nagu verev lemmmalts (*I. glandulifera*) suurendavad aga kallaste erosiooniriski (Greenwood & Kuhn 2014). Šveitsis läbi viidud uurimuses tuuakse välja, et külmaõrnad vereva lemmmaltsa kolooniad kukuvad esimeste külmade tõttu kokku, jättes endast maha taimestikuta ala, mis muutub vegetatsiooniperioodi välisel, rohkete sademetega perioodil, erakordselt erosioonitundlikuks. Nende tulemused näitasid, et võrreldes loodusliku taimestikuga kaetud aladega, toimub vereva lemmmaltsaga kaetud aladel palju suurem mulla ärakanne. Kui verev lemmmalts on hea näide ökotoni funktsioneerimist vähendavast võõrliigist, siis võib leiduda ka näiteid, mille puhul võõrliikide kolonisatsiooni kaldal võib käsitleda kui ökotoni säilenõtkust. Richardson (2007) toob välja, et kui inimtegevus on loodusliku kaldataimestiku täielikult hävitanud, siis on häiritud ka ökotoni ökosüsteemi teenused, kuid invasiivsed võõrliigid võivad sellistel aladel looduslikku kooslust asendada ning ökotoni mõju ümbitsevale keskkonnale mingis ulatuses. taastub.

2.4.2. Mõju elustikule

Mageveekogud võtavad enda alla vähem kui 1% meie planeedist, kuid tervelt 10% kõikidest tuntud liikidest ja ⅓ selgroogsetest on mageveekogudega seotud (Strayer & Dudgeon 2010). Samuti on teada, et üle 90% järveelustikust elab madalates kaldaäärsetes alades (Vadeboncoeur *et al.* 2011). Veekogude kaldad pakuvad elupaika madala levimisvõimega liikidele, kes vajavad elupaigaks liigniisket mulda või pideva kõrge õhuniiskusega keskkonda ning ka kuivalembestele liikidele, kes vajavad päikesele avatud kuivi kaldanõlvu (Anderssoni *et al.* 2016). Cronk & Fennessy (2001) järgi on kaldaäärset

elurikkust toetavad faktorid: kallaste morfoloogiline heterogeensus, üleujutuste sagedus ja veekogude põhjasetete koostis ja liikuvus. Anderssoni *et al.* (2016: 19) rõhutab ka, et "eluks-toitumiseks sobivate säilinud bioloogiliste võtmeelementide tõttu võivad veekogude kaldad toimida ka mitmete selliste liikide levikukoridoride või pelgupaikadena, kelle eluks vajalikud tingimused ülejäänud maastikus on hävinud". Looduslike levikukoridoridena toimivad jõekaldad võimaldavad levida näiteks kaitsealusel mustlaik-apollol (*Parnassius mnemosyne*) (Meier *et al*. 2005). Piirialasid (sh ka maismaa ja vee piiri) võib seega pidada biosfääri stabiilsuse säilitajaks (Naiman & Décamps *et al*. 1988).

McCracken *et al.* (2012) on välja toonud, et looduslikud kaldataimestikuga puhvrid karjamaade või põllumaadega külgnevate veekogude vahel pakuksid elupaiku intensiivne majandamise tagajärjel halba seisu sattunud linnu- ja putukaliikidele. Uurimuses rõhutatakse, et puhvrid võiksid olla piisavalt laiad ja kasvuhooaja väliselt ka mõõdukalt karjatatud et suurendada elupaikade heterogeensust ning samas vältida erosiooni ja fosfori sissekannet veekogudesse. Pöysä *et al.* (2019) veelindude uuringust on selgunud, et järvedes, kus on eeldused kõrgema taimestiku kasvuks, on sobilikumad ka veelindudele. Seejuures on veelindudele kõige sobivamaks tihedad pilliroo (*P. australis*), konnaosja (*E. fluviatile*), laialehise hundinuia (*T. latifolia*), järvkaisla (*S. lacustris*) ja perekonna tarn (*Carex*) kooslustega veekogud, mis pakuvad lindudele toitumis-, pesitus- ja varjevõimalusi. Joly & Morand (1992) toovad välja, et mageveekogude ökotoni servaefektist tulenevasse omapärasesse liigirikkusesse panustavad ka kahepaiksed, kelle elutsükkel on maismaa ja vee piiril asuvate elupaikadega lahutamatult seotud. Täiskasvanud vesilikud, nende munad ja vastsed on ökotoniga seotud hooajaliselt, samas kui veekonnad on terve oma elutsükli jooksul ökotonist sõltuvad. Kallaste ökotonid on olulised toitumis- ja varjepaigad nii kullestele kui ka kalamaimudele (Joly & Morand, 1992, Paal & Trei 2006). Nicolle *et al.* (2010) tulemustest on teada, et zooplanktonit kaldavööndi taimed kalamaimude kiskluse eest ei kaitse, mis tähendab, et kalamaime on kaldataimestiku vahel palju. Näiteks Thames'i jões on kõige rohkem kalamaime leitud kõrkjate (*Scirpus* spp.), kaislate (*Schoenoplectus* spp.), hundinuiade (*Typha* spp.), jõgitakjate (*Sparganium* spp.) ja kollaste vesikuppude (*Nuphar lutea*) poolt tihedalt asustatud jõelõikudes (Duncan & Kubecka 1995). Kalasid seob üleminekualaga ka maismaalt pärinev toidubaas (Schiemer *et al*. 1995).

Kuna piirialadel elavad liigid võivad elada oma ökoloogilise tolerantsi piirides, on ökoton oma olemuselt tundlik ning muutused ökotonis võivad seega olla keskkonnamuutuste

indikaatoriks (Fortin *et al.* 2000). Kiililiste (*Odonata*) elupaigaeelistusi käsitlevad uurimused on leidnud, et ökotonides esineb omalaadne liikide kogum. Kuigi avavee kiilikooslused olid liigilise koosseisu poolest varieeruvamad, olid samad liigid esindatud ka ökotonides, mistõttu peavad uurijad märgalade ökotoni parimaks piirkonnaks, kus viia läbi kiililiste seiret (Michael *et al.* 2019). Kiililisi võib pidada oma "kahepaikse" elutsükli ja spetsiifiliste elupaiganõudluste osas maismaa ja vee ökosüsteemide (sh. taimekoosluste) funktsioneerimise indikaatoriks (Golfieri *et al.* 2016). Kiililiste seos ökotonide taimekooslustega seisneb ka selles, et kiililised valivad elupaiku taimekoosluste dominantide järgi. Näiteks on Saksamaal leitud seos lõuna-sinikiili (*Orthetrum coerulescens*) ja harulise jõgitakja (*Sparganium erectum*) vahel. Haruline jõgitakjas on nimelt ideaalse kõrguse ja paraja stabiilsusega, et pakkuda parimat puhke- ja soojenduspaika territoriaalsetele isastele, lisaks settib ja koguneb jõgitakja tihnikutes muda, mis on sobilik ka lõuna-sinikiili vastsetele (Buchwald 1992).

3. Eesti kaldataimestik

3.1. Metoodika

Eesti magevee-maismaa ökotoni liiginimekiri (Lisa 1.) koostati kirjandusallikate põhjal. Peamiseks allikaks oli Eesti eFloora (Nimis *et al.* 2011) interaktiivne määraja, milles leiduvate kasvukohade kirjelduste abil tuvastati veekogude kallastel kasvavad taimed. Järvede ja jõgede kallastel kasvavad rohttaimeliigid sisestati tabelisse. Juhul kui kasvukohaks olid üldistavalt määratud nt. niisked ja vesised kohad, kasutati Rootsi loodusmuuseumi (*Naturhistoriska riksmuseet*) virtuaalset taimeliikide andmebaasi *Den virtuella floran* (Anderberg 2017) ning parasvöötme kaldataimestikku käsitlevaid kirjandusallikaid, et tuvastada potentsiaalselt mageveekogude kallastel kasvavad taimeliigid. Liiginimekirja täiendamiseks kasutati ka Eesti vooluvete kooslusetüüpides sagedamini esinevate liikide tabeleid (Paal & Trei 2006), Võrtsjärve makrofüüdiliikide tabelit (Feldmann & Mäemets 2004), Peipsi järve enamlevinud liikide ülevaadet (Palmik 2017) ja Eesti mageveekogude ja rannikujärvede suurtaimede nimestikku (Prost & Mäemets 1998). Lisainfo liikide kohta koondati eElurikkuse andmebaasi, kaitsealuste liikide nimekirju ja Eesti taimestiku (Kukk 1999b) koondtabelit kasutades. Kuigi Kull (2019) andmetel on uus punase nimestiku hindamine tehtud aastatel 2017-2019, ei olnud võimalik töö koostamise ajal (aprill 2020) andmeid ühestki uuritud andmebaasist leida (EELIS, keskkonnaregister, eElurikkus). Seetõttu kasutati 2008. aasta nimestikku kui viimast kättesaadavat.

3.2. Eesti magevee-maismaa ökotoni liikide kirjeldus

Maismaa-magevee ökotonis tuleneb liigirikkus mõlemast ökosüsteemist pärit liikide koosesinemisest, erinevate niiskusolude ja häiringurežiimide gradiendist ning vesilevi võimalustest (Senft 2009). Liiginimekirja koostamise aluseks olev kirjanduse alusel ei olnud võimalik otsustada, kas tegemist on ainult ökotonile omase liigiga. See-eest annab nimekiri ülevaate liikidest, mis erinevaid kasvutingimusi pakkuvas magevee-maismaa ökotonis esineda võivad.

Trei (2001) on Eesti jõgede suurtaimestikku hõlmavatest analüüsidest leitud 12 kaldaveetaime ja 79 soo-, niiskete niitude ja kaldataimede hulka kuuluvat taimeliiki – kokku 91 ökotoni kuuluvat liiki. Võrtsjärve taimestikust on 71 liiki veest väljaulatuvad või

kaldal kasvavad (Feldmann & Mäemets 2004). Bakalaureusetöö raames leiti 190 jõgede ja järvede kallastel kasvavat taimeliiki (Lisa 1.). Leidub nii madalas kaldavees (suur tulikas *Ranunculus lingua*, vesitarn *Carex aquatilis*, harilik luigelill *Butomus umbellatus*) kui ka kõrgematel kaldanõlvadel (võsa-raudrohi *Achillea ptarmica*, hanijalg *Potentilla anserina*) kasvavaid taimeliike. Mitmeid ökotonis esinevaid taimi võib pidada ruderaaltaimedeks: näiteks hapu oblikas (*Rumex acetosa*), villtakjas (*Arctium tomentosum*), harilik maajalg (*Glechoma hederacea*), harilik kirburohi (*Polygonum persicaria*) jt. Chytrý et al. (2017) on välja toonud, et ökotonides või kõige häiringutasemega toitaineterikastes märgades kasvukohtades esineb tihe taimestik, mis oma kompositsiooni poolest sarnaneb antropogeensete ruderaalpaikade floorale. Suurte järvede ja jõgede kaldad võivad olla kasvukohaks mererannal kasvavatele taimedele nagu näiteks merioblikas (*Rumex maritimus*) ja villane katkujuur (*Petasites spurius*). Ka väike alss (*Eleocharis parvula*) ja odalehine tihashein (*Scutellaria hastifolia*) on näited liikidest, mis esinevad peamiselt mererannas, kuid võivad kasvada ka siseveekogude ääres. Väga suur osa (vähemalt 60 liiki) ökotoni taimedest võib kasvada ka madal- või siirdesoodes ja soistel niitudel – sellised liigid on näiteks laialehine hundinui (*Typha latifolia*), lodukannike (*Viola uliginosa*), lääne-mõõkrohi (*Cladium mariscus*) ja ussitatar (*Polygonum bistorta*).

Ökotoni liiginimekirja moodustavad taimeliigid 45 sugukonnast. Levinumad sugukonnad ökotoni taimeliikide seas on lõikheinalised (*Cyperaceae*, n=22), korvõilised (*Asteraceae*, n=21), kõrrelised (*Poaceae*, n=19) ja kirburohulised (*Polygonaceae*, n=17). Kõrreliselaadsete seltsi (*Poales*) kuulus 28,9% maismaa ja vee ökotoni liikidest. Levinumad perekonnad on luga (*Juncus* spp.), jõgitakjas (*Sparganium* spp.), tarn (*Carex* spp.) ja alss (*Eleocharis* spp.). Kõrreliselaadsete seltsi liigid on üldiselt kõige levinumad mageveekogude kallastel ning neid võib nimetada veelisteks graminoidideks (Crawford 2008).

Üle kahe kolmandiku (78,3%) kaldataimedest on mitmeaastased (n=148). Üheaastaste taimede osakaal märgalade taimestikus on üldiselt madal, kuna enamus amfiibsetel taimedel on uuenemispungad (risoomid või mugulad) maa all ning nad paljunevad peamiselt vegetatiivselt, tootes seemneid vaid pikkadel põuastel perioodidel, kui veetase on seemnete idanemiseks piisavalt madal (Crawford 2008). Maismaataimede seas leidub võrdselt nii ühe- kui ka mitmeaastaseid taimi, kuid veetaimedest on enamus mitmeaastased (Philbrick & Les 1996).

Tervelt 69,3% ökotoni liikidest on punase nimestiku (2008) järgi soodsas seisundis ning 7,9% liikidest pole nimestikus käsitlemist leidnud. Ohustatud kategooriatesse (NT, VU, EN) kuulub kokku 15,9% (n=30) ökotoni liikidest, 8,2% (n=14) liikidest on kaitse all (II või III kategooria). Kera-jõgitakjas (*Sparganium glomeratum*) on lisatud ohustatud (EN) kategooriasse, kuid pole kaitse all ning III kaitsekategooriasse kuuluv balti sõrmkäpp (*Dactylorhiza baltica*) on punase nimestiku järgi soodsas seisundis (LC). Eestis on kaitse all 213 soontaimeliiki (I ja II kaitse... 2014, III kaitse... 2014) ökotoni kuulub neist 6,5%. Eesti punases nimestikus (2008) on ohustatud kategooriates (NT, VU, EN, CR) kokku 365 taimeliiki (Eesti Punane Raamat 2008), ökotoni punase nimestiku ohustatud taimeliigid moodustavad nendest 8,2 %. Võrdluseks: Rootsis on mageveekallastega (k.a väikeste ojakallastega) seotud 39 punases nimistus ohustatud kategooriatesse (NT, VU, EN, CR) määratud taimeliiki, mis moodustavad 9,7% kõigist punasesse nimistusse kuuluvatest soontaimeliikidest. (Gärdenfors 2010, Bjelke & Sundberg 2014). Ökotoni kuulub (kuulus) ka vähemalt kaks taimeliiki, mis praeguseks on hävinud: munajas alss (*Eleocharis ovata*) ja süstlehine konnarohi (*Alisma lanceolatum*). Võib järeldada, et mageveekogude kallastel kasvavad taimed ei ole siiamaani olnud looduskaitse fookuses ning et ökotoni liigirikkus ei tulene mitte kaldatsoonis kasvavatest haruldustest, vaid loodusliku häiringurežiimi poolt loodud ajas ja ruumis varieeruvate taimekoosluste esinemisest. Paljud ökotoni liikidest on Eestis laialt levinud või isegi suureneva arvukusega. Veekogude kaldad vajavad siiski looduskaitselist tähelepanu, kuna troofsustaseme tõusu ja invasiivsete taimeliikide leviku tõttu võib mageveekogude kallaste ökotoni taimestik homogeniseeruda.

92,1% ökotoni liikidest on pärismaised, kuid see võib tuleneda allikmaterjali (Nimis et al. 2011) kallutatusest pärismaisete liikide poole. Eesti taimede nimistust moodustavad pärismaised taimed vaid 65% (Kukk 1999b). Hoolimata pärismaisete liikide suurest osakaalust, ohustavad mageveekogude (eriti jõgede) kaldaid mitmed invasiivsed võõrliigid. Looduslikku tasakaalu ohustavate võõrliikide nimekirjas olevast 11st taimeliigist on tervelt 6 liiki vooluveekogude kaudu levivad ja mageveekogude ökotoni liigilist mitmekesisust ohustavad liigid. Sellisteks liikideks on: pargitatrad (*Reynoutria* spp.), hiid-karuputk (*Heracleum mantegazzianum*), sügis-kuldvits (*Solidago gigantea*), verev lemmmalts (*Impatiens glandulifera*) ja seni veel Eestis leidmata ameerika ruse (*Bidens frondosa*) (Šumberová *et al.* 2004, Looduslikku tasakaalu… 2007, Priede 2008, Juhkam 2014, Sołtys-Lelek *et al.* 2016). Lätis läbi viidud invasiivsete võõrliikide uuringu tulemusena leiti Sosnowski karuputke (*Heracleum sosnowskyi*) jõekallastel vähestes kohtades, kuid Priede

(2008) nendib, et taim on võimeline levima mööda jõekoridore ja tõrjuma kallastelt välja lämmastikulembesed kohalikud taimeliigid. Daehler (1998) toob välja, et inimmõju on ka looduslikud mageveekogud muutnud invasiivide suhtes haavatavamaks, mistõttu on veelise ja ka poolveelise eluviisiga taksonid ühed kõige invasiivsematest maailmas.

Kultuurisuhte põhjal esineb kõige rohkem hemeradiafoore (45,8%, n=87) ja apofüüte (41,6%, n=79). Ilmselt tuleneb ökotoni liikide vähese kuni mõõduka inimtegevuse taluvus asjaolust, et kaldavöönd on looduslikult kõrge häiringutasemega kasvukoht (Gregory *et al.* 1991, Baattrup-Pedersen *et al.* 2002) ning seal kasvavad liigid on häiringutega kohanenud (Philbrick & Les 1996). Palmik (2017) on leidnud, et Peipsi järves on eutrofeerumise tõttu apofüüdid levinud pigem looduslikel aladel viljakal mullal pilliroo vahel ning hemeradiafoorid tugevama inimmõjuga aladel, kus pilliroogu on niidetud ja kallast muudetud. Inimtegevuse sekundaarne mõju (eutrofeerumine) võib taime kasvukohta mõjutada seega rohkem kui otsene inimtegevus (Palmik 2017) ning eutrofeerumise tõttu domineerivad liigid võivad kõrvale tõrjuda ka looduslike häiringutega kohastunud liigid, mis praegusel hetkel saavad kasvada vaid aladel, kus dominatsem taimestik on inimese poolt kontrolli all hoitud.

Kokkuvõte

Õkoton on üleminekuala kahe ökosüsteemi vahel või traditsioonilisemalt taimekoosluste vaheline siirdeala. Bakalaureusetöös vaadeldi kaldataimestikku kui maismaa ja mageveekogu vahelist ökotoni. Eesti maastikus on see olulise ökoloogilise rolliga siirdeala väga levinud. Õkotoni piirid ja ruumiline ulatus ei ole looduses üheselt määratavad. Üldiselt ollakse üksmeelsed, et ökotonid on kõrge bioloogilise aktiivsusega mitmekesisuse tulipunktid. Kaldataimestik on üldiselt leidnud vähe käsitlemist – kahe ökosüsteemi ebamäärase piirialana jäetakse ta käsitlustest tihti välja. Bakalaureuse töö eesmärgiks oli kirjeldada ökotoni tähtsust ning koostada ülevaade Eestis maismaa-magevee ökotoni kuuluvatest taimeliikidest.

Mageveekogude kallastel loob mitmekesisust eelkõige mikroelupaikade rohkus, mis tuleneb vee liikumisest ja sellega kaasnevatest nõlvaprotsessidest. Kaldataimestiku tsonaalsus kujuneb vastavalt taimeliikide tolerantsile liigse vee mõju suhtes, mis sisuliselt tähendab, et taimeliikidel on erinev võimekus tulla toime liigsest veest põhjustatud hapnikupuudusega. Kaldaalasid asustavate taimi käsitlevad mõned uurijad kui taimemaailma ekvivalente kahepaiksetele loomadele, kuna neil leidub terve rida kohastumisi, mis aitavad neil vee poolt seatud piirangutega toime tulla. Kaldataimede levikut mõjutavad tegurid on seotud ka veekogu morfomeetriliste ja hüdroloogiliste omadustega, millest tulenevad nii veetaseme liikumise ja lainetusega seotud häiringud kui ka sobilikkus kaldataimede arvukust mõjutavatele herbivooridele. Samad tegurid mõjutavad ka liigirikkust, mis on suurim mõõduka häiringutasemega kallastel. Kõikuv veetase toetab liigirikkust eelkõige läbi selle, et muudab olemasolevas kaldataimestikus tekkinud tasakaalu ning häiringu järgselt saavad võimaluse näiteks seemnepangas ootel olevad liigid või uued koloniseerijad.

Töös käsitleti ka kaldataimestiku mõju ümbritsevale keskkonnale ja elustikule. Kallastel kasvavad taimed muudavad veekogude kaldaid füüsikaliselt ja keemiliselt: kaldataimestik mõjutab settimis- ja erosiooniprotsesse ning kontrollib ökotoni läbivaid toitainevooge. Kaldataimestiku abil saab luua ka veekogude kaitseks puhvreid, näiteks vältimaks põllumajandusreostuse jõudmist veekogudesse. Kaldataimestik toetab läbi toitumisvõimaluste, pelgu- ja elupaikade loomise väga paljusid erinevaid loomarühmi, panustades olulisel määral maastiku elurikkusesse.

21.sajandil on mageveekkogud ja nende elustik muutunud eriliselt haavatavaks, iseäranis on just mageveekogude kaldad huvide ristumiskohaks. Inim-mõjuline eutrofeerumine on Eestis kestnud juba eelmise sajandi teisest poolest ning veekogude setetsse akumuleerunud toitainete jätkuv vabanemine muudab veekogude kaitse-eesmärkide saavutamise keerukaks. Kaasa ei aita ka kliimamuutused, mis mõjutavad kaldataimestikku läbi veekogu hüdroloogia, aga ka kasvutingimuste ja liigilise koosseisu muutuste. Niitmine rikutud tasakaaluga kaldaaladel võib anda võimaluse dominantide poolt alla surutud taimeliikidele, kuid looduslike kaldakoosluste niitmine mõjub liigirikkusele negatiivselt ning võib aidata kaasa võõrliikide levikule.

Eesti kaldataimestiku liiginimekija koondati 190 jõgede ja järvede erinevates kaldavööndites kasvavat taimeliiki, kokku 45 sugukonnast. Nende hulgas on ka suur hulk hügrofüüte, merekallastel kasvavaid liike ja ruderaaltimi. Ootuspäraselt esines liiginimekirjas palju kõrreliselaadsete seltsi (*Poales*) esindajaid ning mitmeaastaseid taimi, mis on omane veekogude ja märgalade taimestikule. Mageveekogude looduslik häiringurežiim peegeldub ka kaldataimede kultuurisuhetes – kõige rohkem on kaldataimede seas hemeradiafoore ja apofüüte, Kuigi pärismaisete liikide osakaal nimekirjas oli suur (>90%), on murettekitavasks asjaolu, et vooluveekogusid kasutavad levikukoridoridena mitmed invasiivsed taimeliigid, mis ohustavad Eesti floora mitmekesisust. Kaitsealuseid ja punase nimestiku ohustatud kategooriate taimi esineb nimestikus pigem tagasihoidlikult, mis viib järelduseni, et ökotoni liigirikkus ei tulene mitte omalaadsetest haruldustest vaid ajas ja ruumis heterogeensest taimestkust, millesse panustavad nii pool-veelised kui ka valgalalt pärinevad maismaalised liigid.

Summary

Plants at the border of land and freshwater as a dynamic ecotone: importance and overview of the Estonian flora

Ecotone is a transitional area between two ecosystems or traditionally: between different vegetational patches. In this thesis vegetation of freshwater shores was representing an aquatic-terrestrial ecotone. Since Estonia is rich in lakes in rivers, this kind of transitional area should also be abundant. Detecting ecotones in nature can be challenging and there is no common sense among researchers, where to draw the line. However, the fact that ecotones are hotspots for biological diversity and activity, is widely accepted. Ecotones are often ignored since borders of vegetational gradients are difficult to define and they are found between two well-studied ecosystems. The main objective of this thesis was to describe the importance of aquatic-terrestrial ecotone and to give an overview of ecotonal plant species that inhabit the shores of Estonian lakes and rivers.

Diversity on freshwater shores is maintained by water movement and erosional processes, which lead to microhabitat abundancy, Different plant species differ in their ability to handle oxygen deprivation caused by excess water, which leads to a vegetational gradient along freshwater shores. Plants that inhabit the eulittoral zone can be viewed as amphibians of the plant world because of their adaptations to cope with flooding stress. Morphometry and hydrology of a specific waterbody influences the distribution of ecotone vegetation as well. Disturbances created by water-table fluctuations and wave-action can influence vegetation as well as the occurrence of herbivores. Species diversity is also highest on moderately disturbed shores. Fluctuating water levels support diversity by changing the existing balance among plant communities, subsequently providing a chance for seed-bank species and new colonizers.

The influence of ecotone vegetation on the surrounding environment and biota was also discussed. Ecotone vegetation alters riversides and lake banks physically and chemically by trapping sediments, preventing erosion and controlling fluxes of nutrients. Helophyte communities can be used to create buffer strips along the agricultural landscape to protect watercourses from pollution. Also, a large number of animal species is supported by creating habitats, feeding and hiding sites, which means that ecotone contributes greatly to landscape biodiversity.

Freshwater habitats have become especially vulnerable in the 21st century, mainly because economic and environmental interests collide on freshwater shores. Human-mediated eutrophication in Estonia is a problem with a long history and nutrient-loaded sediments will make it difficult to achieve environmental goals in freshwater bodies. Furthermore it is known that climate change induced changes in hydrology will influence shoreline vegetation by altering their growing conditions and community structure. Grass-cutting on shores, where a natural balance has been altered, might give a chance to less-competitive plant species but in natural communities additional human disturbance influences species diversity negatively and increases the risk of invasions by alien species.

In total 190 plant species from 45 families inhabit Estonian riversides and lakeshores. This species list includes many hygrophytes, ruderal plants and species that are found in coastal areas. Expectedly there were many species from order *Poales* and the majority of the plants in ecotone were perennial, which is characteristic for wetland plants. Natural disturbance regime of freshwater shores is probably the reason why most of the plants in the species list were either hemeradiaphores or apophytes. Although most of the plants in the list were of local origin, the concerning fact that many invasive alien species (that are already present) use riparian corridors for dispersal, should not be forgotten. Protected and red-listed species are not very abundant in the ecotone flora which leads to the conclusion that the main reason for species richness in freshwater ecotone not caused by rare ecotone-specialists but rather by temporal and spatial heterogeneity which combines semi-aquatic and terrestrial vegetation.

Kasutatud kirjandus

I ja II kaitsekategooriana kaitse alla võetavate liikide loetelu (2014) Vabariigi Valitsuse 20.05.2004.a määrus nr 195. Avaldamismärge: RT I, 18.06.2014, 20 https://www.riigiteataja.ee/akt/13360504?leiaKehtiv (vaadatud 21.05.20)

III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmine (2014) Vabariigi Valitsuse 19.05.2004.a määrus nr 51. Avaldamismärge: RT I, 04.07.2014, 22 https://www.riigiteataja.ee/akt/760308?leiaKehtiv (vaadatud 21.05.20)

Abernethy, V. J. & Willby, N. J. (1999) Changes along a disturbance gradient in the density and composition of propagule banks in floodplain aquatic habitats. Plant Ecology 140, 177-190

Anderberg, A. (2017) Den virtuella floran. Naturhistoriska riksmuseet. http://linnaeus.nrm.se/flora/ (vaadatud 18.05.20)

Anderssoni, L., Eki, T., Külviku, M. (2016) Metsa vääriselupaikade inveteerimise metoodika. Keskkonnaministeeriumi Metsaosakond, Eesti Östra Gõtalandi Lääni Metsaamet, Rootsi. Tallinn https://www.envir.ee/sites/default/files/metsa_vaariselupaikade_inventeerimise_metoodika_21092017.pdf (vaadatud 10.04.20)

Astover, A., Kõlli, R., Roostalu, H., Reintam, E., Leedu, E. (2012) Mullateadus. Õpik kõrgkoolidele.Lammimullad;Veealused mullad. Eesti Maaülikool, põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tartu, 388-391, 393-394

Baattrup-Pedersen, A., Larsen, S. E., Riis, T. (2002) Long-term effects of stream management on plant communities in two Danish lowland streams. Hydrobiologia 481, 33-45

Baattrup-Pedersen, A. & Riis, T. (1999) Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. Freshwater Biol 42, 375-385

Bjelke, U. & Sundberg, S. (red.) (2014) Sötvattensstränder som livsmiljö – rödlistade arter, biologisk mångfald och naturvård. ArtDatabanken Rapporterar 15. ArtDatabanken SLU, Uppsala https://viss.lansstyrelsen.se/ReferenceLibrary/53097/Sotvattensstrander%20som%20livsmiljoerWeb.pdf (vaadatud 21.05.20)

Braendle, R. & Crawford, R. M. M. (1999) Plants as amphibians. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 2, 56-78

Bryce, R., van der Wal, R., Mitchell, R., Lambin, X. (2013) Metapopulation Dynamics of a Burrowing Herbivore Drive Spatio-temporal Dynamics of Riparian Plant Communities. Ecosystems 16, 1165-1177

Buchwald, R. (1992) Vegetation and Dragonfly Fauna: Characteristics and Examples of Biocenological Field Studies. Vegetatio 101. Kluwer Academic Publishers, Belgium, 99-107

Chytrý, M, Danihelka, J., Kaplan, Z., Pyšek, P (2017) Flora and Vegetation of the Czech Republic. Volume 14 of Plant and Vegetation, Springer

Coops, H., Boeters, R. & Smit, H. (1991) Direct and indirect effects of wave attack on helophytes. Aquatic Botany 41, 333-352

Cowardin, L. M., Carter, V., Golet, F. C. & Laroe, E. T. (1979) Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States. in Water Encyclopedia (eds. Lehr, J. H. & Keeley, J.) sw2162 (John Wiley & Sons, Inc., 2005). doi:10.1002/047147844X.sw2162

Crawford, R., M, M., (2008) Survival at the water's edge. Plants at the Margin. Ecological limits and Climate Change. Cambridge University Press. New York, 273-305

Cronk, J., K. & Fennessy, M., S. (2001) Wetland plants: biology and ecology. CRC Press LLC, Florida

Daehler, C. C. (1998) The taxonomic distribution of invasive angiosperm plants: Ecological insights and comparison to agricultural weeds. Biological Conservation 84, 167-180

Demars, B. O. L. & Harper, D. M. (2005) Distribution of aquatic vascular plants in lowland rivers: separating the effects of local environmental conditions, longitudinal connectivity and river basin isolation. Freshwater Biol 50, 418-437

Duncan, A. & Kubecka, J. (1995) Land/water ecotone effects in reservoirs on the fish fauna. Hydrobiologia 303, 11-30

Dybkjaer, J. B., Baattrup-Pedersen, A., Kronvang, B. & Thodsen, H. (2012) Diversity and Distribution of Riparian Plant Communities in Relation to Stream Size and Eutrophication. J. Environ. Qual. 41, 348-354

eElurikkuse portaal https://elurikkus.ee/ (vaadatud 20.05.20)

Eesti Punane nimestik (2008) eElurikkuse andmebaasis. https://elurikkus.ee/lists/speciesListItem/list/drt101459479 (vaadatud 20.05.20)

Eesti Punane Raamat 2008 (2008) Kokkuvõte. Soontaimed https://www.envir.ee/sites/default/files/elfinder/article_files/eesti_punane_raamat_2008.pdf (vaadatud 20.05.20)

Farina, A. (2007) Ecotones. Principles and Methods in Landscape Ecology. Dordrecht: Springer. 195-221

Feldmann, T. (2012) The structuring role of lake conditions for aquatic macrpphytes. Järvedes valitsevad tingimused veetaimestiku kujundajatena. A Thesis for applying for the degree of Doctor of Philosophy in Hydrobiology. Eesti Maaülikool, Tartu

Feldmann, T. & Mäemets, H. (2004) Macrophytes. Lake Võrtsjärv. Estonian Enyclopaedia Publishers. Tallinn, 185-205

Frątczak, W., Michalska-Hejduk, D., Zalewski, M., Izydorczyk, K. (2019) Effective phosphorous reduction by a riparian plant buffer zone enhanced with a limestone-based barrier. Ecological Engineering 130, 94-100

Fortin, M.-J, Olson, R.J., Ferson, S., Iverson, L., Hunsaker, C., Edwards, G., Levine, D., Butera, K., Klemas, V. (2000) Issues related to the detection of boundaries. Landscape Ecology. 15, 453-466

Golfieri, B., Hardersen, S., Maiolini, B. & Surian, N. (2016) Odonates as indicators of the ecological integrity of the river corridor: Development and application of the Odonate River Index (ORI) in northern Italy. Ecological Indicators 61, 234-247

Greenhalgh, M., Ovenden, D. (2008) Euroopa magevee-elustik. (tõlk. Mäemets, H, Ott, I., Timm, H.) Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, 50-85

Greenwood, P. & Kuhn, N. J. (2014) Does the invasive plant, *Impatiens glandulifera*, promote soil erosion along the riparian zone? An investigation on a small watercourse in northwest Switzerland. J Soils Sediments 14, 637-650.

Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A. & Cummins, K. W. (1991) An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. BioScience 41, 540-551

Gärdenfors, U. (ed.) 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010 – The 2010 Red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU, Uppsala

Hejda, M. & Pyšek, P. (2006) What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? Biological Conservation 132, 143-152

Hendrickson, C., Bell, T., Butler, K., Hermanutz, L. (2005) Disturbance-enabled invasion of *Tussilago farfara* (L) in Gros Morne National Park, Newfoundland: Management implications. Natural Areas Journal. 25, 263-274

Holland, M. M. (1988) A new look at ecotones: merging international projects on landscape boundaries. Biology International Special Issue 17. SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries. F. di Castri *et al*. (ed.), 47-104

Holm, B. (2010) Karuputke (Heracleum) võõrliikide ohjamiskava perioodiks 2011-2015. MTÜ Pärandkoosluste kaitse ühing. Tartu
https://www.envir.ee/sites/default/files/karuputk173.pdf (vaadatud 20.05.20)

Horppila, J. & Nurminen, L. (2005) Effects of different macrophyte growth forms on sediment and P resuspension in a shallow lake. Hydrobiologia 545, 167-175

Hillebrand H., *et al.* (2007) Consumer versus resource control of producer diversity depends on ecosystem type and producer community structure. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 104, 10904-10909

Janauer, G. A. (2001) Is what has been measured of any direct relevance to the success of the macrophyte in its particular environment? J Limnol 60, 33-38

Jansson, R., Laudon, H., Johansson, E. & Augspurger, C. (2007) The importance of groundwater discharge for plant species number in riparian zones. Ecology 88, 131-139

Jansson, R., Ström, L. & Nilsson, C. (2019) Smaller future floods imply less habitat for riparian plants along a boreal river. Ecol Appl 29

Joly, P., Morand, A. (1992) Biodiversity in land-inland water ecotones: Chapter 7. Amphibian diversity and land-water ecotones, (ed: J.B. Lachavanne & R. Juge) UNESCO and Parthenon Publishing Group, 161-182

Juhkam, M (2014) Invasiivsed konnatatrad (*Fallopia* sp. Adans.): situatsioon Eestis ja võimalused ohjamiseks. Eesti Maaülikool. Põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tartu

Kankaala, P., Ojala, A., Tulonen, T., Haapamäki, J., Arvola, L. (2000) Response of littoral vegetation on climate warming in the boreal zone; an experimental simulation. Department of Ecological and Environmental Sciences, University of Helsinki. Aquatic Ecology 34, 433-444

Keddy, P. A. (1983) Shoreline Vegetation in Axe Lake, Ontario: Effects of Exposure on Zonation Patterns. Ecology 64, 331–344

Kliimamuutustega kohanemise arengukava aastani 2030. (2016). Keskkonnaministeerium. https://www.envir.ee/sites/default/files/kliimamuutustega_kohanemise_arengukava_aastani_2030_1.pdf (vaadatud 06.04.2020)

Kukk, T. (1999a) Sissejuhatus taimeanatoomiasse. http://www.zbi.ee/~tomkukk/anatoom/ (vaadatud 20.05.20)

Kukk, T. (1999b) Eesti taimestik.(Vascular plant flora of Estonia). Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tartu-Tallinn

Kukk, T. (2018) Eesti taimede kukeaabits. Varrak, Tallinn

Kukk, T., Kull, T, Luuk, O., Mesipuu, M., Saar, P. (2020) Eesti taimede uue levikuatlase tööversioon https://ottluuk.github.io/atlas/ (vaadatud 20.05.20)

Kull, T. (2019) Liigikaitse Eesti ajateljel, Eesti Loodusfoto, Tartu https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/liigikaitse/liigikaitse_eesti_ajateljel_veeb.pdf (vaadatud 20.05.20)

Laarmaa, R., Ott, I., Timm, H., *et al.* (2019) Eesti järved. Varrak, Tallinn

Sołtys-Lelek, A., Barabasz-Krasny, B., Możdżeń, K. (2016) Synanthropization of riparian plant communities in the Ojców National Park (Southern Poland). Biodiversity Research and Conservation 44, 35–53

Lindholm, M., Alahuhta, J., Heino, J., Toivonen, H. (2020) No biotic homogenisation across decades but consistent effects of landscape position and pH on macrophyte communities in boreal lakes. Ecography 43, 294–305

Lode, E. (2012) Märgalade seisundi hindamine ja keskkonnaeesmärkide määramine. Lõpparuanne. Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituut

Looduslikku tasakaalu ohustavate võõrliikide nimekiri (2007) Vabariigi Valitsuse 07.10.2004.a määrus nr. 126. Avaldamismärge: RTL 2007, 40, 686 https://www.riigiteataja.ee/akt/807276?leiaKehtiv (vaadatud 21.05.20)

Lynn, D. E., Waldren, S. (2003) Survival of *Ranunculus repens* L. (Creeping Buttercup) in an Amphibious Habitat. Annals of Botany 91, 75-84

Masing, V. (1992) Ökoloogialeksikon: loodusteaduslik oskussõnastik. Eesti Entsüklopeediakirjastus. Tallinn

McCracken, D. I., Cole, L. J., Harrison, W., Robertson, D. (2012) Improving the Farmland Biodiversity Value of Riparian Buffer Strips: Conflicts and Compromises. J. Environ. Qual. 41, 355-363

Michael J. Cunningham-Minnick, Troy B. Meyer, Thomas O. Crist (2019) Shifts in dragonfly community structure across aquatic ecotones, International Journal of Odonatology, 22:2, 121-133, DOI: 10.1080/13887890.2019.1615006

Malleus, M. (2015) Hariliku ja väikese konnarohu leviku erinevuste põhjustest. Magistritöö. Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut. Tartu

Meier, K., Kuusemets, V., Luig, J., Mander, Ü. (2005) Riparian buffer zones as elements of ecological networks: Case study on Parnassius mnemosyne distribution in Estonia. Ecological Engineering 24, 531-537

Mäemets, A. (1968) Eesti järved. Valgus, Tallinn

Mäemets, H. (2005) Relationships of the macrophyte vegetation of Estonian lakes with environmental conditions and changes in the course of anthropogenic eutrophication: a thesis for applying for the degree of Doctor of Philosophy in Hydrobiology. Estonian Agricultural University. Tartu

Mäemets, H. & Freiberg, L. (2004) Characteristics of reeds on Lake Peipsi and the floristic consequences of their expansion. Limnologica 34, 83-89

Mäemets, H., Freiberg, L., Palmik, K., Sudnitsõna, D, Kozõreva., K. (2008). Suurtaimestik 45 ,Rmt: Hein, K (toim),Peipsi, Tartu, Eesti Loodusfoto: 227-240.

Mäemets, H., Palmik, K., Haldna, M. (2016) Eutrophication-driven spatial and temporal changes in macrophyte diversity in Lake Peipsi. Proc. Estonian Acad. Sci. 65, 394

Mäemets, H., Palmik, K., Haldna, M., Sudnitsyna, D., Melnik, M. (2010) Eutrophication and macrophyte species richness in the large shallow North-European Lake Peipsi. Aquatic Botany,Vol. 92, Issue 4: 273-280.

Mäemets, H., Trei, T. (1998) Sisevete taimestik. Keskkonnaagentuur. https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/e-teenused/eesti-riikliku-bioloogilise-mitmekesisuse-teabevorgustiku-koduleht/bioloogiline-4 (vaadatud 03.12.19)

Naiman, R. J., Décamps, H., Pastor, J. & Johnston, C. A. (1988) The Potential Importance of Boundaries of Fluvial Ecosystems. Journal of the North American Benthological Society 7, 289-306

Naiman, R. J., Decamps, H. & Pollock, M. (1993) The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. Ecological Applications 3, 209–212

Naiman, R. J. & Décamps, H. (1997) The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. Annu. Rev. Ecol. Syst. 28, 621-658

Nel, J. L. et al. (2009) Progress and challenges in freshwater conservation planning. Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 19, 474-485

Nicolle, A., Hansson, L.-A. & Brönmark, C. (2010) Habitat structure and juvenile fish ontogeny shape zooplankton spring dynamics. Hydrobiologia 652, 119-125

Nilsson C, Svedmark M (2002) Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. Environ Manage 30, 468-480

Nimis, P., L., Leht, M., Martellos, S., Randlane, T. Eesti eFlooraPuud, põõsad ja rohttaimed. Trükiversioon. http://eseis.ut.ee/efloora/Eesti/keys/0.html (vaadatud 20.03.20)

Nõges, P., Jaagus, J., Järvet, A., Nõges, T., Laas, A. (2012). Keskkonnaministeeriumiga sõlmitud lepingulise uurimuse aruanne: Kliimamuutuse mõju veeökosüsteemidele ning põhjaveele Eestis ja sellest tulenevad veeseireprogrammi võimalikud arengusuunad. Eesti Maaülikool. Tartu
https://www.envir.ee/sites/default/files/kliimamuutustemojuveele_eestis.pdf (vaadatud 20.03.20)

Ostendorp, W. (2004) New approaches to integrated quality assessment of lakeshores. Limnologica 34, 160-166

Paal, J. & Trei, T. (2006) Suurtaimede kooslused ja nende kasvukohad Eesti vooluvetes. Eesti Loodusuurijate Seltsi aastaraamat. 84. köide, 15-75

Palmik, K. (2017) Effects of natural and anthropogenic pressures and disturbances on the macrophytes of lake Peipsi. Looduslike ja inimtekkeliste survetegurite mõju Peipsi järve suurtaimestikule. A Thesis for applying for the degree of Doctor of Philosophy in Hydrobiology. Eesti Maaülikool. Tartu

Palmik, K., Mäemets, H., Haldna, M., Kangur, K. (2013) A comparative study of macrophyte species richness in differently managed shore streches of Lake Peipsi. Limnologica 43, 245-253

Priede, A. (2008) Distribution of some invasive alien plants in riparian habitats in Latvia. Botanica Lithuanica 14(3), 137-150

Prost, L. & Mäemets H. (1998) Eesti mageveekogude ja rannikujärvede suurtaimede nimestik. Lisa 1 Järvede ja jõgede taimestik (Mäemets & Trei 1998)

Philbrick, C. T. & Les, D. H. (1996) Evolution of Aquatic Angiosperm Reproductive Systems. BioScience 46, 813-826

Pollock, M.M, Naiman R.J, Hanley TA (1998) Plant species richness in riparian wetlands: a test of biodiversity theory. Ecology 79. 94-105

Pöysä, H. *et al.* (2019) Changes in species richness and composition of boreal waterbird communities: a comparison between two time periods 25 years apart. Sci Rep 9

Rahvusvahelise tähtsusega märgalade, eriti veelindude elupaikade konventsioon (1994) RT II 1993, 27, 84 https://www.riigiteataja.ee/akt/13058000 (vaadatud 18.03.20)

Richardson, D. M. *et al.* (2007) Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects: Riparian vegetation: degraded, invaded, transformed. Diversity and Distributions 13, 126-139

Risser, P. G. (1995) The Status of the Science Examining Ecotones. BioScience 45, 318-325

Roberts, J. K., Callis, J., Jardetzky, O., Walbot, V. & Freeling, M. (1984) Cytoplasmic acidosis as a determinant of flooding intolerance in plants. Proceedings of the National Academy of Sciences 81, 6029-6033

Rūrāne, I. & Roze, I. (2015) Genus *Sisymbrium* L. (Rockets) In The Flora Of Latvia. Proceedings of the Latvian Academy of Sciences. Section B. Natural, Exact, and Applied Sciences. 69, 38-44

Sarneel, J. M., Huig, N., Veen, G. F., Rip, W., Bakker, E. S. (2014) Herbivores Enforce Sharp Boundaries Between Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Ecosystems 17, 1426-1438

Sand-Jensen, K. & Jacobsen, D. (2002) Herbivory and growth in terrestrial and aquatic populations of amphibious stream plants. Freshwater Biol 47, 1475-1487

Senft, A., R. (2009) Species Diversity Patterns at Ecotones. Thesis for or the degree of Masters of Science in the Department of Biology. University of North Carolina. Chapel Hill

Schiemer, F., Zalewski, M. & Thorpe, J. (1995) Land Inland Water Ecotones—Intermediate Habitats Critical for Conservation and Management. Hydrobiologia 303, 259-264

Schweingruber, F., H., Kučerová,A., Adamec, L., Doležal, J., (2020) Anatomic Atlas of Aquatic and Wetland Plant Stems. Springer Nature

Spence, D. H. N. (1982) The Zonation of Plants in Freshwater Lakes. in Advances in Ecological Research vol. 12, 37-125

Strayer, D. L. & Findlay, S. E. G. (2010) Ecology of freshwater shore zones. Aquat. Sci. 72, 127-163

Strayer, D. L. & Dudgeon D. (2010) Freshwater biodiversity conservation: Recent progress and future challenges. Journal of the North American Benthological Society, 29, 344-358

Strayer, D. L., Power, M. E., Fagan, W. F., Pickett, S. T. A., Belnap, J. (2003) A Classification of Ecological Boundaries. BioScience 53, 723

Stutter, M. I., Chardon, W. J., Kronvang, B. (2012) Riparian Buffer Strips as a Multifunctional Management Tool in Agricultural Landscapes: Introduction. J. Environ. Qual. 41, 297-303

Šumberová, K., Tzonev, R., Vladimirov, V. (2004) *Bidens frondosa* (*Asteraceae*) – a new alien species for the Bulgarian flora. Phytologia Balcanica 10 (2-3), Sofia, 179-181

Tamre, R. (2006) Eesti järvede nimestik. Looduslikud ja tehisjärved Keskkonnaministeeriumi info- ja tehnokeskus. Tallinn.

Taylor, K. & Rowland, P. (2011) Biological Flora of the British Isles: *Stachys palustris* L. Journal of Ecology 99, 1081-1090.

Timm, H., Järvekülg, R., Pall, P., Vilbaste, S.(2019) Eesti jõed. Varrak. Tallinn

Toom, M., Liira, J., Kull, T. (2016) Eesti tarnad. TÜ loodusmuuseum ja botaanikaaed. Tartu

Trei, T. (2001) Jõgede suurtaimestik. Eesti jõed. Eesti Põllumajandusülikooli Zooloogia ja Botaanika Instituut. Tartu Ülikooli Kirjastus, 146-158

Truscott, A.-M., Palmer, S. C. F., Soulsby, C., Hulme, P. E. (2007) Assessing the vulnerability of riparian vegetation to invasion by *Mimulus guttatus*: relative importance of biotic and abiotic variables in determining species occurrence and abundance: Drivers of *M. guttatus* occurrence and abundance. Diversity and Distributions 14, 412-421

Truscott, A.-M., Palmer, S. C., Soulsby, C., Westaway, S., Hulme, P. E. (2008) Consequences of invasion by the alien plant *Mimulus guttatus* on the species composition and soil properties of riparian plant communities in Scotland. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 10, 231-240

Vadeboncoeur, Y., McIntyre, P. B., Vander Zanden, M. J. (2011) Borders of Biodiversity: Life at the Edge of the World's Large Lakes. BioScience 61, 526-537

Voesenek, L. A. C. J., Oorschot, F. J. M. M. V., Smits, A. J. M., Blom, C. W. P. M. (1993) The Role of Flooding Resistance in the Establishment of *Rumex* Seedlings in River Flood Plains. Functional Ecology 7, 105-114

Voesenek, L. A. C. J., Perik, P. J. M., Blom, C. W. P. M., Sassen, M. M. A. (1990) Petiole elongation in *Rumex* species during submergence and ethylene exposure: The relative contributions of cell division and cell expansion. J Plant Growth Regul 9, 13–17.

Vääriselupaiga klassifikaator, valiku juhend, kaitse korraldamine ning vääriselupaiga kaitseks lepingu sõlmimine ja kasutusõiguse tasu arvutamise täpsustatud alused (2017) Avaldamismärge: RT I, 15.09.2017, 10
https://www.riigiteataja.ee/akt/115092017008?leiaKehtiv (vaadatud 20.05.20)

Wetzel, P. R., van der Valk, A. G. (1998) Effects of nutrient and soil moisture on competition between *Carex stricta*, *Phalaris arundinacea*, and *Typha latifolia*. Plant Ecology 138, 179-190

Willey, N. (2016) Environmental Plant Physiology. Flooding. Garland Science, Taylor & Francis Group, LLC, 253-276

Ööpik, M., Luuk, O., Kukk, T., Vunk, E. (2018) Vereva lemmmaltsa (*Impatiens glandulifera*) ohjamiskava. Keskkonnaamet.
https://www.envir.ee/sites/default/files/2018_verev-lemmmalts.pdf (vaadatud 20.05.20)

LISA 1. Eesti kaldataimestiku liikide tabel

Tabel 1. Eesti mageveekogude kallastel kasvavad liigid.

Sugukond	Liik	LK	Muu	PR (2008)	kultuurisuhe	päritolu
Equisetaceae	*Equisetum fluviatile* L. – konnaosi	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Equisetum palustre L. - soo-osi	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Equisetum variegatum Schleich. ex Weber & D. Mohr – liivosi	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Equisetum x litorale Kühlew. ex Rupr.- kallasosi	-	mitmeaastane	DD	hemeradiafoor	pärismaine
Thelypteridaceae	*Thelypteris palustris* Schott - harilik soosõnajalg (Anderberg 2017)	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Acoraceae	*Acorus calamus* L. - harilik kalmus	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
Araceae	*Calla palustris* L. – soovõhk	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Hydrocharitaceae	*Stratiotes aloides* L. - vesikarikas	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Butomaceae	*Butomus umbellatus* L. - harilik luigelill	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Juncaginaceae	*Triglochin palustre* L. - soo-õisluht	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
Alismataceae	*Alisma gramineum* Lej.- väike konnarohi (Malleus 2015)	II	ühe- kuni kaheaastane	VU	hemeradiafoor	pärismaine
	Alisma lanceolatum With. - süstlehine konnarohi (Greenhalgh & Ovenden 2008)	-	mitmeaastane	RE	hemeradiafoor	pärismaine
	Alisma plantago-aquatica L. - harilik konnarohi	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Sagittaria sagittifolia L. - jõgi-kõõlusleh	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Orchidaceae	*Dactylorhiza baltica* (Klinge) Orlova - balti sõrmkäpp	III	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Iridaceae	*Iris pseudacorus* L. - kollane võhumõõk	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine

Convallariaceae	*Convallaria majalis* L. - harilik maikelluke	-	mitmeaastane	-	hemeradiafoor	pärismaine
Cyperaceae	*Carex acuta* L. - sale tarn	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Carex acutiformis Ehrh. - sootarn	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Carex aquatilis Wahlenb - vesitarn	-	mitmeaastane	DD	hemeradiafoor	pärismaine
	Carex atherodes Spreng. Syst - ohtene tarn (Toom *et al.* 2016)	-	mitmeaastane	DD	hemerofoob	pärismaine
	Carex diandra Schrank- - ümartarn (Toom *et al.* 2016)	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Carex elata Bell. ex All. - luhttarn	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Carex hirta L. - karvane tarn	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Carex rostrata Stokes - pudeltarn	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Carex viridula Michx. var. viridula - ojatarn (Toom *et al.* 2016)	-	mitmeaastane	-	apofüüt	pärismaine
	Carex vulpina L. - rebastarn	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Cladium mariscus (L.) Pohl - lääne-mõõkrohi	III	mitmeaastane	NT	hemeradiafoor	pärismaine
	Cyperus fuscus L. - pruun lõikhein	II	üheaastane	NT	hemeradiafoor	pärismaine
	Eleocharis acicularis (L.) Roem. & Schult. - nõelalss	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Eleocharis mamillata H. Lindb - muda-alss	-	mitmeaastane	NT	apofüüt	pärismaine
	Eleocharis ovata (Roth) Roem. & Schult - munajas alss	-	üheaastane	RE	hemerofoob	pärismaine
	Eleocharis palustris (L.) Roem. & Schult. - soo-alss	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Eleocharis parvula (Roem. & Schult.) Link ex Bluff, Nees & Schauer - väike alss	-	mitmeaastane	NT	hemeradiafoor	pärismaine

	Eleocharis quinqueflora (Hartmann) O. Schwarz - õievähene alss	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Eriophorum angustifolium Honck. - ahtalehine villpea	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Schoenoplectus lacustris (L.) Palla - järvkaisel	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Scirpus radicans Schkuhr - juurduv kõrkjas	II	mitmeaastane	NT	hemerofoob	pärismaine
	Scirpus sylvaticus L. - metskõrkjas	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
Poaceae	*Agrostis canina* L. - soo-kastehein	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Agrostis gigantea Roth - suur kastehein	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Agrostis stolonifera var. prorepens - valge kastehein (Paal & Trei 2006)	-	mitmeaastane	-	apofüüt	pärismaine
	Alopecurus aequalis - ruuge rebasesaba (Paal & Trei 2006)	-	ühe- või kaheaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Alopecurus geniculatus L. - põlvjas rebasesaba	-	ühe- või kaheaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Bromus inermis Leyss. - ohtetu luste	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	naturaliseeru-nud tulnukas
	Calamagrostis canescens (Weber) Roth - sookastik (Anderberg 2017)	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Calamagrostis neglecta Gaertn., B.Mey. & Scherb. - püstkastik	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Calamagrostis purpurea subsp. phragmitoides (Hartm.) Tzvelev - roogkastik (Paal & Trei 2006)	-	mitmeaastane	-	hemerofoob	pärismaine
	Catabrosa aquatica (L.) Beauv. - vesi-tarnhein	-	mitmeaastane	NT	hemeradiafoor	pärismaine
	Festuca gigantea (L.) Vill. - suur aruhein	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Glyceria fluitans (L.) R. Br. - harilik parthein	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Glyceria maxima (Hartm.) Holmb. - suur parthein	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Glyceria plicata (Fr.) Fr. - voldine parthein	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine

	Leersia oryzoides (L.) Sw. - jõgi-metsriis	II	mitmeaastane	VU	hemerofoob	pärismaine
	Phalaris arundinacea L. - päideroog	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud. - harilik pilliroog	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Poa palustris L. - soonurmikas	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Scolochloa festucacea (Willd.) Link - rooghein	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Juncaceae	*Juncus alpinoarticulatus* Chaix subsp. nodulosus (Wahlenb.) Haemet-Ahti - sõlmluga	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Juncus articulatus L. - läikviljaline luga (Paal & Trei 2006)	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Juncus bufonius L. - kraavluga (Anderberg 2017)	-	üheaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Juncus bulbosus L. - madal luga	-	mitmeaastane	NT	hemeradiafoor	pärismaine
	Juncus compressus Jacq. - lapik luga	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Juncus effusus L. - harilik luga	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Juncus ranarius Nees ex Songeon & E.P. Perrer - konnaluga (Feldmann & Mäemets 2004)	-	üheaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Typhaceae	*Typha angustifolia* L. - ahtalehine hundinui	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Typha latifolia L. - laialehine hundinu	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
Sparganiaceae	*Sparganium emersum* Rehmann - liht-jõgitakjas	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Sparganium erectum L. - haruline jõgitakjas	-	mitmeaastane	-	hemeradiafoor	pärismaine
	Sparganium glomeratum Laest. ex Beurl. - kera-jõgitakjas	-	mitmeaastane	EN	apofüüt	pärismaine
	Sparganium microcarpum (Neuman) Celak – väikeseviljane jõgitakjas	-	mitmeaastane	-	apofüüt	pärismaine
	Sparganium natans L. - väike jõgitakjas	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
Ranunculaceae	*Caltha palustris* L. - harilik varsakabi	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Ranunculus flammula L. - sootulikas	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Ranunculus lingua L. - suur tulikas	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine

	Ranunculus repens L. -roomav tulikas (Lynn & Waldren 2003)	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Ranunculus reptans L. – kaartulikas	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Ranunculus sceleratus L. - mürktulikas	-	ühe- või kaheaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Thalictrum flavum L. - kollane ängelhein (Paal & Trei 2006)	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
Caryophyllaceae	*Myosoton aquaticum* (L.) Moench - vesitähthein (Anderberg 2017)	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Silene dioica (L.) Clairv. - punane pusurohi (Anderberg 2017)	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Stellaria palustris Retz. - soo-tähthein (Anderberg 2017)	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Stellaria uliginosa Murray - oja-tähthein	-	mitmeaastane	VU	hemeradiafoor	pärismaine
Amaranthaceae	*Chenopodium glaucum* L. - vesihaljas hanemalts	-	üheaastane	LC	antropofüüt	pärismaine
Montiniaceae	*Montia fontana* L. - harilik allikrohi	-	üheaastane	-	hemeradiafoor	pärismaine
Polygonaceae	*Fallopia dumetorum* (L.) Holub - võsa-konnatatar (Chytrý 2017)	-	üheaastane	NT	hemeradiafoor	pärismaine
	Polygonum amphibium L. - vesi-kirburohi	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Polygonum bistorta L. – ussitatar	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Polygonum hydropiper L. - mõru kirburohi	-	üheaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Polygonum lapathifolium L. - kahar kirburoh	-	üheaastane	-	apofüüt	pärismaine
	Polygonum minus Huds. - väike kirburohi	-	üheaastane	NT	apofüüt	pärismaine
	Polygonum persicaria L. - harilik kirburoh	-	üheaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Reynoutria japonica Houtt. - vooljas pargitatar (Juhkam 2014)	-	mitmeaastane	NA	antropofüüt	naturaliseeru-nud, algselt kultuurist metsistunud

	Reynoutria sachalinensis (F.Schmidt) Nakai.- sahhalini pargitatar (Juhkam 2014)	-	mitmeaastane	NA	antropofüüt	naturaliseerunud, algselt kultuurist metsistunud
	Rumex acetosa L. - hapu oblikas	-	mitmeaastane	-	apofüüt	pärismaine
	Rumex aquaticus L. – vesioblikas	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Rumex confertus Willd.- hobuoblikas (Priede 2008)	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	naturaliseerunud tulnukas
	Rumex crispus L. - kärnoblikas (Voesenek *et al.* 1993)	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Rumex hydrolapathum Huds. - jõgioblikas	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Rumex maritimus L. – merioblikas	-	üheaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Rumex obtusifolius L. - tömbilehine oblikas	-	mitmeaastane	-	apofüüt	pärismaine
	Rumex pseudonatronatus Borbas - soome oblikas	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Saxifragaceae	*Chrysosplenium alternofolium* L. - h. lepiklill (Kukk 2018)	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Lythraceae	*Lychnis flos-cuculi* L. – käokann	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Lythrum salicaria L. - harilik kukesaba	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Peplis portula L. - muda-ojakapsas	-	ühe- või kaheaastane.	VU	hemeradiafoor	pärismaine
Onagraceae	*Epilobium hirsutum* L. - karvane pajulill	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Epilobium montanum L. - mägi-pajulill	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Epilobium palustre L. - soo-pajulil	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Epilobium parviflorum Schreb. - väikeseõiene pajulill	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Epilobium roseum Schreb. - roosa pajulill	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Oenothera rubricaulis Klebahn - punavarrene kuningakepp	-	kaheaastane	LC	antropofüüt	naturaliseerunud tulnukas

Elatinaceae	*Elatine hydropiper* L.- mõru vesipipar	II	üheaastane	VU	hemeradiafoor	pärismaine
Euphorbiaceae	*Euphorbia palustris* L. - soo-piimalill	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Fabaceae	*Lathyrus palustris* L. - soo seahernes (Feldmann & Mäemets 2004)	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Rosaceae	*Alchemilla glomerulans* Buser- kerajas kortsleht	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Filipendula ulmaria (L.) Maxim. - harilik angervaks	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Geum rivale L. – ojamõõl	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Potentilla anserina L.- hanijalg (Feldmann & Mäemets 2004)	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Potentilla palustris (L.) Scop. - soopihl (Anderberg 2017)	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Cannabaceae	*Humulus lupulus L.* - harilik humal (Chytrý 2017)	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Cucurbitaceae	*Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. & A.Gray-hõlmine ogakurk (Priede 2008)	-	üheaastane	-	antropofüüt	kultuurist metsistunud
Violaceae	*Viola uliginosa Besser* - lodukannike	III	mitmeaastane	NT	hemerofoob	pärismaine
Brassicaceae	*Barbarea stricta* Andrz. - püstkollakas	-	kaheaastane	NT	apofüüt	pärismaine
	Nasturtium officinale R.Br - ürt-allikkress.	-	mitmeaastane	NA	antropofüüt	kultuurist metsistunud
	Rorippa amphibia (L.) Besser - vesikerss	-	mitmeaastane	NT	hemeradiafoor	pärismaine
	Rorippa palustris (L.) Besser - sookerss	-	ühe- või kaheaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Rorippa sylvestris (L.) Besser - metskerss	-	mitmeaastane	LC	antropofüüt	pärismaine
	Sisymbrium supinum L. - madal unilook (Rūrāne & Roze 2015)	II	ühe- või kaheaastane	NT	apofüüt	pärismaine
	Subularia aquatica L. vesi-naaskelleht	-	üheaastane	RE	hemerofoob	pärismaine
Balsaminaceae	*Impatiens glandulifera* Royle - verev lemmmalts (Ööpik *et al*. 2018)	-	üheaastane	NA	antropofüüt	kultuurist metsistunud

	Impatiens noli-tangere L.- õrn lemmmalts (Ööpik *et al.* 2018)	-	üheaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Primulaceae	*Lysimachia nummularia* L. - roomav metsvits	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Lysimachia vulgaris L. - harilik metsvits	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Lysimachia thyrsiflora L. – ussilill	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Rubiaceae	*Galium album* Mill. - valge madar	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Galium mollugo L. - pehme madar	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Galium palustre L. - soomadar (Anderberg 2017)	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Galium rivale (Sibth. & Sm.) Griseb. - ojamadar	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Boraginaceae	*Myosotis scorpioides* L. - soo-lõosilm	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Symphytum officinale L. - harilik varemerohi	-	mitmeaastane	LC	antropofüüt	naturaliseernud, algselt kultuurist metsistunud
Plantaginaceae	*Hippuris vulgaris* L. - harilik kuuskhein	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Veronica anagallis-aquatica L. - allikmailane	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Veronica beccabunga L. - ojamailane (Greenhalgh & Ovenden 2008)	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Veronica catenata Pennell- vesimailane (Greenhalgh & Ovenden 2008)	-	mitmeaastane	NT	hemeradiafoor	pärismaine
	Veronica longifolia L. - pikalehine mailane	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Scrophulariaceae	*Limosella aquatica* L. - harilik nõgilillik	-	üheaastane	VU	hemeradiafoor	pärismaine
Orobanchaceae	*Odontites vulgaris* Moench - harilik kamaras	-	üheaastane	-	apofüüt	pärismaine
Phrymaceae	*Mimulus guttatus* DC.- kollane pärdiklill (Truscott *et al.* 2008)	-	ühe- või mitmeaastane	NA	antropofüüt	kultuurist metsistunud
Lamiaceae	*Glechoma hederacea* L. - harilik maajalg	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine

	Lycopus europaeus L. - harilik parkhein	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Mentha aquatica L. – vesimünt	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Mentha x verticillata L. - männasmünt	-	mitmeaastane	-	hemeradiafoor	pärismaine
	Scutellaria galericulata L. - harilik tihashein	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Scutellaria hastifolia L. - odalehine tihashein (Anderberg 2017)	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Stachys palustris L. - soo-nõianõges (Taylor & Rowland 2011)	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Teucrium scordium L. - vinav tarinõges	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Solanaceae	*Solanum dulcamara - harilik maavits (Paal & Trei 2006)*	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
Araliaceae	*Hydrocotyle vulgaris* L. - loim-vesipaunikas (Greenhalgh & Ovenden 2008)	II	kahe- või mitmeaastane	EN	hemerofoob	pärismaine
Apiaceae	*Aegopodium podagraria* L. - harilik naat	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Angelica archangelica L. - harilik kikkaputk	-	kahe- või mitmeaastane	NT	antropofüüt	kultuurist metsistunud
	Angelica palustris (Bess.) Hoffm. - emaputk	II	kahe- või mitmeaastane	NT	hemeradiafoor	pärismaine
	Berula erecta (Huds.) Coville - oja-haneputk	II	mitmeaastane	NT	hemeradiafoor	pärismaine
	Chaerophyllum bulbosum L.- mugul-varesputk	-	kahe- või mitmeaastane	-	antropofüüt	tulnukas
	Cicuta virosa L. - harilik mürkputk	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Heracleum mantegazzianum Sommier & Levier - hiid-karuputk	-	kaheaastane	NA	antropofüüt	naturaliseerunud tulnukas, kultuurist metsistunud
	Oenanthe aquatica (L.) Poir. - harilik vesiputk	-	ühe- kuni mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine

	Sium latifolium L. - harilik jõgiputk	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
Menyanthaceae	*Menyanthes trifoliata* L. – ubaleht	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
Asteraceae	*Achillea ptarmica* L. - võsa-raudrohi	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Achillea salicifolia Besser - ida-raudrohi	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Arctium tomentosum Mill. - villtakjas	-	kaheaastane	LC	antropofüüt	pärismaine
	Bidens cernua L. - longus ruse	-	üheaastane	-	hemeradiafoor	pärismaine
	Bidens radiata Thuill. - kiirjas ruse	II	üheaastane	VU	apofüüt	pärismaine
	Bidens tripartita L. – kolmisruse	-	üheaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Carduus crispus L. - kähar karuohakas	-	kaheaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Cirsium arvense (L.) Scop. var. mite Wimm. et Grab – põldohakas	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine
	Cirsium heterophyllum (L.) Hill - villohakas	-	mitmeaastane	-	apofüüt	pärismaine
	Cirsium oleraceum (L.) Scop. - seaohakas	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Cirsium palustre (L.) Scop. - soo-ohakas	-	kaheaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Crepis paludosa (L.) Moench - soo-koeratubkas	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Eupatorium cannabinum L. - harilik vesikanep	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Inula britannica L. - inglise vaak	-	mitmeaastane	NT	apofüüt	pärismaine
	Lactuca sibirica (L.) Maxim. - siberi piimikas	II	mitmeaastane	EN	hemeradiafoor	pärismaine
	Petasites hybridus (L.) P.Gaertn., B.Mey. & Scherb.- harilik katkujuur (Priede 2008)	-	mitmeaastane	LC	antropofüüt	naturaliseerunud, algselt kultuurist metsistunud
	Petasites spurius (Retz.) Rchb. - villane katkujuur	-	mitmeaastane	NT	hemeradiafoor	pärismaine
	Senecio congestus (R. Br.) DC. - muda-ristirohi	-	mitmeaastane	NT	hemeradiafoor	pärismaine
	Senecio paludosus L. - soo-ristirohi	-	mitmeaastane	LC	hemeradiafoor	pärismaine
	Solidago gigantea Aiton - sügis-kuldvits (Sołtys-Lelek *et al.* 2016)	-	mitmeaastane	NA	antropofüüt	kultuurist metsistunud

	Tussilago farfara L.- paiseleht (Hendrickson *et al.* 2005)	-	mitmeaastane	LC	apofüüt	pärismaine

Punase raamatu IUCN kategooriad: NA- mittehinnatav, DD- puuduliku andmestikuga LC- soodsas seisundis, NT- ohulähedane, VU- ohualdis, EN- väljasuremisohus, RE- piirkonnas hävinud. Eesti Punane nimestik (2008) eElurikkuse andmebaasis. https://elurikkus.ee/lists/speciesListItem/list/drt101459479 (vaadatud 20.05.20)

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Eliise Kara

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose

   „Kaldataimestik kui dünaamiline ökoton: tähtsus ja Eesti floora kirjeldus“,

mille juhendaja on Meelis Pärtel

reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commonsi litsentsiga CC BY NC ND 3.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Eliise Kara

20.05.20