

TARTU ÜLIKOOL

ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT

ZOOLOOGIA OSAKOND

LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Kristiine Toots

**PARASVÖÖTME JÄÄKSOODE
LOOMASTIK: KAEVANDAMISE JA
TAASTUMISPROTSESSIDE MÕJU**

Bakalaureusetöö

12 EAP

Juhendaja: Elin Soomets-Alver

Tartu 2025

Infoleht

Turbaalad on erilised ökosüsteemid, kus turba kaevandamine võib põhjustada ulatuslike muutusi elustikus. Antud bakalaureusetöös uuritakse, millised loomaliigid esinevad kaevandatud turbaaladel ning kuidas need kooslused erinevad looduslikest ja taastatud turbaaladest. Uuritakse ka taastamise mõju turbaalade loomastikule. Töös käsitletud rühmad on mardikalised, liblikalised, kiililised, sipelglased, kahepaiksed, linnud ja imetajad. Tulemustest selgub, et kaevandamine viib sageli turbaaladele omaste spetsialistliikide kadumiseni, keda asendavad üldlevinud ja kohanemisvõimelisemad liigid. Siiski võivad allesjäänud mikroelupaigad, nagu veelombid ja turbasamblaga kaetud laigud, säilitada elurikkuse ka häiritud aladel. Turbaalade taastamise käigus ei taastu kõik loomaliigid, kuid siiski võib taastamine muuta turbaalad väärtuslikuks elupaigaks näiteks mardikalistele, liblikalistele, kiililistele ja lindudele.

Märksõnad: turbaalad, jääksoo, loomastik, selgrootud, selgroogsed, spetsialistliigid, ökoloogiline taastamine

Abstract

Peatlands are unique ecosystems where peat extraction can cause extensive changes in fauna. This bachelor's thesis investigates which animal species occur in extracted peatlands and how these communities differ from those in natural and restored peatlands. The study also examines the impact of restoration on peatland fauna. The taxonomic groups covered in this thesis include beetles, butterflies, dragonflies, ants, amphibians, birds, and mammals. The results show that peat extraction often leads to the disappearance of peatland specialist species, which are replaced by more widespread and adaptable species. However, remaining microhabitats—such as water pools and Sphagnum moss—can help preserve biodiversity even in disturbed areas. While not all animal species return during peatland restoration, it can still transform the area into a valuable habitat for beetles, butterflies, dragonflies and birds.

Keywords: peatlands, cutover bog, fauna, invertebrates, vertebrates, specialist species, ecological restoration

Sisukord

Sissejuhatus	4
Kasvuhoonegaaside vood turbaaladel	5
Turbaalad kui ökosüsteemid.....	6
Turbaalade häiringud ja inimtegevus	7
Jääksoode iseeneslik taastumine ja teadlik korrastamine	8
Turbaalade fauna	10
Metoodika.....	14
Tulemused ja arutelu.....	15
Mardikalised.....	15
Sipelglased	17
Liblikalised.....	18
Kiililised.....	20
Kahepaiksed	22
Linnud.....	23
Imetajad	26
Järeldused.....	28
Kokkuvõtte.....	29
Summary.....	29
Tänuavaldused	30
Kasutatud kirjandus.....	31
Lisa 1. Ülevaattetabel jääksoode loomastikust parasvöötmes	42

Sissejuhatus

Hinnanguliselt arvatakse maailma turbaalade kogupindalaks 4,23 miljonit km², moodustades ligikaudu 3% kogu maismaa pindalast (Xu jt, 2018). Turbaalad leidub 180 riigis (Parish jt, 2008), ulatudes suurte aladena üle Euroopa ja Põhja-Ameerika (Xu jt, 2018). Euroopas asub suur osa turbaaladest Skandinaavias, Suurbritannias, Iirimaa, Madalmaades (Verhoeven, 2014) ja Balti riikides (Karofeld jt, 2017). Eesti territooriumist moodustavad turbaalad 1,2 mln ha. See on üle viiendiku maismaast, millest mahajäetud freesturbaalad moodustavad 1% (Kliimaministeerium, 2025). Turbaalad on ökosüsteemid, kus tuhandete aastate jooksul kogunenud osaliselt lagunenuid taimejäänused ja orgaaniline materjal moodustavad süsinikurikka pinnasekihi, mida nimetatakse turbaks ning mille paksus võib olla mitu meetrit (Loisel ja Gallego-Sala, 2022). Turbaalade hulka arvatakse alasid, kus toimub aktiivne turba ladestumine, samas ka alasid, kus turba ladestumine on peatunud või toimub turbalandsundi degradeerumine (Paal, 2011; International Peatland Society (a)). Samuti loetakse turbaalade hulka majanduslikuks otstarbeks kuivendatud alasid, näiteks põllumajanduseks, metsanduseks, energia ja soojuse tootmiseks ning aianduseks (International Peatland Society (a)). Kuivendatud turbaalad moodustavad 16% maailma turbaaladest, mis on 0,5% maailma maismaast. Eestis on ammendatud turbaväljaseid ca 10 000 ha (Ramst ja Orru, 2009).

Turbaaladeks loetakse kõiki maastikuosi, mida katab turbalandsund sõltumata selle paksusest ning sellest, kas turba ladestumine jätkub, on katkenud või toimub turbakihi degradeerumine (Paal, 2011). Soodeks loetakse neid turbaalad, kus turbakihi paksus on üle 30 cm ja turba ladestumine jätkub (Paal, 2011). Soid saab arengujärgude kohaselt jaotada erinevateks tüüpideks. Kõige esimene soo arengujärk on **madaloo**, kus turbakiht on õhuke, pinnas toitainerikas ja vähehappeline (Keskkonnaagentuur, 2025). Selliseid alasid nimetatakse ka minerotroofseteks soodeks, kuna lisaks sademetele saavad taimed toitained ka põhjaveest. **Siirdesoo** on ülemineku staadium, kus madaloo muutub järk-järgult kõrgsooks. Sellises mesotroofses soos esineb nii madaloo kui ka kõrgsoo tunnuseid - taimestikus hakkavad rohkem esinema turbasammal ja puud (International Peatland Society (b)). Siirdesoo pinnas on happelisem (International Peatland Society (b)) ja turbakiht paksem kui madaloo.

(Keskkonnaagentuur, 2025). Kõige viimane soo arengujärk on **kõrgsoo** ehk raba. Tegemist on toitainetevaese ja happelise alaga, kus soo pind on muutunud turba ladestumise tõttu kumeraks (Keskkonnaagentuur, 2025). Rabas olevad taimed saavad toitained kätte ainult vihmaveest, mistõttu nimetatakse seda ombotroofseks (Keskkonnaagentuur, 2025; International Peatland Society (b)).

Jääksoo puhul ei ole tegemist enam toimiva sooga, vaid teatud tüüpi turbaalaga, kus turba kaevandamine on lõppenud (Paal, 2011). Turba kaevandamine on üks kõige hävitavam inimtekkeline häiring turbaaladel, mille tagajärjel toimub veerežiimi muutus, turbakihi vähenemine või täielik kadumine (Vítovcova jt, 2024).

Kasvuhoonegaaside vood turbaaladel

Turbaalade liigniisketes ja madala hapnikusisaldusega tingimustes toimub orgaanilise aine aeglane lagunemine, mille käigus eralduvad süsihappegaas (CO_2) ja metaan (CH_4). Koos dilämmastikoksiidiga (N_2O) moodustavad need turbaaladelt eralduvad peamised kasvuhoonegaasid (Dunn ja Freeman, 2011). Turbaalad on olulised kliimamuutuste kontekstis, olles ühed suurimad maismaa süsinikuvarud (Yu jt, 2011, International Peatland Society (a)). Hinnanguliselt säilitavad turbaalad umbes kolmandiku kogu Maa pinnases talletatud orgaanilisest süsinikust (21%) (Gorham, 1991). Põhjapoolsed turbaalad sisaldavad ligikaudu 500 ± 100 Gt süsinikuvarust, mis on sinna kogunenud alates viimasest jääajast (Yu jt, 2010; Yu, 2012). Lisaks süsiniku talletamisele ja sidumisele on looduslikud ning häiringuteta turbaalad ka metaani (CH_4) ja vähesel määral dilämmastikoksiidi (N_2O) allikad (Frolking jt, 2011). Turvasmuldade anaeroobne keskkond loob soodsad tingimused metaani tekkeks (Lai, 2009), mis on süsihappegaasi (CO_2) järel tähtsuset teine kasvuhoonegaas (Abdalla jt, 2016). Kuigi metaanil on suurem soojendav potentsiaal kui süsihappegaasil, on selle eluiga atmosfääris lühem, mistõttu selle emissiooni mõju tasakaalustub ning turbaalad võivad pikemas perspektiivis toimida ka atmosfääri jahutajatena (Whiting ja Chanton, 2001). Looduslike turbaalade dilämmastikoksiidi emissioon on üldiselt madal ning esineb peamiselt toitainerikastel ja kuivendatud turbaaladel, kus on soodsamad tingimused nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni protsessideks (Martikainen jt, 1993).

Turbaalad kui ökosüsteemid

Turbaalad on ühed tähtsamad märgalade ökosüsteemid, olles oluline bioloogilise mitmekesisuse säilitamisel, kliima reguleerimisel aga ka inimese heaolu loomisel (Erwin, 2009). Turbaalad loovad mikrokliima, mõjutades sellega ka ümbritsevaid alasid (Minayeva jt, 2017). Turbaalad reguleerivad ümbritsevate alade hüdroloogiat, olles olulised veerežiimi, põhjavee taseme ja äravoolu kontrollis (Minayeva jt, 2017). Lisaks on turbaalad olulised magevee reservuaarid (Joosten ja Clarke, 2002).

Soodes olev liigniiskus soodustab taimede olemasolu, kuid takistab taimejäänuste lagunemist, millest tekib turbaaladele iseloomulik turbakiht (Minayeva ja Sirin, 2012; International Peatland Society (c)). Turvas on mullatüüp, mis koosneb taimejäänustest ja huumusest ning tekib veerohkes ja hapnikuvaeses keskkonnas (Paal, 2011). Turba juurdekasv on väga aeglane, ligikaudu 0,5 - 1 mm aastas (Parish jt, 2008). Turvas võib koguneda aastatuhandete vältel, mistõttu on see hea koht süsiniku talletamiseks (Turunen jt, 2001).

Samuti on turvas taimedele elupaigaks ja aitab kontrolli all hoida sealset veerežiimi (Minayeva ja Sirin, 2012). Lisaks hoiab ja säilitab turvas suures koguses vett, mis on abiks elustiku püsimisele ka põuaperioodide ajal (Minayeva jt, 2017). Turbaaladel on ainulaadsed keskkonnatingimused. Näiteks valitseb seal kõrge veetase ja liigne niiskus, suured pinnase temperatuuri muutused, vähene hapnikusisaldus, toksiliste ainete ja gaaside kogunemine turbasse, vähene toitainete kättesaadavus ja kõrge happelisus (Parish jt, 2008).

Taimekooslust kasutatakse tihti soode bioloogilise mitmekesisuse, ökoloogilise seisundi ja elupaiga kvaliteedi hindamiseks (Sushko ja Novikova, 2024). Turbaaladele iseloomulikud taimeliigid on kohanenud niiske ja happelise keskkonnaga (Parish jt, 2008). Sageli esinevateks rühmadeks on lehtsammaltaimed ja helviksammaltaimed (Parish jt, 2008). Peamiselt domineerivad turbaaladel aga turbasamblad (*Sphagnum*) (Rydin jt, 2006), mis on just rabades suurimad turba tekitajad (Paal, 2011). Madalsoos on kõige rikkalikum taimekooslus, kus domineerivaks on tarnad (*Carex*). Taimedest võib veel esineda ubaleht (*Menyanthes trifoliata*), soopihl (*Potentilla palustris*), soo-osi (*Equisetum palustre*),

konnaosi (*Equisetum fluviatile*). Samuti võib soodes leida ka erinevaid käpalisi (Eesti Märjalade Ühing, 2025). Raba on liigirikkuse poolest kõige vaesem sootüüp. Peamised esinevad taimed on tupp-villpea (*Eriophorum vaginatum*), kanarbik (*Calluna vulgaris*), harilik kukemari (*Empetrum nigrum*), sookail (*Ledum palustre*), harilik küüvits (*Andromeda polifolia*) ning harilik jõhvikas (*Oxycoccus palustris*) ja väikeseviljaline jõhvikas (*O. microcarpus*) (Eesti Märjalade Ühing, 2025). Lisaks kasvavad rabades ka huulheinad (*Drosera*). Siirdesoods leidub nii madalsoos kui rabas kasvavaid taimeliike (Eesti Märjalade Ühing, 2025).

Turbaalade häiringud ja inimtegevus

Turbaalade kuivendamine põhjustab intensiivset süsihappegaasi emissiooni, osadel turbaaladel toimub ka dilämmastikoksiidi eraldumine (Salm jt, 2012; Wilson jt, 2016). Metaani emissioon sõltub veetasemest, mistõttu kuivendatud turbaaladel metaani väljalase väheneb (Salm jt, 2012). Kasvuhoonegaaside emissiooni suurenedes, väheneb turbaalade võime siduda süsinikku. Seetõttu muutuvad turbaalad süsiniku talletajatest süsiniku emiteerijateks (Loisel jt, 2021). Süsiniku emiteerimine võib turbaaladel kesta sajandeid, mistõttu kuivendatud ja kaevandatud turbaalad on kliimasoojenemist soodustavad tegurid (Humpeöder jt, 2020). Lisaks kasvuhoonegaaside kõrgele emissioonile kaasnevad kaevandatud turbaaladega ka muud keskkonnanriskid, sealhulgas turba mineraliseerumisest tingitud kadu, suurenenud tuleoht, vähenenud bioloogiline mitmekesisus ning madalam esteetiline väärtus (Purre ja Ilomets, 2021). Mahajäetud freesturbaaladel on turbaaladele iseloomulik ökosüsteem hävinenud, mistõttu on täielikult kadunud sealne taimestik, loomastik, elujõuline seemnepank ja ka veerežiim (Triisberg jt, 2011; Triisberg jt, 2013).

Eestis on turvast kaevandanud juba sajandeid. On teada, et 19. sajandi keskpaigast kaevandati turvast käsitsi (Karofeld, 2006; Karofeld jt, 2017). Kaevandamine toimus turbaalade servades, mistõttu eraldi kuivenduskraave ei rajatud (Orru jt, 2016). Kuna turvast kaevandati väikestel aladel ja pinnase lähedal, ei põhjustanud see keskkonnale suuri kahjusid ega häiringuid (Triisberg jt, 2011). Samuti ei muutunud sellise tehnikaga kasutamisel vee keemiline koostis, mistõttu on nendel aladel saanud toimuda taastaimestumine (Orru jt, 2016).

Alates 20. sajandi keskpaigast võeti turba kaevandamiseks kasutusele freesmeetod, mille jaoks hakati turbaalaid suures mahus kuivendama (Karofeld, 2006). Turba kaevandamine freesmeetodil kujutab endast turbaalade sügavat kuivendamist, kõikide elusate taimede ja turba pealmise kihi eemaldamist (Triisberg jt, 2011). Oma ühtlase paksu turbakihi tõttu sobivad kõige paremini freesmeetodi jaoks kõrgsood (Triisberg jt, 2013). Freesimine algab eelkuivendamisega, mille käigus rajatakse kraavide võrgustik vee ära juhtimiseks. Peale seda eemaldatakse turbaalalt õhuke, 10–20 mm turbakiht, mis jäetakse kuivama. Protsess nõuab suuri alasid, mistõttu on freesväljad enamasti suuremad kui 100 ha. Freesitud turvas jääb päikese ja tuule kätte kuivama seni, kuni tema niiskustase on alanenud umbes 40%-ni. Lõpuks kogutakse kuivanud turvas kokku (Eesti Turbaliit).

Freesturvast kasutatakse peamiselt aianduses ja energiatööstuses (Paal, 2011). Aiandusturba jaoks kaevandatakse ainult ülemine turbasambla kiht. Seevastu energiatööstuses kaevandatakse paksem kiht ning alles jääb vaid õhuke jääkturba kiht (Wilson jt, 2015). Eriti soositud oli majanduslikul ja energia tööstuslikul eesmärgil turba kaevandamine just Nõukogude Liidu perioodil. Peale Nõukogude Liidu lagunemist turbaalade freesimine vähenes, seda eelkõige nõudluse vähenemise tõttu (Karofeld jt, 2017).

Praegusel ajal on Eesti turbatooted laialdaselt nõutud suuremates taimekasvatuse riikides, mistõttu moodustab turvas olulise osa Eesti ekspordist (Paal, 2011). Peamiselt eksporditakse turvast Euroopa riikidesse, siiski on suur osakaal ka Aasia turul (Statistikaamet, 2025). 2024. aastal eksporditi turvast kokku 192 miljoni euro eest, millest mh 27,9% moodustas eksport Hiinasse, 11% Hollandise ja 7,99% Hispaaniasse (Statistikaamet, 2025).

Jääksoode iseeneslik taastumine ja teadlik korrastamine

Degradeerunud turbaalade taastumine on keeruline ning aeganõudev protsess (Paal, 2011; Padur jt, 2017), mis sõltub asukoha geoloogilistest ja hüdroloogilistest teguritest (Orru jt, 2016). Olenevalt ala suurusest võib iseeneslik taastumine kesta aastakümneid (Triisberg jt, 2011; Padur jt, 2017) ning ka siis ei pruugi tekkinud taimestik sarnaneda loodusliku turbaala taimestikuga (Graf jt, 2008; Paal, 2011). Üheks mõjutavaks teguriks on turbaala veetase (Ramst ja Orru, 2009). Iseeneslikul taastaimestumisel on oluliseks püsivalt kõrge põhjavee

tase (Graf jt, 2008; Orru jt, 2016). Kuna turba kaevandamise käigus on eemaldatud kogu taimeestik, on taastaimestumise peamiseks võimaluseks diaspooride levimine tuulega ümberkaudsetelt aladelt (Triisberg jt, 2011). Piiravaks teguriks võib olla seemnepanga kaugus, kuna lähim seemnepank võib tihtipeale olla mitmete sadade meetrite kaugusel (Quinty ja Rochefort, 2003; Triisberg jt, 2013). Turbaala iseeneslik taastumine võib viia uue ökosüsteemi tekkimiseni (Orru jt, 2016; Vítovcova jt, 2022). On leitud, et loodusliku suksessiooni käigus kaovad turbaala taimedele sobivad tingimused, mistõttu liigub sealne kooslus metsaökosüsteemi poole (Pinceloup jt, 2020; Vítovcova jt, 2022), luues elupaiku näiteks liblikalistele (Vítovcova jt, 2022).

Sageli ei toimu mahajäetud freesturbaalade iseeneslikku taastumist ja inimene peab selleks vähemal või rohkemal määral ise sekkuma. Iseenesliku taastumise aeganõudva protsessi tõttu aidatakse mõnikord just taimede taasasustamisele mehaaniliselt kaasa. Peamiselt keskendutakse turbasambla tagasitoomisele (Zoch jt, 2024). Üheks võimaluseks on turbasambla kasvandused (Muster jt, 2015; Zoch jt, 2024). Selleks kaevandatakse doonoraladelt turbasambla fragmendid ning istutatakse taastamist vajavale alale (Zoch jt, 2024). Siiski on leitud, et jääksoodesse rajatud turbakasvandused ei kompenseeri kaevandamise käigus selgrootutele põhjustatud häiringuid, sest näiteks lüljalgsete kooslused ei liigu lähtepopulatsioonide suunas (Muster jt, 2015).

Ökoloogiline taastamine on laiem sihipärane protsess, mille eesmärk on aidata kahjustatud ökosüsteemidel taastuda, soodustades nende terviklikkust, toimimist ja jätkusuutlikkust. Turbaalade taastamise peamine eesmärk on taastada isereguleeruvad mehhanismid, mis võimaldavad ökosüsteemil hakata taas turvast akumulerima (Quinty ja Rochefort, 2003). On näidatud, et ammendunud turbaalasad on võimalik ökoloogiliselt taastada ning seeläbi luua uusi väärtuslikke elupaiku erinevatele liikidele (Priede jt, 2016). Näiteks on registreeritud taastamise positiivne mõju kiilidele (Elo jt, 2015; Remm ja Sushko, 2018) ja mardikalistele (Buczyńska ja Buczyński, 2019).

Üheks peamiseks fookuseks turbaalade taastamisel on veetaseme tõstmine kuivendatud aladel (Graf jt, 2008; Leifeld ja Menichetti, 2018). Levinud praktika selleks on kraavide sulgemine (Price jt, 2003). Turbaalade veetaseme reguleerimine loob eelkõige võimaluse

taimestiku taastumiseks, luues süsinikku siduva keskkonna (Wilson jt, 2016). Turbaalade veetaseme taastamise eesmärgiks on vähendada CO₂ ja N₂O emissioone atmosfääri (Wilson jt, 2016; Leifeld ja Menichetti, 2018; Beyer jt, 2021). Selle käigus taastub aga CH₄ eraldumine (Günther jt, 2020). Kuna CH₄ levib atmosfääris lühiajaliselt, siis leevendab turbaalade taasmärjutamine pikas perspektiivis kliimamuutuste mõju (Günther jt, 2020).

Turbaalade fauna

Turbaalad on ühed tähtsamad märgalade ökosüsteemid, olles bioloogiliselt mitmekesine elupaik liikidele, kes on kohanenud sealse ainulaadse keskkonnaga (Spitzer ja Danks, 2006; Minayeva jt, 2017). Kõige arvukamalt esineb nii looduslikel kui häiringutega turbaaladel selgrootuid (Spitzer ja Danks, 2006).

Turbaaladel on selgrootutele oluline taimestiku olemasolu (Zoch jt, 2024), kuna just erinevad taimestiku struktuurid on neile vajalikud mikroelupaigad. Turbaaladel leidub rohkesti mikroelupaiku (Swengel ja Swengel, 2010), mida võib vaadelda kui saarestikku, mis koosnevad erineva suuruse ja bioloogilise mitmekesisusega isoleeritud elupaikadest (Spitzer ja Danks, 2006; Gallé jt, 2019). Turba kaevandamise käigus võivad taimkatte hävimise tõttu osaliselt või tervikuna kaduda selgrootutele olulised elupaigad (Alekseev jt, 2024). Kuivendatud turbaaladele jäänud väikesed lombid ja kuivenduskraavid on vajalikud kiilidele (Remm ja Sushko, 2018). Allesjäänud turbasammal on elupaigaks aga mardikalistele (Zoch jt, 2024) ja ämblikulistele (Gallé jt, 2019).

Degradeerunud aladele jäävad sageli alles **jäänuk- ja servalliigid** (Minayeva jt, 2017). Antud töös tähistavad need isoleeritud loomakooslusi, mis püsivad turbaaladel peale inimtekkelist häiringut ning nende esinemine sõltub mikroelupaikade olemasolust. Ka näiteks Muster ja kolleegide (2015) uuringu tulemused kinnitavad, et degradeerunud turbaaladel esinevad lüljalgsete jäänukpopulatsioonid. Enamik turbaalade lüljalgseid elab turbasambla ülemises kihis (Lehmiz jt, 2020). Kuivenduse tagajärjel väheneb veetase turba pinna lähedal, mis sobivate elupaikade kadumise läbi mõjutab negatiivselt lüljalgsete, sealhulgas sarvlestade (*Oribatida*) kooslusi (Lehmiz jt, 2020). Lisaks on leitud, et isoleeritud turbaalad võivad pakkuda elupaika jooksiklaste ja liblikate jäänukpopulatsioonidele (Spitzer

jt, 1999). Uuringus leiti, et avatud ja niisked alad on jäänukliikidele sobivad elupaigad, kuna võrreldes metsaga on turbaaladele iseloomulikud liigid just seal kõige arvukamad ja mitmekesisemad (Spitzer jt, 1999).

Mahajäetud kaevandatud turbaaladel asenduvad **spetsialistliigid** laialt levinud ehk **generalistliikidega**. Näiteks on selliseid tulemusi täheldatud mardikaliste (Kędzior jt, 2022; Zoch ja Reich, 2024), sipelglaste (Zoch ja Reich, 2024) ja ka kiililiste (Remm ja Sushko, 2018) puhul. Lisaks spetsialist- ja generalistliikidele jaotatakse turbaaladel esinevad putukad Peus (1928) alusel veel omakorda neljaks rühmaks: türfobiondid, türfofiilid, türfoneutraalsed ja türfokseensed liigid.

Turbaaladele iseloomulike putukaliike, kes esinevad üksnes turbaaladel ja kelle levik on piiratud ainult nende aladega nimetatakse **türfobiontideks** (*tyrphobionti*) (Peus, 1928). Türfobiondid on peamiselt levinud põhjapoolsetel aladel (Mikkola ja Spitzer, 1983). Selle rühma esindajate hulka kuuluvad näiteks jooksiklane *Agonum ericeti* ning kiililiigid raba-tondihobu (*Aeshna subarctica*) ja väike-rabakiil (*Leucorrhinia dubia*) (Peus, 1928).

Liike, kes on küll turbaaladele iseloomulikud, kuid kelle levik ei piirdu ainult nende aladega, nimetatakse **türfofiilideks** (*tyrphophiles*) (Peus, 1928). Türfofiilid on turbaaladel laialdaselt levinud ja sageli arvukad (Spitzer ja Danks, 2006). Üheks uuritumaks rühmaks türfofiilide seas on liblikalised, kes esinevad peamiselt boreaalse kliimaga piirkondades. Näiteks on türfofiilne liblikaliik rohetiib (*Callophrys rubi*), kiilidest kuulub sellesse rühma sootondihobu (*Aeshna juncea*) ja mardikalistest *Pterostichus rhaeticus* (Spitzer ja Danks, 2006).

Türfoneutraalsed liigid esinevad küll turbaaladel ja on neile iseloomulikud, kuid ei ole nendega tihedalt seotud, mistõttu leidub neid ka teistes elupaikades. Kuigi nad on laialt levinud, ei ole nad turbaaladel nii sagedased kui türfobiondid või türfofiilid (Peus, 1928). Türfoneutraalseid liike esineb sageli turbaalade servaaladel või üleminekualadel (ökotonides) ümbritsevate maastikega (Spitzer ja Danks, 2006). Selle rühma esindajaid leidub rohkesti kahetiivaliste (*Diptera*) seas, sealhulgas sugukondades käguvamplased (*Ichneumonidae*) ja juuluklased (*Braconidae*). **Türfokseensed** (*tyrphoxenous*) liigid võivad

juhuslikult esineda turbaalade servaaladel, kuid püsivalt neid ei asusta (Spitzer ja Danks, 2006).

Selgroogseid esineb turbaaladel vähem, mistõttu on neid ka vähem uuritud kui selgrootuid. Peamiselt leidub selgroogseid turbaaladel ainult teatud eluperioodidel (Minayeva jt, 2017). Kahepaikseid võib turbaaladel esineda eelkõige sigimisperioodil (Mazerolle ja Cormier, 2003; Kingsbury ja Gibson, 2012). Nende esinemine sõltub näiteks veekogude (Balwin jt, 2006) ning toiduallikate olemasolust (Desrochers ja van Duinen, 2006). Turbaaladel võib sigimas käia näiteks *Rana sylvatica* (Mazerolle ja Cormier, 2003). Mistõttu võib arvata, et tema munade ümber olevad kestad on vastupidavamad happelisele keskkonnale (Minayeva jt, 2017). Linnud käivad turbaaladel sigimas või kasutavad neid rändeperioodil peatumispaikadena (Minayeva jt, 2017). Mõned kahlajad, näiteks suurkoovitajad (*Numenius arquata*) (Copland jt, 2008), liiguvad turbaaladel just poegade kasvatamise ajal, kui putukate arvukus on kõrge. Kui pojad on suuremad ja putukate arvukus on langenud, liigutakse edasi sobivamatesse toidukohtadesse (Minayeva jt, 2017). Kanadas tehtud uuringus leiti, et linnud eelistavad piirkondi, kus on palju mikroelupaiku. Näiteks esinevad rabasidrik (*Melospiza lincolnia*) ja metssäälid (*Setophaga coronata*) turbaaladel, kus mikroelupaikade osakaal on suurem (Calmé ja Desrochers, 2000).

Töö **eesmärk** on anda loodusteaduslik, kirjandusel põhinev ülevaade jääksoode loomastikust, keskendudes põhjalikumalt jääksoode faunale parasvöötmes ning analüüsides jääksoode taastamise mõju loomastiku liigilisele koosseisule ja arvukusele.

Töö **uurimisküsimus** on, et milline loomastik on jäänud turbaaladele, sh freesturbaaladele peale turba kaevandamise lõpetamist. Samas ka kuidas mõjutab turbaalade kaevandamine ja taastamistööd sealset loomastikku ning millised on peamised tegurid, mis määravad liikide mitmekesisuse ja leviku nendel aladel?

Hüpotees 1: Turbaalade degradeerumine viib spetsialistliikide kadumiseni, asendudes üldiste ja kohanemisvõimelisemate liikidega.

Hüpotees 2: Jääksood sisaldavad mikroelupaiku, mis toetavad loomastiku peidetud mitmekesisust, mida pole seni piisavalt uuritud. Jääksoodes võivad mikroelupaigad, näiteks

madalad lombid või erinevad taimestiku tüübid, säilitada kõrgemat liigirikkust kui esmapilgul arvatud, kuna need pakuvad varjupaika spetsialiseerunud või väiksema levikuga liikidele.

Hüpotees 3: Loomad taastasustavad freesturbaalade taastatud osad kiiremini, kui taastamine hõlmab algupärasele turbaaladele sarnaseid mikroelupaiku, näiteks veekogude ja taimestiku taastamist.

Metoodika

Käesolev lõputöö on teoreetiline uurimus, mis põhineb varasema kirjanduse analüüsil. Uurimistöö kirjutamisel võeti aluseks teemakohased teadusartiklid ja raamatud. Uurimismaterjali leidmiseks kasutati elektroonilisi andmebaase ScienceDirect, SageJournals, ResearchGate ja Wiley Online Library, aga ka otsingumootorit Google Scholar. Asjakohaste allikate valimisel lähtuti järgmistest märksõnadest ja nende kombinatsioonidest: *peatland*, *cut-away peatland*, *abandoned milled peatland*, *peat extraction*, *peat milling*, *impact on invertebrates*, *impact on vertebrates*, *peatland microhabitats*, *peatland fauna*, *peatland ecosystems*, *amphibians*, *birds*, *mammals*. Peamised kirjanduse otsingud viidi läbi vahemikus oktoober 2024 kuni märts 2025.

Kogutud allikate põhjal viidi läbi süstemaatiline analüüs, mille käigus keskenduti uurimistulemustele, meetodile ja järeldustele. Selle analüüsi tulemusena koostati ülevaade turbaalade majandamise mõjust ökosüsteemile ja bioloogilisele mitmekesisusele.

Tulemused ja arutelu

Kaevandamisjärgsete turbaalade ökoloogiline seisund ja elurikkus on oluline aru saamaks turbaalade taastamise vajalikkusest. Kuigi nende alade taimestiku kohta on tehtud ulatuslikke uuringuid (Konvalinková ja Prach, 2014; Kędzior jt, 2022), on loomastikku käsitlevaid töid siiski vähem (Batzer jt, 2016; Kędzior jt, 2022; Räsänen jt, 2023). Seetõttu keskendub käesolev ülevaade olemasolevatele loomastikku puudutavatele uurimustele. Bakalaureusetöös esitatakse ka ülevaatlik tabel loomade esinemisest kaevandatud turbaaladel, millest 17-s käsitletakse degradeerunud turbaalade loomastikku ning seitsmes uuritakse taastatud turbaalade loomastikku. Seitsmeteistkümnest degradeerunud turbaalast käsitlevast artiklist kaheteistkümnest uuriti selgrootuid ja kuues uuriti selgroogseid, millest ühes artiklis uuriti nii selgrootuid kui ka selgroogseid (Lisa 1). Peamiseks ühiseks eesmärgiks nendes uuringutes on kaevandamisjärgsete turbaalade elurikkuse ja ökoloogilise seisundi ja taastumise uurimine. Antud uuringutes vaadeldakse peamiselt erinevate loomaliikide arvukust, mitmekesisust ja kohandumist turbaalade kaevandamisjärgsetes elupaikades.

24-st uurimistööst 18 on läbi viidud Euroopas, kus uuringud on keskendunud peamiselt Iirimaa, Saksamaa, Tšehhi, Valgevene ja Venemaa turbaaladele, samas kui ülejäänud kuus uuringut on läbi viidud Kanadas. Leitud artiklite seas on peamiseks uuritud selgrootute rühmadeks mardikalised, kiililised, liblikalised. Selgroogsete uuringud keskenduvad peamiselt kahepaiksetele, lindudele ja imetajatele (Lisa 1).

Mardikalised

Üheks enam uuritumaks selgrootute rühmaks on mardikalised (*Coleoptera*). Nende suure liigirikkuse tõttu (Alekseev jt, 2024) kasutatakse neid bioindikaatoritena (Kędzior, 2018). Eriti kasutatakse keskkonnaseisundi hindamiseks jooksikliki (*Carabidae*), kes on tundlikud keskkonna muutuste suhtes ning nende arvukus ja levik peegeldavad elupaiga kvaliteeti (Kędzior, 2018; Kędzior jt, 2020). Turba kaevandamise käigus muutub ala hüdroloogia ja taimkate, mis viib mardikaliste koosluste muutumiseni. Mitmed autorid on leidnud, et taimkatte struktuur on oluline mardikalistele (Sushko, 2017; Sushko, 2019; Zoch jt, 2024).

Peamiseks on turbasambla olemasolu, sest see pakub mardikalistele elu- ja varjumispaika (Zoch jt, 2024). Kuid tänu teistele kaevandatud alal esinevatele rabataimede suudavad mõned türfofiilsed liigid isegi turbasammalde puudumisel püsima jääda (Alekseev jt, 2024). Peale turbasambla esinemise mõjutavad turbaalade jooksiklasi veel mineraaltoitainete kättesaadavus ja antud ala keskkonna pH (Sushko, 2019).

Eraldi võib välja tuua konkreetse mardikaliigi *Carabus nitens*, kes esineb just mahajäetud kaevandatud turbaaladel (Volf jt, 2018). Tugevalt häiritud piirkondades on mardikalistel tekkinud kindlad kohastumused, nagu väiksem keha ja parem levimisvõime, mis võimaldavad neil häiritud keskkonnas hakkama saada (Ribera jt, 2001). Jooksiklaste liigirikkus ja arvukus on looduslikes soodes madal (Sushko, 2019; Kędzior jt, 2022), mistõttu võib juba mõõdukas häiring viia ka nende mitmekesisuse vähenemiseni (Sushko ja Novikova, 2024).

Zoch ja Reich (2024) uurisid mardikate esinemist üks aasta peale kaevandamist ja leidsid, et kaevandatud alal leidus vähem nii turbaala spetsialiste kui ka generaliste. Näiteks leidsid spetsialistliik *Philonthus nigrita* ja generalistid *Pterostichus diligens* ja *Cyphon hilaris* tihedamini looduslikul võrdlusalal kui kaevandatud alal. *P. nigrita* puhul on tegemist türfobiontse liigiga, kes elab ainult rabade ja siirdesoodes turbasambla kihtides (Staniec ja Pietrykowska-Tudruj, 2008), mistõttu kaotab ta turba kaevandamise käigus sobiva elupaiga.

Pikaajalisemad uuringud on kinnitanud, et ka aastakümneid pärast kaevandamise lõppu ei pruugi tundlikumad liigid kaevandatud alasid taasasustada. Näiteks Alekseev jt (2024) uurisid mardikaliste fauna kooslusi mahajäetud kaevandatud turbaalal peale 20 aastat kestnud iseeneslikku taastumist. Uuritud alal ei tuvastatud ühtegi türfobiontset liiki, viidates sellele, et need niiskust ja turbasammalt vajavad spetsialistliikide populatsioonid ei suuda iseeneslikult häiritud aladel taastuda (Spitzer ja Danks, 2006). Küll aga esines mitmeid türfofiilseid liike nagu *Enochrus ochropterus*, *Acupalpus brunripes*, *Brachygluta haematica*. Autorid märgivad, et türfofiilide seas esines maapealseid liike rohkem kui veemardikaid. See võib tuleneda sellest, et maismaa mardikaliste kooslustel on peale turba kaevandamise lõppu olnud võimalus pikemat aega taastuda. Vaatamata raba veekogude kadumisele, olid mardikalistele sobilikud mikroelupaigad, nagu väikesed lombid, säilinud.

Kaevandamisele järgnev iseeneslik taastumine ehk suksessioon võib mardikaliste kooslusi muuta. Kędzior jt (2022) leidsid, et 20 ja 40 aastat pärast turba kaevandamise lõppu suurenes jooksiklaste arvukus ja liigirikkus häiritud aladel võrreldes looduslike aladega. Samuti registreeriti spetsialistliikide asendumine generalistidega. Turba kaevandamisega kaasnev hüdroloogilise režiimi muutus põhjustab veetasemest sõltuvate rabataimede kadumist, mistõttu ei kujune suksessiooni käigus välja rabataimestikule sobivaid tingimusi (Pinceloup jt, 2020). See võib aga viia uue ökosüsteemi tekkimiseni. Antud uuringus täheldati mardikakoosluste liikumist metsakoosluste poole. Seda kinnitavad ka Hodecek jt (2015) leiud, et suksessiooni arenedes võib toimuda mardikaliste koosluste nihe metsakoosluste suunas.

Kuigi iseeneslik taastumine ei taga spetsialistliikide taasasustamist häiringutega kohtades (Kędzior jt, 2022), siis on leitud, et turbaalade taastamine võib mardikalistele pakkuda potentsiaalselt sobivaid elupaiku. Nii tehislised veekogud (Buczyńska ja Buczyński, 2019) kui ka turbasambla kasvatused (Zoch jt, 2024) võivad toimida alternatiivsete elupaikadena, kus võib leiduda ka turbaalade spetsialistliike.

Sipelglased

Sipelgad on tundlikud keskkonnategurite muutuste suhtes, nagu mulla niiskustase (Maes jt, 2003), aga ka taimkatte struktuur (Bujan jt, 2015). Mitmekesine taimestik ja keerukas struktuur loovad sipelgatele rohkem toiduresse ja pesapaiku (Bujan jt, 2015). Üldiselt eelistavad sipelgad ehitada oma pesad kuivale pinnasele, mistõttu võib kõrge mulla niiskustase vähendada sipelgatele sobivate pesapaikade loomist (Lesica ja Kanno, 1998; Bujan jt, 2015). See võib olla üks teguritest, miks sipelgate esinemine turbaaladel on madal (Vepsäläinen jt, 2000; Markó jt, 2004).

Looduslikel turbaaladel esinevad sagedamini laia levikuga sipelgate liigid, nagu näiteks *Lasius platythorax* ja liivarautsik (*Myrmica scabrinodis*), kellest viimane talub hästi niisket elukeskkonda (Vepsäläinen jt, 2000). Vepsäläinen jt (2000) leidsid, et turbaalade kuivendamine võib suurendada sipelgate liigirikkust, kuna see loob soodsamad tingimused kuivemat elupaika eelistavatele liikidele. Samas kaasneb sellega spetsialistliikide, nagu

liivarautsiku, mustpea-kuklase (*Formica uralensis*) ja rabakuklase (*F. picea*), elupaikade kadumine, sest neid liike leiti antud uuringus ainult looduslikelt turbaaladelt.

Vastupidiselt Vepsäläinen jt (2000) uuringule näitas Zochi ja Reichi (2024) uuring, et sipelgate isendite arvukus ning pesade esinemissagedus olid turbakaevandusaladel märkimisväärselt väiksemad kui looduslikel aladel. Kaevandatud alalt leiti siiski üks soorusklaste (*Leptothorax acervorum*) pesa. Zoch ja Reich (2024) pakuvad välja, et kaevandatud aladelt leitud pesad on suure tõenäosusega seal olnud juba enne turba kaevandamist, mistõttu nad on küll osaliselt kahjustunud, kuid siiski mitte täielikult hävinenud. On leitud, et türfobiontlik rabakuklane eelistab oma pesad ehitada aladele, kus on rohkelt kanarbikulisi (Rees, 2006). Näiteks on soo-eerika (*Erica tetralix*) nektar neile toiduallikaks (Rees, 2006). Turba kaevandamise käigus need taimed kaovad, mistõttu vähenevad ka rabakuklasele sobivad elupaigad (Zoch ja Reich, 2024).

Liblikalised

Liblikate esinemine turbaaladel sõltub paljuski nektartaimede olemasolust (Klimczuk ja Sielezniew, 2017; Sushko, 2022), mistõttu on üheks peamiseks määrajaks sealne taimkatte struktuur (Sushko ja Novikova, 2024; Vítovcová jt, 2024). Paljud liigid on seotud konkreetse peremeestaimega, mis on eriti oluline vastsete ja röövikute arengus (Sushko, 2022). Üheks selliseks turbaaladele iseloomulikuks taimeks on sookail, mille õitsemine langeb kokku näiteks rohetiiva lendamisperioodiga (Klimczuk ja Sielezniew, 2017). Samas toituvad liblikad ka mustika (*Vaccinium myrtillus*) nektarist (Klimczuk ja Sielezniew, 2017). Raba-võiliblikas (*Colias palaeno*) ja jõhvika-sinitiib (*Vacciniina optilete*) röövikud toituvad rangelt sinikast (*V. uliginosum*), mistõttu on peremeestaimede kättesaadavus neile eluliselt tähtis (Vítovcová jt, 2022).

Bakka jt (2023) leidsid, et mahajäetud kaevandatud turbaaladel oli liblikate liigirikkus ja mitmekesisus pisut madalam võrreldes looduslike aladega. Peamised registreeritud ööliblikate ülemsugukonnad mõlemal alal olid *Drepanoidea*, *Geometroidea*, kedriklased (*Lasiocampidae*), *Bombycoidea* ja *Noctuoidea* ning päevaliblikatest *Papilionoidea*. Võib arvata, et looduslikul alal oli liigirikkus suurem, kuna näiteks turbaaladele iseloomulik liik

jõhvika-sinitiib, mis on seotud hariliku jõhvika esinemisega, leidus ainult looduslikel turbaaladel. Häiringutega aladel esines vähem spetsialistliike ning domineerisid üldlevinud liigid, sh vähem ohustatud liik villpeaöölane (*Celaena haworthii*), kes oli ainuke liik, kes esines mõlemal alal. Selle liigi esinemine turbaaladel on seotud villpea (*Eriophorum*) kasvukohtadega (Jaroš jt, 2016). Uuring näitab, et kui häiritud alad piirnevad looduslike turbaalade kooslustega, võib nende liigirikkus ja mitmekesisus aja jooksul taastuda.

Vítovcová jt (2022) uuringu tulemused näitasid, et 30 aastat kestnud häiringutega turbaala iseeneslik taastumine ei vii ökosüsteemi tagasi algsesse seisundisse, vaid kujuneb välja uus alternatiivne, looduslähedane metsakooslus. Sarnased tulemused registreeriti ka hilisemas töös (Vítovcová jt, 2024), kus leiti, et kaevandatud turbaala troofiliste rühmade liigiline koosseis ei taastunud 30 aasta jooksul loodusliku soola tasemele. Tekkinud uus kooslus sarnases madalamate turbaalade spetsialistide kooslustega.

Ka Finch kolleegidega (2016) uuris liblikate esinemist Iirimaal jääksoo erinevatel taastumisjärgus olevatel aladel ja leidsid, et näiteks ristikheina-taevastiib (*Polyommatus icarus*) esines vaid nendel aladel, kus kasvas tema peremeestaim harilik nõiahammas (*Lotus corniculatus*). Lisaks leiti, et kesasilmiku (*Maniola jurtina*) arvukus oli suurim happelises madalsoos. Autorid pakuvad, et tõenäoliselt on see nii tänu seal valitsevale suuremale bioloogilisele mitmekesisusele, mis pakkus paremat varjupaika ja sobivat elukeskkonda.

Täpsemalt öeldes mõjutab liblikaid tugevalt kaevandatud ja mahajäetud turbaalade suktessiooniprotsess ja selle kestvus (Vítovcová jt, 2024). Suktsessiooni varajased staadiumid, kui maastik on veel avatud ja puudeta, on soodsad päevaliblikele nagu raba-võiliblikas, kes eelistab valgusküllaseid ja avatud elupaiku (Klimczuk ja Sielezniew, 2017). Päevaliblikad on tundlikud kõrgete puude võrastiku suhtes. Näiteks on kirburohutäpiku (*Boloria eunomia*) arvukus tiheda puustuga soometsades madalam, kuid kõrgem piirkondades, kus domineerib sookail (Klimczuk ja Sielezniew, 2017). Sellest saab järeldada, et avatud turbaalad on sellele liigile sobivamad elupaigad kui puissood. Ööliblikad seevastu eelistavad rohkem puitunud alasid (Spitzer jt, 2003), mis on iseloomulikud suktessiooni kesk- ja hilisstaadiumitele.

Suktsessiooni varajased staadiumid võivad degradeerunud turbaaladel olla ajutiseks elupaigaks laialt levinud liikidele, kes migreeruvad sinna teistest elupaikadest (Jaroš jt, 2016). Liblikate taasasustamisel mängivad rolli ka lähtepopulatsioonid, kes võivad aidata taastatud alasid uuesti asustada (Noreika jt, 2015). Sarnase järelduseni jõudsid ka Jaroš kolleegidega (2016), kes uurisid päevaliblikate ja ööliblikate kooslusi Tšehhi kaevandatud turbaaladel vegetatsiooniperioodil. Tulemustes registreeriti türfobionte, näiteks *Glyphipterix haworthana* ja villpeaöölane ning türfofiile nagu rohetiib. Ülejäänud registreeritud liblikad olid laialt levinud liigid. Autorid järeldasid, et suktsessiooni algstaadiumites võib degradeerunud piirkonnas ajutiselt esineda rohkem üldlevinud liike. Võib arvata, et liblikate taasasutamine toimub viivitusega, sest neile vajalikud peremeestaimed pole veel jõudnud kasvama hakata (Rákosy ja Schmitt, 2011).

Kiililised

Üldiselt eelistavad täiskasvanud kiilid avatud elupaiku (Remsburg jt, 2008), mistõttu väikestes ja varjulistes tiikides leidub täiskasvanud isendeid vähe (Hannigan ja Kelly-Quinn, 2012; Elo jt, 2015). Kiilivastsete arenguks on oluline taimestiku, sh turbasammalde esinemine (Buczyńska ja Buczyński, 2019), mis pakub varjupaika ja kaitset kiskjate eest (Krieger jt, 2019). Kiilide arengus, eriti piiratud liikumisvõimega vastsete staadiumis, on oluline veekogu esinemine (Oertli, 2008). Lisaks on leitud, et kiilidele on oluline turbaalade veekogu sügavus, sest sügavamates tiikides on tingimused mitmekesisemad, mis soodustab ka spetsialistliikide esinemist (Verberk jt, 2006; Remm ja Sushko, 2018; Strobl jt, 2020). Turbaalade spetsialistide jaoks on oluline stabiilne veerežiim, mille muutumine turba kaevandamise tõttu võib viia sobivate elupaikade kadumiseni (Bonifait ja Villard, 2010).

Ka vee keemilised omadused on kiilidele väga olulised, eelkõige vee happesus ehk pH (Johannson ja Brodin, 2003). Mitmeid turbaalade spetsialistliigid nagu väike-rabakiil ja punakas-rabakiil (*L. rubicunda*) on kohastunud happelise keskkonnaga (Rychała jt, 2011; Buczyńska ja Buczyński, 2019). Nende liikide esinemine ja kõrge arvukus võivad olla seotud ka kalade puudumisega nendes veekogudes, vähendades kisklusriski ja suurendades kiilide ellujäämisvõimalusi (Buczyńska ja Buczyński, 2019). Vastupidiselt eelistavad üldlevinud liigid, nagu punasilm-liidrik (*Erythromma najas*) ja harilik hiilgekiil (*Cordulia*

aenea) neutraalse pH-ga veekogusid, kuigi ei ole tõendeid, et nad happelistes veekogudes hakkama ei saaks (Rychała jt, 2011).

Konkreetsete elupaiganõuete tõttu on kiilid häiringute, muuhulgas turba kaevandamise suhtes väga tundlikud (Harabiš ja Dolný, 2010). Isegi elupaigast eemal asuvate turbaalade kaevandamine võib rabaspetsialistide vastseid negatiivselt mõjutada (Bonifait ja Villard, 2010). Kuna kiilidel on spetsiifilised elupaiganõuded, kasutatakse neid ka bioindikaatoritena keskkonnaseisundi hindamisel. Bonifait ja Villard (2010) kasutasid kiile, et hinnata kaevandatud rabades tiike ümbritseva puhvertsoonide tõhusust. Tulemustest järeldus, et kaevandatud alade veekogudes esines vähem kiilide isendeid kui looduslikes veekogudes. Rabaspetsialistidele avaldas isoleeritus rohkem mõju, mistõttu mõjutab turba kaevandamine negatiivselt kiilikoosluste struktuure.

Varasemalt on uuritud ka turbaalade taastamise mõju kiilidele, et hinnata taastatud alade sobivust erinevatele liikidele. Remm ja Sushko (2018) võrdlesid kiilide esinemist taastatud, taastamata ja looduslikul turbaala. Nad leidsid, et taastatud aladel oli kiilide arvukus ja liigirikkus suurem kui taastamata aladel, samas registreeriti taastatud aladel turbaalade spetsialistliike vähem kui looduslikel turbaaladel. Autorite hinnangul võib see olla põhjustatud lähedal asuvate looduslike veekogude kõrgemast kvaliteedist ja atraktiivsusest. Samuti vee voolust, mis ei sobi seisuveega kohastunud liikidele. Taastamata alalt leiti vaid kolm kiilivastset kahest laialt levinud liigist - punasilm-liidrik ja harilik vesikiil (*Libellula quadrimaculata*). See näitab freesturbaväljadel asuvate veevooluga kraavide sobimatust kiilidele. Taastatud aladel registreeriti siiski mitmeid rabaspetsialistliike, nagu sootondihobu ja väike-rabakiil. Lisaks registreeriti taastatud aladel ka mitmeid siirdesoole iseloomulikke liike, nagu punakas-rabakiil, suur-rabakiil (*L. pectoralis*) ja odaliidrik (*Coenagrion hastulatum*). Küll aga ei esinenud taastatud aladel liigid valgelaup-rabakiil (*L. albifrons*) ja raba-tondihobu, sest tekkinud veekogud võisid olla nende liikide jaoks liiga madalad (Remm ja Sushko, 2018).

Krieger jt (2019) aga leidsid, et kõrgsoo spetsialistide arvukus ja liigirikkus olid suuremad taastamata alal, mis esindasid antud uuringus looduslähedasi turbalasid. Siirdesoo spetsialistid olid seevastu arvukamad just taastatud aladel, eelistades toitainerikkamaid

tingimusi nagu endised põllumajandusmaad. Krieger jt (2019) toovad välja, et kiilide eelistused sõltuvad ökoloogilistest tingimustest. Kõrgsoo liikide esinemist soodustavad tupp-villpea ja turbasambla rohkus. Kaevandamisest tingitud turbaala veetaseme vähenemisel on aga negatiivne mõju kiilide esinemisele. Siirdesoo spetsialistide arvukus kasvas hariliku loa (*Juncus effusus*) katvuse suurenemisega, näidates koha kõrgemat pH taset ja toitainete kättesaadavust. Siiski langes mõlema spetsialistgrupi arvukus soontaimede katvuse suurenedes. Turbaalade taastamine on kiilide seisukohast oluline, kuna toetab liigilist mitmekesisust ja võimaldab spetsialistliikidel taastatud alasid taasasustada. Siiski sõltub taastamise edukus varasemast maakasutusest.

Kahepaiksed

Kahepaiksete elutegevuseks ja sigimiseks on vajalik mitmekesine elupaigakompleks, mis hõlmab nii maismaa- kui ka vee-elupaiku (Baldwin jt, 2006). Vee-elupaigad on olulised eelkõige sigimisprotsessis ning keha niiskustaseme säilitamises, aidates vältida kuivamist (Kingsbury ja Gibson, 2012). On leitud, et turbaaladel leidub ja sigib kahepaikseid vähem kui mõnes maismaa veekogus (Mazerolle, 2005). Siiski on turbaalade veekogudes esinevad selgrootud kahepaiksetele toiduallikaks (Mazerolle, 2005; Desrochers ja van Duinen, 2006). Kahepaiksed võivad peituda turba ülemiste kihtide vahele, mis aitavad varjuda kiskjate eest (Glime ja Boelema, 2013). Turba kaevandamise käigus need kihid aga eemaldatakse, mistõttu kaovad kahepaiksetele väärtuslikud elupaigakomponendid (Glime ja Boelema, 2013).

Kahepaiksed on väga tundlikud keskkonna happesuse suhtes (Freda jt, 1991; Dunson jt, 1992; Karns, 1992). Läbilaskva naha tõttu on madala pH tasemega oligotroofsed sood neile ebasobivad elu- ja sigimisaigad (Locky, 2003; Kingsbury ja Gibson, 2012). Siiski, on leitud, et kahepaiksed mitte ainult ei esine turbaaladel, vaid võivad seal ka sigida (Mazerolle ja Cormier, 2003; Kingsbury ja Gibson, 2012). Mitmed uuringud aga näitavad, et kahepaiksete sigimise ja keskkonna happelisuse vahel on negatiivne seos (Leuven jt, 1986; Karns, 1992). Sigimine happelises keskkonnas on harv, sest enamik konnakudust hukub või ei arene korralikult (Karns, 1992; Minayeva ja Sirin, 2012). Üheks turbaaladel esinevaks konnade perekonnaks on *Lithobates* (Glime ja Boelema, 2013). Näiteks peetakse liiki *Rana*

sylvatica turbaaladele iseloomulikuks kahepaikseliigiks, kes teatud tingimuste juures, nagu soe veetemperatuur ja suur munamassi hulk, suudab sigida ka happelises rabavees (Karns, 1992). Samuti võivad mõned kahepaiksed, näiteks roheline konn (*Rana clamitans* (uue nimega *Lithobates clamitans*)) ja *R. sylvatica*, turbaaladele liikuda suvel peale sigimisperioodi (Mazerolle, 2001), otsides varjulist ja niisket elupaika (Baldwin jt, 2006). Põhja-Ameerika turbaaladel võib esineda veel *Bufo americanus*, *Pseudacris crucifer* ja *R. pipiens* (Desrochers ja van Duinen, 2006).

Peamised uuringud kahepaiksete esinemise kohta kaevandatud turbaaladel on läbi viidud Kanadas (Lisa 1). Mazerolle (2003) uuris turba kaevandamise mõju kahepaiksete arvukusele ja liigirikkusele nii kaevandatud aladel kui ka nende servaaladel. Kaevandatud aladel oli vähenenud pea kõikide liikide arvukus. Peamiseks mõjutajaks olid muutused vee pH-s ja taimestik. Ka Mazerolle ja Cormier (2003) leidsid, et *R. clamitans* on tundlik turba kaevandamise suhtes. Mazerolle ja Cormier (2003) leidsid, et kuivendatud aladel rohelist konni ei leidu, küll aga võib neid leiduda mõõduka häiringuga aladelt. Turba kaevandamine avaldab kahepaiksetele negatiivset mõju, kuid see mõju väheneb, kui kaugus kaevanduskohast suureneb, olles märgatavalt väiksem juba 100 m kaugusel.

On leitud, et võrreldes looduslike rabalaugastega on kahepaiksete arvukus suurem tehislises veekogudes, mis on tekkinud kuivenduskraavide sulgemisel (Mazerolle jt, 2006). Siiski pakkusid autorid põhjuseks, et kuna uuringu läbiviimise perioodil ei olnud tehislilikud veekogud jõudnud veel täielikult rabalaugasteks muutuda, olid need ka vähem happelised. Ka Stückler jt (2024) uurisid kahepaiksete esinemist veega täitunud taastatud veekogudes ja suletud kraavides. Tulemused näitasid, et kahepaiksete isendite arvukus oli suurem tiikides. Põhjuseks pakkusid nad, et kraavid kipuvad kiiremini mudastuma ja kuivama (Remm jt, 2018). Seetõttu on vajadus taastada degradeerunud turbaalaid, et pakkuda sobivaid elu- ja sigimispaiku kahepaiksete liikidele (Stückler jt, 2024).

Linnud

Turbaalad on olulised elupaigad linnuliikidele (Desrochers ja van Duinen, 2006), kes eelistavad niiskeid ja avatud, vähese puistuga alasid (Fraixedas jt, 2017). Põhja-Euroopa

turbaalad, sh Balti riigid, on olulised pesitsuspaigad sellistele liikidele nagu sookiur (*Anthus pratensis*), tikutaja (*Gallinago gallinago*), sookurg (*Grus grus*), väikekoovitaja (*Numenius phaeopus*), rüüt (*Pluvialis apricaria*), mudatilder (*Tringa glareola*) ja rabapüü (*Lagopus lagopus*) (Fraixedas jt, 2017). Suurbritannia turbaaladel pesitsevad aga lisaks veel heletilder (*T. nebularia*), soorüdi (*Calidris alpina*) ja keldi rabapüü (*lagopus lagopus scotica*) (Littlewood jt, 2010). Erinevates turbaala staadiumites on erinev lindude liigiline koosseis (Bracken jt, 2008). Kuna sookiuri on leitud mitmes Iirimaa erinevas arengujärgus olevatelt turbaaladelt, võib teda pidada rabaspetsialistik (Bracken jt, 2008). Siiski on leitud, et sookiuri esinemistihedus on suurem just kanarbiku kasvukohtades (Pearce-Higgins ja Grant, 2006). Sookurg pesitseb erinevates märgades elupaikades. Näiteks võib teda leida niisketel madalsoon aladel, kus on nii pilliroo- kui ka tarnakooslusi. Samuti võib teda esineda vähese puistu ja madala põõsastikuga rabaaladelt (Leito jt, 2005).

Eestis on metsise (*Tetrao urogallus*) ja tedre (*Lyrurus tetrrix*) pesitsus- ja toitumispaigad tihedalt seotud turbaaladega (Lõhmus jt, 2023). Mõlemad liigid pesitsevad okas-lehtpuu segametsas (Huhta jt, 2017). Poegade kasvuperioodil eelistavad tedred avatumaid elupaiku, näiteks männisoometsasid, samas kui metsised eelistavad poegade kasvatamiseks aga hoopis mustika kasvukohatüübiga metsasid (Wegge ja Kastdalen, 2008). Mõlema kanalise pojad toituvad mustikast ja sinikast, aga eelistavad ka teisi taimeliike (Wegge ja Kastdalen, 2008). Tedre pojad söövad ka pooltooreid jõhvikaid ja metsise pojad mets-härgheina (*Melampyrum sylvaticum*) (Wegge ja Kastdalen, 2008). Lisaks toituvad metsised ka mustikate kasvukohas leiduvatest lüljalgsetest (Wegge jt, 2005).

Turbaalade kuivendamisel ja metsastamisel on lindudele negatiivne mõju (Ludwig jt, 2008; Wegge ja Kastdalen, 2008). Kuivendamise tagajärjel muutub või kaob mitmekesine taimekooslus. Turba kaevandamisel aga kaovad lindudele oluliste taimeliigid, mis on poegade toiduallikaks (Huhta jt, 2017). Samuti vähenevad mustikatega seotud lüljalgsete, sh liblikate (ja nende röövikute) arvukus, mis on eriti oluline just metsise poegadele (Wegge jt, 2005). Seetõttu põhjustab turbaalade metsastumine ja võsastumine näiteks metsise ja tedre elupaikade kadumist, vähendades nende pesitsusedukust ja poegade ellujäämist (Ludwig jt, 2008; Wegge ja Kastdalen, 2008). Suurenenud võsastiku osakaalu on seostatud

ka punajalg-tilderi (*Tringa totanus*) arvukuse vähenemisega mahajäetud kaevandatud turbaaladel (Copland jt, 2008).

Turbaalade kuivendamisega kaasnevad mitmed ohud. Näiteks võib loodav kraavivõrgustik olla linnupoegadele eluohtlik, kuna tihtipeale on need raskesti läbitavad ning põhjustavad poegade hukkumise riski suurenemist (Ludwig jt, 2008; Huhta jt, 2017). Veel on leitud, et turbaalade metsastamise tagajärjel suureneb kiskluse oht (Huhta jt, 2017). Suurenenud röövlomade arvukus metsas mõjutab avamaastikul pesitsevaid linde nagu näiteks soorüdi ja rüüt (Wilson jt, 2014), kes metsa läheduses võivad kiskjatele olla kergeks saagiks (Hancock jt, 2020).

Olenemata suurenenud ohuteguritest on leitud, et kaevandatud turbaalade ümbruses esineb turbaaladele iseloomulikke linnuliike harva. Bonifait ja Villard (2010) uurisid puhvertsoonide mõju kaevandatud ala tiikide ümbruses lindudele. Tulemustest järeldus, et lindude esinemine ei sõltu tiikide isoleeritusest. Autorid nendivad, et tulemus võib olla põhjustatud väikesest valimist. Uuringus tuvastatud lindudest oli turbaaladele iseloomulik vaid rabasidrik. Ainukese rabaspetsialistina tuvastati rabasäälik (*Setophaga palmarum*), keda häiringuala läheduses esines vähem kui looduslikul turbaalal.

Mitmed uuringud on näidanud, et häiringud turbaaladel nagu kuivendamine ja kaevandamine võivad hoopis suurendada üldist linnuliikide mitmekesisust (Minayeva jt, 2017; Alsila jt, 2021). Tihtipeale on see põhjustatud turbaalade spetsialistliikide asendumisest üldlevinud liikidega. Sellega võib seletada ka Desrochers ja Rochefort (2021) uuringus väljasidriku (*Passerculus sandwichensis*), kui laialt levinud liigi, esinemist kaevandatud turbaaladel. Sarnaselt suurenes laialt levinud linnuliikide hulk Alsila ja kolleegide (2021) uuringus, kui metsanduseks kuivendatud turbaalal suurenes puistu, mis loob sobivad elupaigatingimused näiteks salu-lehelinnule (*Phylloscopus trochilus*) ja metsvindile (*Fringilla coelebs*). Suurenenud võsastiku osakaalu tagajärjel on suurenenud liigilist koosseisu täheldatud ka taastatud turbaaladel (Copland jt, 2011). Lisaks märgaaladele omaste linnuliikide, nagu liivatüll (*Charadrius hiaticula*), soorüdi, tikutaja ja vihitaja (*Actitis hypoleucos*) esinemisele, registreeriti taastatud aladel mitmeid puu ja

põõsastiku eelistajavaid liike nagu harakas (*Pica pica*), sinitihane (*Parus caeruleus*), väikepütt (*Tachybaptus ruficollis*) ja võsa-ritsiklind (*Locustella naevia*) (Copland jt, 2011).

Siiski on turbaalade taastamisel positiivne mõju ka spetsialistliikide arvukusele. Desrochers ja Rochefort'i (2021) tehtud uuringu tulemused näitasid, et mahajäetud turbaaladel oli lindude liigirikkus madalam kui taastatud ja looduslikel turbaaladel. Samuti leiti, et taastatud aladel hakkas liigiline koosseis 20 aasta jooksul muutuma looduslike aladega sarnasemaks. Kui Desrochers jt (1998) uuringust järeldub, et võrreldes looduslike turbaaladega, esineb keskkonnahäiringute suhtes tundlik rabasäälik kaevandatud aladel harva, siis Desrochers ja Rochefort'i (2021) uuringust selgub, et turbaaladele iseloomulik liik rabasäälik ilmub taastatud aladele tagasi.

Imetajad

Närilised eelistavad kuivemaid ja rohurikkamaid alasid, mistõttu neid looduslikes soodes peaaegu ei esine (Littlewood jt, 2021). Turba kaevandamine muudab oluliselt elupaigatingimusi, mis meelitab väikeimetajaid turbaalade äärealadele. Mazerolle jt (2001) leidsid, et turba kaevandamine soodustab väikeimetajate levikut aladele, kus veetase on kuivenduskraavide tõttu madalam. Nad registreerisid 15 liiki, kellest vaid kaks – *Synaptomys cooperi* ja *Sorex arcticus* – olid rabaspetsialistid. Kuigi looduslikel turbaaladel oli väikeimetajate liigirikkus madalam, pakuvad need looduslikud säilinud fragmendid häiringualadel varjupaika eelmainitud spetsialistliikidele (Mazerolle jt, 2001). Häiringutega ja kuivematel servaaladel esines aga rohkem üldlevinud liike, nagu aasa-uruhiir (*Microtus pennsylvanicus*). Põhja-Ameerikas levinud metsaelupaikadega seotud liigid, nagu *Sorex cinereus* ja *Zapus hudsonius*, võivad samuti esineda kaevandatud alade äärealadel (Mazerolle jt, 2001). Taastatud aladel, kus taimestik on mitmekesisem ning pinnas kuivem, võivad närilised siiski esineda (Littlewood jt, 2021). Neile sobivad elupaigad on seotud toiduallikate esinemisega, soositud on seemne- ja leherikkamad alad (Canova, 1993).

Euroopa turbaaladel võib esineda ka suuremaid imetajaid, nagu näiteks kiskjaid: hunt (*Canis lupus*), rebane (*Vulpes vulpes*), kährikkoer (*Nyctereutes procyonoides*), nugis (*Martes martes*), kuid ka nemad esinevad pigem soode servaaladel (Desrochers ja van Duinen,

2006). Põhjuseks võib olla see, et kuivendusest ja ala degradeerumisest tingitud näriliste puudumine mõjutab negatiivselt kiskjate toitumisvõimalusi (Littlewood jt, 2021). Teistest imetajaliikidest on turbaaladel veel registreeritud punahirv (*Cervus elaphus*), kobras (*Castor fiber*), saarmas (*Lutra lutra*) ja metssiga (*Sus scrofa*) (Desrochers ja van Duinen, 2006).

Kuna turbaalade kaevandamine võib vähendada imetajate toitumisvõimalusi, on uuritud, kuidas taastamistegevused, nagu taimede istutamine ja seemnete külvamine, mõjutavad potentsiaalsete toiduallikate kasvu. Soomes uuriti taimede ümberistutamise ja seemnete külvamise mõju põhjapõtradele (*Rangifer tarandus tarandus*) sobivate toidutaimede kasvule (Tarvainen jt, 2022). Leiti, et üheks sobilikuks tubaalade taastamisel külvatavaks taimeliigiks on tupp-villpea, mis sobib hästi nii turbaalade tingimustesse kui ka karjatamiseks, olles seega potentsiaalselt väärtuslik toiduallikas põhjapõtradele (Cooper jt, 2001). Edukas taastamine eeldab mitme meetodi, nagu istutamise, külvamise ja loodusliku suktsessiooni kombineerimist (Tarvainen jt, 2022).

Järeldused

Antud töö annab ülevaate jääksoode loomastikust parasvöötmes ning selgitab freesturbaalade kaevandamise ja taastamise mõju erinevatele liigirühmadele. Tulemustest selgub, et turbaalade kaevandamine põhjustab spetsialistliikide asendumise üldlevinud liikidega (generalistid). See kinnitab hüpoteesi, et degradeerumine viib spetsialistliikide kadumiseni ning neid asendavad üldlevinud ja kohanemisvõimelisemad liigid. Mitmed uuringud osutavad, et jääksoodes võivad olla säilinud mikroelupaigad nagu väikesed veekogud või turbasambla laigud. Need mikroelupaigad pakuvad elu- ja varjupaika tundlikele liikidele, kinnitades hüpoteesi, et jääksood sisaldavad mikroelupaiku, mis toetavad loomastiku peidetud, kuid senini alahinnatud mitmekesisust. Lisaks leitakse, et taastamistööd, millega matkitakse looduslike turbaalade tingimusi, võivad pakkuda sobivaid elupaigatingimusi ka tundlikele loomaliikidele. Näiteks loovad turbasambla kasvatamine, veekogude rajamine ja sobiva taimestiku taastamine elupaiku turbaalade spetsialistliikidele. See kinnitab hüpoteesi, et loomad taasasustavad turbaalade taastunud/taastatud osad kiiremini, kui taastamine hõlmab algupärasele turbaalale sarnaseid mikroelupaiku. Samas erineb taastamise kiirus ja ulatus taksoniti. Kõige kiiremini taastuvad laialt levinud jooksiklaste, päevaliblikate, kahepaiksete ja lindude populatsioonid.

Paljusid rühmasid, nagu mardikalisi ja kiile kasutatakse bioindikaatoritena, kuna nad on tundlikud keskkonnamuutustele ja nende abil on võimalik hinnata taastamisemeetmete edukust. Erinevate rühmade taastumist degradeerunud turbaaladel määravad erinevad keskkonningimused. Näiteks mardikaliste esinemine on otseselt mõjutatud turbasambla olemasolust, mis pakub neile sobivat elu- ja varjumispaika. Kuna liblikaliste koosseis sõltub tugevalt peremeestaimede, olemasolust, siis mõjutab neid oluliselt taimestiku mitmekesisus ja taimkatte struktuur. Sellisteks taimedeks on näiteks sookail ja sinikas. Kiililiste taasasustamist soodustavad happelised ja avatud veekogud. Ka kahepaiksed on tundlikud veekogu happelisuse suhtes, mistõttu on neile sobivamad vähehappelised veekogud. Turbaalade linnud eelistavad avatud ja niiskeid alasid. Seega tuleb taastamisel silmas pidada, et erinevate rühmade edukaks taasasustamiseks tuleb taastada nii veerežiim ning taimkatte struktuur kui ka mikroelupaikade mitmekesisus.

Kokkuvõtte

Mahajäetud kaevandatud turbaalade ökoloogiline seisund mõjutab paljusid elustikurühmi. Nende seas nii selgrootuid kui ka selgroogseid. Antud töös analüüsitud uurimuste põhjal võib väita, et turba kaevandamine muudab turbaalade struktuuri ja sealsete elupaikade tingimusi, mis viib turbaalade spetsialistliikide asendumiseni üldlevinud liikidega. Häiringud mõjutavad erinevaid rühmasid erinevalt, kuid kõigi puhul selgub, et nii iseeneslikud kui ka tehislikud taastumisprotsessid võivad leevendada nende häiringute mõju. Siiski ei taga taastumine esialgse loodusliku seisundi täielikku taastumist.

Loomastiku taastumine on taksoniti erinev. Tööst järeldub, et esmalt taastasustavad degradeerunud alad laialt levinud ja üldisema elupaiganõudlusega liigid. Nende levimisvõime on suurem ning nad ei sõltu konkreetsetest keskkonnatingimustest nagu niiskustase, happelisus või taimestik. Spetsialistliikide taastumise potentsiaal on suurem, kui taastamisel lähtutakse täpselt nende ökoloogilistest vajadustest.

Summary

The ecological condition of abandoned peat extraction sites affects many groups of organisms, including both invertebrates and vertebrates. Based on the studies analyzed in this work, it can be stated that peat extraction alters the structure of peatlands and the conditions of their habitats, leading to the replacement of peatland specialist species with more widespread generalist species. Disturbances affect different groups in different ways, but in all cases, both natural and artificial restoration processes can help mitigate the impacts of these disturbances. However, restoration does not guarantee the complete recovery of the original natural state.

The recovery of fauna varies by taxon. This work suggests that degraded areas are first recolonized by widespread species with broad habitat preferences. These species have greater dispersal capabilities and are not dependent on specific environmental conditions such as moisture levels, acidity, or vegetation. The recovery potential of specialist species is higher when restoration efforts are tailored specifically to their ecological requirements.

Tänuavaldused

Täna südamest oma juhendajat Elin Soomets-Alverit toetuse ja kannatlikkuse eest. Ta oli mulle igal hetkel olemas, et kasulikke nõuandeid jagada ja vajadusel ka motiveerida. Väga suur tänu minu perekonnale ja lähedastele, kes ka kõige stressirohkematel aegadel minu selja taga seisisid ning mind innustasid.

Kasutatud kirjandus

- Abdalla, M., Hastings, A., Truu, J., Espenberg, M., Mander, Ü., & Smith, P. (2016). Emissions of methane from northern peatlands: a review of management impacts and implications for future management options. *Ecology and evolution*, 6, 7080-7102.
- Alekseev, V., Napreenko, M., & Napreenko-Dorokhova, T. (2024). Ecological Groups of Coleoptera (Insecta) as Indicators of Habitat Transformation on Drained and Rewetted Peatlands: A Baseline Study from a Carbon Supersite, Kaliningrad, Russia. *Insects*, 15, 356.
- Alsila, T., Elo, M., Hakkari, T., & Kotiaho, J. S. (2021). Effects of habitat restoration on peatland bird communities. *Restoration ecology*, 29, e13304.
- Bakka, S. V., Kiseleva, N. Y., Bahtyurina, L. A., Shestakova, A. A., & Matveeva, A. V. (2023). Fauna of Lepidoptera on wetlands damaged by peat extraction and undisturbed by human: analysis and comparison (Nizhny Novgorod region, Russia). In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 1212, No. 1, p. 012037). IOP Publishing.
- Baldwin, R. F., Calhoun, A. J., & de Maynadier, P. G. (2006). Conservation planning for amphibian species with complex habitat requirements: a case study using movements and habitat selection of the wood frog *Rana sylvatica*. *Journal of herpetology*, 40, 442-453.
- Batzer, D., Wu, H., Wheeler, T., & Eggert, S. (2016). Peatland invertebrates. *Invertebrates in freshwater wetlands: an international perspective on their ecology*, 219-250.
- Beyer, F., Jansen, F., Jurasinski, G., Koch, M., Schröder, B., & Koebsch, F. (2021). Drought years in peatland rewetting: rapid vegetation succession can maintain the net CO₂ sink function. *Biogeosciences*, 18, 917-935.
- Bonifait, S., & Villard, M. A. (2010). Efficiency of buffer zones around ponds to conserve odonates and songbirds in mined peat bogs. *Ecography*, 33, 913-920.
- Bracken, F., McMahon, B. J., & Whelan, J. (2008). Breeding bird populations of Irish peatlands. *Bird Study*, 55, 169-178
- Buczyńska, E., & Buczyński, P. (2019). Aquatic insects of man-made habitats: Environmental factors determining the distribution of Caddisflies (Trichoptera), Dragonflies (Odonata), and Beetles (Coleoptera) in Acidic Peat Pools. *Journal of Insect Science*, 19, 17.

- Bujan, J., Brigić, A., Sedlar, Z., & Šošćarić, R. (2015). Progressive vegetation succession of fen habitats promotes the lack of habitat specialist ants. *Insectes sociaux*, 62, 415-422.
- Calmé, S., & Desrochers, A. (2000). Biogeographic aspects of the distribution of bird species breeding in Québec's peatlands. *Journal of Biogeography*, 27, 725-732.
- Canova, L. (1993). Resource partitioning between the bank vole *Clethrionomys glareolus* and the wood mouse *Apodemus sylvaticus* in woodland habitats. *Italian Journal of Zoology*, 60, 193-198.
- Cooper, A., McCann, T. P., & Hamill, B. (2001). Vegetation regeneration on blanket mire after mechanized peat-cutting. *Global Ecology and Biogeography*, 10, 275-289.
- Copland, A. S., Bayliss, J., Power, E., & Finney, K. (2008). Breeding waders in cutaway peatlands in County Offaly. In *After Wise Use—the future of peatlands. Proceedings of the 13th International Peat Congress. International Peat Society, Jyväskylä, Finland.*
- Copland, A. S., Farrell, C. A., & McCorry, M. J. (2011). Breeding bird populations on the Oweninny cutaway peatlands, County Mayo. *Irish Birds*, 9, 197-208.
- Desrochers, A., Rochefort, L., & Savard, J. P. L. (1998). Avian recolonization of eastern Canadian bogs after peat mining. *Canadian Journal of Zoology*, 76, 989-997.
- Desrochers, A., & Rochefort, L. (2021). Avian recolonization of unrestored and restored bogs in Eastern Canada. *bioRxiv*, 2021-11.
- Desrochers, A., & van Duinen, G. J. (2006). Peatland fauna. In *Boreal Peatland Ecosystems* (pp. 67-100). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Dunn, C., & Freeman, C. (2011). Peatlands: our greatest source of carbon credits?. *Carbon Management*, 2, 289-301.
- Dunson, W. A., Wyman, R. L., & Corbett, E. S. (1992). A symposium on amphibian declines and habitat acidification. *Journal of Herpetology*, 349-352.
- Eesti Märgalade Ühing. (2025). *Soontaimed*. Eesti sood. Vaadatud 22.04.2025 <https://www.soo.ee/elustik/taimed/soo.ee>
- Eesti Turbaliit. *Kaevandamine*. <https://turbaliit.ee/kaevandamine/> Vaadatud 25.04.2025
- Elo, M., Penttinen, J., & Kotiaho, J. S. (2015). The effect of peatland drainage and restoration on Odonata species richness and abundance. *BMC ecology*, 15, 1-8.
- Erwin, K. L. (2009). Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and management*, 17, 71-84.

- Finch, D., Copland, A. S., Kelly, M., & McMahon, B. J. (2016). A comparison between the butterfly communities on cutaway peatland habitats. *The Irish Naturalists' Journal*, 44-49.
- Fraixedas, S., Lindén, A., Meller, K., Lindström, Å., Keišs, O., Kålås, J. A., J. A., Husby, M., Leivits, A., Leivits, M., & Lehikoinen, A. (2017). Substantial decline of Northern European peatland bird populations: Consequences of drainage. *Biological conservation*, 214, 223-232.
- Freda, J., Sadinski, W. J., & Dunson, W. A. (1991). Long term monitoring of amphibian populations with respect to the effects of acidic deposition. *Water, Air, and Soil Pollution*, 55, 445-462.
- Frolking, S., Talbot, J., Jones, M. C., Treat, C. C., Kauffman, J. B., Tuittila, E. S., & Roulet, N. (2011). Peatlands in the Earth's 21st century climate system. *Environmental Reviews*, 19, 371-396.
- Gallé, R., Samu, F., Zsigmond, A. R., Gallé-Szpisjak, N., & Urák, I. (2019). Even the smallest habitat patch matters: on the fauna of peat bogs. *Journal of Insect Conservation*, 23, 699-705.
- Glime, J. M., & Boelema, W. J. (2013). Volume 2, Chapter 14-2: Anuran Conservation Issues.
- Gorham, E. (1991). Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological applications*, 1, 182-195.
- Graf, M. D., Rochefort, L., & Poulin, M. (2008). Spontaneous revegetation of cutaway peatlands of North America. *Wetlands*, 28, 28-39.
- Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebsch, F., & Couwenberg, J. (2020). Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature communications*, 11, 1644.
- Hancock, M. H., Klein, D., & Cowie, N. R. (2020). Guild-level responses by mammalian predators to afforestation and subsequent restoration in a formerly treeless peatland landscape. *Restoration Ecology*, 28, 1113-1123.
- Hannigan, E., & Kelly-Quinn, M. (2012). Composition and structure of macroinvertebrate communities in contrasting open-water habitats in Irish peatlands: implications for biodiversity conservation. *Hydrobiologia*, 692, 19-28.
- Harabiš, F., & Dolný, A. (2010). Ecological factors determining the density-distribution of Central European dragonflies (Odonata). *European Journal of Entomology*, 107.

- Hodecek, J., Kuras, T., Sipos, J., & Dolny, A. (2015). Post-industrial areas as successional habitats: long-term changes of functional diversity in beetle communities. *Basic and Applied Ecology*, 16, 629-640.
- Huhta, E., Helle, P., Nivala, V., & Nikula, A. (2017). The effect of human-modified landscape structure on forest grouse broods in two landscape types. *Ecosphere*, 8, e01950.
- Humpenöder, F., Karstens, K., Lotze-Campen, H., Leifeld, J., Menichetti, L., Barthelmes, A., & Popp, A. (2020). Peatland protection and restoration are key for climate change mitigation. *Environmental Research Letters*, 15, 104093.
- International Peatland Society (a). What are peatlands? Vaadatud 22.04.2025 <https://peatlands.org/peatlands/what-are-peatlands/>
- International Peatland Society (b). Types of peatlands. Vaadatud 22.04.2025 <https://peatlands.org/peatlands/types-of-peatlands/>
- International Peatland Society (c). What is peat? Vaadatud 22.04.2025 <https://peatlands.org/peat/peat/>
- Jaroš, J., Spitzer, K., & Zikmundová, H. (2016). Vegetation succession of a post-harvested peat bog and survival of moths and butterflies (Lepidoptera): A case study of a Soumarský Most bog (bohemian Forest, South Bohemia, Central Europe). *Silva Gabreta*, 22, 79-98.
- Johansson, F., & Brodin, T. (2003). Effects of fish predators and abiotic factors on dragonfly community structure. *Journal of Freshwater Ecology*, 18, 415-423.
- Joosten, H., & Clarke, D. (2002). Wise use of mires and peatlands. *International mire conservation group and international peat society*, 304.
- Karns, D. R. (1992). Effects of acidic bog habitats on amphibian reproduction in a northern Minnesota peatland. *Journal of herpetology*, 401-412.
- Karofeld, E. (2006). Jääksood soodeks tagasi. *Eesti Loodus*, 6, 16–20. Vaadatud 23.04.2025. http://vana.loodusajakiri.ee/eesti_loodus/artikkel1513_1508.html
- Karofeld, E., Jarašius, L., Priede, A., & Sendžikaitė, J. (2017). On the after-use and restoration of abandoned extracted peatlands in the Baltic countries. *Restoration ecology*, 25, 293-300
- Kędzior, R. (2018). Co-occurrence pattern of ground beetle (Coleoptera, Carabidae) indicates the quality of restoration practices in postindustrial areas. *Applied Ecology & Environmental Research*, 16.

- Kędzior, R., Szwalec, A., Mundała, P., & Skalski, T. (2020). Ground beetle (Coleoptera, Carabidae) life history traits as indicators of habitat recovering processes in postindustrial areas. *Ecological Engineering*, 142, 105615.
- Kędzior, R., Zarzycki, J., & Zając, E. (2022). Raised bog biodiversity loss: A case-study of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of ecosystem degradation after peat mining. *Land Degradation & Development*, 33, 3511-3522.
- Keskkonnaagentuur. (2025). *Soode tüübid ja nende kaitse*. Loodusveeb. Vaadatud 22.04.2025 <https://loodusveeb.ee/et/themes/sood/soode-tuubid-ja-nende-kaitse>
- Kingsbury, B. A., & Gibson, J. (Toim). (2012). *Habitat management guidelines for amphibians and reptiles of the Midwestern United States*. PARC.
- Kliimaministeerium. (2025). *Turvas*. Viimati Vaadatud 22.04.2025. <https://kliimaministeerium.ee/energeetika-maavarad/maavarad/turvas>
- Klimczuk, P., & Sielezniew, M. (2017). Unexpected differences in butterfly diversity between two peat bogs in the same area. *Polish Journal of Entomology*, 86, 251.
- Konvalinková, P., & Prach, K. (2014). Environmental factors determining spontaneous recovery of industrially mined peat bogs: a multi-site analysis. *Ecological Engineering*, 69, 38-45.
- Krieger, A., Fartmann, T., & Poniowski, D. (2019). Restoration of raised bogs—Land-use history determines the composition of dragonfly assemblages. *Biological conservation*, 237, 291-298.
- Lai, D. Y. F. (2009). Methane dynamics in northern peatlands: a review. *Pedosphere*, 19, 409-421.
- Lehmitz, R., Haase, H., Otte, V., & Russell, D. (2020). Bioindication in peatlands by means of multi-taxa indicators (Oribatida, Araneae, Carabidae, Vegetation). *Ecological Indicators*, 109, 105837.
- Leifeld, J., & Menichetti, L. (2018). The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature communications*, 9, 1071.
- Leito, A., Ojaste, I., Truu, J., & Palo, A. (2005). Nest site selection of the Eurasian Crane *Grus grus* in Estonia: an analysis of nest record cards. *Ornis Fennica*, 82, 44-54.
- Lesica, P., & Kanno, P. B. (1998). Ants create hummocks and alter structure and vegetation of a Montana fen. *The American Midland Naturalist*, 139, 58-68.
- Leuven, R. S. E. W., Den Hartog, C., Christiaans, M. M. C., & Heijligers, W. H. C. (1986). Effects of water acidification on the distribution pattern and the reproductive success of amphibians. *Experientia*, 42, 495-503.

- Littlewood, N., Anderson, P., Artz, R., Bragg, O., Lunt, P., & Marrs, R. (2010). Peatland biodiversity. *IUCN UK Peatland Programme, Edinburgh*
- Littlewood, N. A., Hancock, M. H., Newey, S., Shackelford, G., & Toney, R. (2021). Use of a novel camera trapping approach to measure small mammal responses to peatland restoration. *European Journal of Wildlife Research*, 67, 12.
- Locky, D. (2003). Peatlands and creatures great and small: Part I-Vertebrates.
- Loisel, J., & Gallego-Sala, A. (2022). Ecological resilience of restored peatlands to climate change. *Communications Earth & Environment*, 3, 208.
- Loisel, J., Gallego-Sala, A. V., Amesbury, M. J., Magnan, G., Anshari, G., Beilman, D. W., ... & Wu, J. (2021). Expert assessment of future vulnerability of the global peatland carbon sink. *Nature climate change*, 11, 70-77.
- Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P., Nissinen, K., & Siitari, H. (2008). Large-scale drainage and breeding success in boreal forest grouse. *Journal of Applied Ecology*, 45, 325-333.
- Löhmus, A., Pass, E., & Pensa, M. (2023). Distribution of grouse and their predators in peatland forest landscapes: A case for ecological integrity. *Forest Ecology and Management*, 546, 121332.
- Maes, D., Van Dyck, H., Vanreusel, W., & Cortens, J. (2003). Ant communities (Hymenoptera: Formicidae) of Flemish (north Belgium) wet heathlands, a declining habitat in Europe. *European Journal of Entomology*, 100, 545-556.
- Markó, B., Kiss, K., & Gallé, L. (2004). Mosaic structure of ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in Eastern Carpathian marshes: regional versus local scales. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 50, 77-95.
- Martikainen, P. J., Nykänen, H., Crill, P., & Silvola, J. (1993). Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature*, 366, 51-53.
- Mazerolle, M. J. (2001). Amphibian activity, movement patterns, and body size in fragmented peat bogs. *Journal of Herpetology*, 13-20.
- Mazerolle, M. J. (2003). Detrimental effects of peat mining on amphibian abundance and species richness in bogs. *Biological Conservation*, 113, 215-223.
- Mazerolle, M. J. (2005). Peatlands and green frogs: A relationship regulated by acidity? *Écoscience*, 12, 60-67.
- Mazerolle, M. J., & Cormier, M. (2003). Effects of peat mining intensity on green frog (*Rana clamitans*) occurrence in bog ponds. *Wetlands*, 23, 709-716.

- Mazerolle, M. J., Drolet, B., & Desrochers, A. (2001). Small-mammal responses to peat mining of southeastern Canadian bogs. *Canadian Journal of Zoology*, 79, 296-302.
- Mazerolle, M. J., Poulin, M., Lavoie, C., Rochefort, L., Desrochers, A., & Drolet, B. (2006). Animal and vegetation patterns in natural and man-made bog pools: implications for restoration. *Freshwater Biology*, 51, 333-350.
- Mikkola, K., & Spitzer, K. (1983). Lepidoptera associated with peatlands in central and northern Europe: a synthesis. *Nota lepidopterologica*, 6, 216-229.
- Minayeva, T. Y., Bragg, O., & Sirin, A. A. (2017). Towards ecosystem-based restoration of peatland biodiversity. *Mires and Peat*, 19, 1-36.
- Minayeva, T. Y., & Sirin, A. A. (2012). Peatland biodiversity and climate change. *Biology Bulletin Reviews*, 2, 164-175.
- Muster, C., Gaudig, G., Krebs, M., & Joosten, H. (2015). Sphagnum farming: the promised land for peat bog species?. *Biodiversity and Conservation*, 24, 1989-2009.
- Noreika, N., Kotiaho, J. S., Penttinen, J., Punttila, P., Vuori, A., Pajunen, T., Autio, O., Loukola, O.J., & Kotze, D. J. (2015). Rapid recovery of invertebrate communities after ecological restoration of boreal mires. *Restoration Ecology*, 23, 566-579.
- Oertli, B. (2008). The use of dragonflies in the assessment and monitoring of aquatic habitats. *Dragonflies and damselflies: Model organisms for ecological and evolutionary research*, 79-95.
- Orru, M., Ots, K., & Orru, H. (2016). Re-vegetation processes in cutaway peat production fields in Estonia in relation to peat quality and water regime. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 1-12.
- Paal, J. (Toim). (2011). *Jääksood, nende kasutamine ja korrastamine*. Keskkonnainvesteeringute Keskus.
- Padur, K., Ilomets, M., & Pöder, T. (2017). Identification of the criteria for decision making of cut-away peatland reuse. *Environmental management*, 59, 505-521.
- Parish, F., Sirin, A. A., Charman, D., Joosten, H., Minaeva, T. Y., & Silviu, M. (2008). Assessment on peatlands, biodiversity and climate change.
- Pearce-Higgins, J. W., & Grant, M. C. (2006). Relationships between bird abundance and the composition and structure of moorland vegetation. *Bird Study*, 53, 112-125.
- Peus, F. (1928). Beiträge zur Kenntnis der Tierwelt nordwestdeutscher Hochmoore. *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere*, 12, 533-683.
- Pinceloup, N., Poulin, M., Brice, M. H., & Pellerin, S. (2020). Vegetation changes in temperate ombrotrophic peatlands over a 35 year period. *PLoS One*, 15, e0229146.

- Price, J. S., Heathwaite, A. L., & Baird, A. J. (2003). Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: an overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management*, 11, 65-83.
- Priede, A., Mežaka, A., Dobkeviča, L., & Grīnberga, L. (2016). Spontaneous revegetation of cutaway fens: can it result in valuable habitats?. *Mires and Peat*, 18, 06.
- Purre, A. H., & Ilomets, M. (2021). Vegetation composition and carbon dioxide fluxes on rewetted milled peatlands—Comparison with undisturbed bogs. *Wetlands*, 41, 120.
- Quinty, F., & Rochefort, L. (2003). Peatland restoration guide.
- Rákosy, L., & Schmitt, T. (2011). Are butterflies and moths suitable ecological indicator systems for restoration measures of semi-natural calcareous grassland habitats?. *Ecological indicators*, 11, 1040-1045.
- Ramst, R., Orru, M., 2009. Eesti mahajäetud turbatootmisalade taastaimestumine. *Eesti Põlevloodusvarad ja -jätmed*, 1, 6–7.
- Rees, S. D. (2006). *Conservation genetics and ecology of the endangered Black Bog Ant, Formica picea*. Cardiff University (United Kingdom).
- Remm, L., & Sushko, G. (2018). Dragonfly fauna in rewetted mires in Belarus: diverse but different from natural sites. *Wetlands ecology and management*, 26, 1173-1180.
- Remm, L., Vaikre, M., Rannap, R., & Kohv, M. (2018). Amphibians in drained forest landscapes: Conservation opportunities for commercial forests and protected sites. *Forest Ecology and management*, 428, 87-92.
- Remsburg, A. J., Olson, A. C., & Samways, M. J. (2008). Shade alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance. *Journal of insect behavior*, 21, 460-468.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I. S., & Foster, G. N. (2001). Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology*, 82, 1112-1129.
- Räsänen, A., Albrecht, E., Annala, M., Aro, L., Laine, A. M., Maanavilja, L., Mustajoki, J., Ronkanen, A.K., Silvan, N., Tarvainen, O., & Tolvanen, A. (2023). After-use of peat extraction sites—A systematic review of biodiversity, climate, hydrological and social impacts. *Science of the Total Environment*, 882, 163583.
- Rychała, A., Benndorf, J., & Buczyński, P. (2011). Impact of pH and conductivity of species richness and community structure of dragonflies (Odonata) in small mining lakes. *Fundamental and Applied Limnology-Archiv furHydrobiologie*, 179, 41.
- Rydin, H., Gunnarsson, U., & Sundberg, S. (2006). The role of Sphagnum in peatland development and persistence. *Boreal peatland ecosystems*, 47-65.

- Salm, J. O., Maddison, M., Tammik, S., Soosaar, K., Truu, J., & Mander, Ü. (2012). Emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from undisturbed, drained and mined peatlands in Estonia. *Hydrobiologia*, 692, 41-55.
- Spitzer, K., Bezděk, A., & Jaroš, J. (1999). Ecological succession of a relict Central European peat bog and variability of its insect biodiversity. *Journal of Insect Conservation*, 3, 97-106.
- Spitzer, K., & Danks, H. V. (2006). Insect biodiversity of boreal peat bogs. *Annual review of entomology*, 51, 137-161.
- Spitzer, K., Jaroš, J., & Bezděk, A. (2003). Leaf-spinning moths (Lepidoptera) feeding on *Vaccinium uliginosum* L. along an ecological gradient of central European peat bogs. *Entomologica Fennica*, 14, 46-52.
- Statistikaamet. (2025). *Turvas*. Data Estonia. Vaadatud 04.05.2025 <https://data.stat.ee/profile/product/52703>
- Staniec, B., & Pietrykowska-Tudruj, E. (2008). Morphology of the immature stages and notes on biology of *Philonthus nigrita* (Gravenhorst, 1806) (Coleoptera, Staphylinidae) a stenotopic species inhabiting Sphagnum peatbogs. *Deutsche Entomologische Zeitschrift*, 55, 167-183.
- Strobl, K., Moning, C., & Kollmann, J. (2020). Positive trends in plant, dragonfly, and butterfly diversity of rewetted montane peatlands. *Restoration ecology*, 28, 796-806.
- Stückler, S., Sonnleitner, R., & Schweiger, S. (2024). Water bodies created by peatland restoration are potential habitats for amphibians and reptiles. *Herpetozoa*, 37, 347-358.
- Sushko, G. (2017). Diversity and species composition of beetles in the herb-shrub layer of a large isolated raised bog in Belarus.
- Sushko, G. (2019). Key factors affecting the diversity of Sphagnum cover inhabitants with the focus on ground beetle assemblages in Central-Eastern European peat bogs. *Community ecology*, 20, 45-52.
- Sushko, G. (2022). Assessing butterfly diversity and their response to habitat condition in pristine peat bogs in Belarus. *Journal for Nature Conservation*, 69, 126250.
- Sushko, G., & Novikova, Y. (2024). Moderate degradation of peat bogs causes biodiversity loss in carabid beetle and butterfly assemblages. *Journal of Insect Conservation*, 28, 1135-1147
- Swengel, A. B., & Swengel, S. R. (2010). The butterfly fauna of Wisconsin bogs: lessons for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3565-3581.

- Zoch, L., Budig, S., & Reich, M. (2024). Sphagnum cultivation sites as habitat for beetles (Coleoptera) and the effect of vegetation structure on species occurrence and abundance. *Journal of Insect Conservation*, 28, 75-88.
- Zoch, L., & Reich, M. (2024). Influence of Sphagnum harvesting on arthropod fauna and vegetation with a focus on beetles (Coleoptera) and ants (Hymenoptera: Formicidae). *Wetlands Ecology and Management*, 32, 653-667.
- Tarvainen, O., Hökkä, H., Kumpula, J., & Tolvanen, A. (2022). Bringing back reindeer pastures in cutaway peatlands. *Restoration Ecology*, 30, e13661.
- Triisberg, T., Karofeld, E., & Paal, J. (2011). Re-vegetation of block-cut and milled peatlands: an Estonian example. *Mires and Peat*, 8, 05.
- Triisberg, T., Karofeld, E., & Paal, J. (2013). Factors affecting the re-vegetation of abandoned extracted peatlands in Estonia: a synthesis from field and greenhouse studies. *Estonian Journal of Ecology*, 62.
- Turunen, J., Tahvanainen, T., Tolonen, K., & Pitkänen, A. (2001). Carbon accumulation in West Siberian mires, Russia Sphagnum peatland distribution in North America and Eurasia during the past 21,000 years. *Global biogeochemical cycles*, 15, 285-296.
- Vepsäläinen, K., Savolainen, R., Tiainen, J., & Vilén, J. (2000). Successional changes of ant assemblages: from virgin and ditched bogs to forests. In *Annales Zoologici Fennici* (pp. 135-149). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Verberk, W. C. E. P., Van Duinen, G. A., Brock, A. M. T., Leuven, R. S. E. W., Siepel, H., Verdonschot, P. F. M., Van der Velde, G., & Esselink, H. (2006). Importance of landscape heterogeneity for the conservation of aquatic macroinvertebrate diversity in bog landscapes. *Journal for Nature Conservation*, 14, 78-90.
- Verhoeven, J. T. (2014). Wetlands in Europe: perspectives for restoration of a lost paradise. *Ecological Engineering*, 66, 6-9.
- Vítovcová, K., Lipárová, J., Manukjanová, A., Vašutová, M., Vrba, P., & Prach, K. (2022). Biodiversity restoration of formerly extracted raised bogs: vegetation succession and recovery of other trophic groups. *Wetlands Ecology and Management*, 30, 207-237.
- Vítovcová, K., Vašutová, M., Lipárová, J., Vrba, P., & Prach, K. (2024). Successional pathways and trophic specialisation of different groups of organisms in formerly extracted raised bogs—Restoration and conservation perspectives. *Biological Conservation*, 296, 110649.
- Volf, M., Holec, M., Holcová, D., Jaroš, P., Hejda, R., Drag, L., Blížek, J., Šebek, P., & Čížek, L. (2018). Microhabitat mosaics are key to the survival of an endangered

- ground beetle (*Carabus nitens*) in its post-industrial refugia. *Journal of Insect Conservation*, 22, 321-328.
- Wilson, J. D., Anderson, R., Bailey, S., Chetcuti, J., Cowie, N. R., Hancock, M. H., Quine, C.P., Russell, N., Stephen, L., & Thompson, D. B. (2014). Modelling edge effects of mature forest plantations on peatland waders informs landscape-scale conservation. *Journal of Applied Ecology*, 51, 204-213.
- Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C. D., Murdiyarso, D., Page, S., Renou-Wilson, F., Rieley, J., Sirin, A., Strack, M., & Tuittila, E. S. (2016). Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils.
- Wilson, D., Dixon, S. D., Artz, R. R. E., Smith, T. E. L., Evans, C. D., Owen, H. J. F., Archer, E., & Renou-Wilson, F. (2015). Derivation of greenhouse gas emission factors for peatlands managed for extraction in the Republic of Ireland and the United Kingdom. *Biogeosciences*, 12, 5291-5308.
- Wegge, P., & Kastdalen, L. (2008). Habitat and diet of young grouse broods: resource partitioning between Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Black Grouse (*Tetrao tetrix*) in boreal forests. *Journal of Ornithology*, 149, 237-244.
- Wegge, P., Olstad, T., Gregersen, H., Hjeljord, O., & Sivkov, A. V. (2005). Capercaillie broods in pristine boreal forest in northwestern Russia: the importance of insects and cover in habitat selection. *Canadian Journal of Zoology*, 83, 1547-1555.
- Whiting, G. J., & Chanton, J. P. (2001). Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus B*, 53, 521-528.
- Xu, J., Morris, P. J., Liu, J., & Holden, J. (2018). PEATMAP: Refining estimates of global peatland distribution based on a meta-analysis. *Catena*, 160, 134-140.
- Yu, Z. C. (2012). Northern peatland carbon stocks and dynamics: a review. *Biogeosciences*, 9, 4071-4085.
- Yu, Z., Beilman, D. W., Frohling, S., MacDonald, G. M., Roulet, N. T., Camill, P., & Charman, D. J. (2011). Peatlands and their role in the global carbon cycle. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 92, 97-98.
- Yu, Z., Loisel, J., Brosseau, D. P., Beilman, D. W., & Hunt, S. J. (2010). Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical research letters*, 37.

Lisa 1. Ülevaattetabel jääksoode loomastikust parasvöötmes

Viide*	Piirkond	Soo tüüp	Rühm	Keskkonna-tingimused	Spetsialistid vs generalistid	Taastumine	Uurimuse eesmärk	Uurimuse tulemused
1.	Iirimaa	Erinevad jääksoo arengujärgud	Liblikalised	Elupaiga ja taimestiku struktuur, toitainete kättesaadavus	Registreeriti ainult generalistid	Iseeneslik taastumine	Jääksoo arengujärgude mõju liblikatele	Liblikate esinemine sõltus toitainetest ja taimestikust
2.	Tšehhi	Kaevandatud kõrgsoo	Liblikalised	Allesjäänud turbakiht, veerežiim ja suktsessiooni vanus	-	30 aastat suktsessiooni	Suktsessiooni mõju liblikatele	Kõik uuritud rühmad näitasid sarnaseid järjestikulisi suundumusi
3.	Tšehhi	Kaevandatud kõrgsoo	Liblikalised	Veerežiim, taimestiku sturkuur, valgus, turbasammalde esinemine	Spetsialistliike esines häiritud alal vähem kui looduslikel aladel	30 aastat suktsessiooni	Suktsessioonide mõju liigirikkusele	Erinevad taksonoomilised rühmad reageerivad suktsessioonile sarnaselt. Liikide koosseis sõltus elupaiga seisundist

4.	Venemaa	Kaevandatud vs looduslik turbaala	Liblikalised	Taimestiku struktuur, toitainete esinemine, veerežiim	Spetsialist-liigid puudusid kaevandatud alal, v.a villpeaöölane	Iseeneslik taastumine	Kaevandamise mõju liblikate mitmekesisusele. Võrreldakse liblikate mitmekesisust ja arvukust kahes erinevas elupaigas - kaevandatud turbaala (endine freesturba kaevandamise ala) ja looduslik sooala	Liigirikkus ja mitmekesisus mõlemas elupaigas kõrge, kuid liikide koosseis erinev. Looduslik ala on oluliselt väärtuslikum rabaliikide ja ohustatud liikidele. Kaevandatud alal esineb rohkem avatud elupaikade ja üldiste liikide kooslusi
5.	Tšehhi	Kaevandatud turbaala	Liblikalised	Veerežiim, taimestiku struktuur, toitainete kättesaadavus, suktessiooni arengujärk	Spetsialistide arvukus ja mitmekesisus madal	Iseeneslik taastumine	Liblikaliste esinemine kaevandatud turbaalal, võrreldakse iseeneslikult taastunud ala ja taastatud ala	Üldlevinud liigid domineerivad kõikides suktessiooni arengujärkudes

6.	Poola	Kaevandatud kõrgsoo	Jooksiklased	Veetase ja taimestiku struktuur, suktessiooni vanus	Spetsialistide asendumine generalistidega	20–40 aastat suktessiooni	Kaevandamise mõju jooksiklastele	Kaevandusjärgsetel aladel täheldati kõige väärtuslikumate spetsialistliikide vähenemist
7.	Tšehhi	Taastuv turbaala	Mardikalised (<i>Carabus nitens</i>)	Valgus ja taimestiku struktuur, veerežiim	-	Iseeneslikult taastuv	<i>Carabus nitens</i> elupaigavajadused ja ruumiline käitumine turba kaevandamisjärgsel ala	<i>Carabus nitens</i> eelistab turbakaevandamisjärgseid alasid, kus esineb avatud, vähese taimestikuga ja perioodiliselt niiskeid mikroelupaikasid
8.	Kaliningrad Venemaa	Kaevandatud turbaala	Mardikalised	Taimestiku struktuur, veerežiim	Spetsialistid puudusid	20 aastat suktessiooni	Mardikaliste kooslus kuivatatud turbaalal 20 aastat peale iseenesliku taimestumist	Kaevandatud alade fauna erineb looduslikest aladest
9.	Saksamaa	Looduslähedane kõrgsoo	Mardikad ja sipelgad	Veerežiim ja turbasambla esinemine	Suurenenud generalistide osakaal	-	Turbasambla kaevandamise mõju lüljalgsete kooslustele ja	Niiskuse tõus mõjutab pesitsevaid liike

							taimkatte struktuurile	
10.	Valgevene	Kaevandatud, taastatud ja looduslik turbaala	Kiililised	Veerežiim ja veekogude sügavus, taimestiku struktuur, valgus	Suurenenud generalistide osakaal	-	Taamnrjutamise mõju kiililiste kooslustele	Taastamata alalt leiti 3 vaid isendit 2 liigist. Taastatud aladel pakkusid elupaiku mitmekesisele kiili kooslusele. Turbaala spetsialistliigid esinesid vaid endises kaevandusalal
11.	Saksamaa	Kaevandatud turbaala	Kiililised	Toitainete kättesaadavus, veerežiim ja keemilised omadused, varasem maakasutus, mis määrab alade taastamis potentsiaali	Spetsialistid taastasid vaid toitainetevaese taastatud piirkonna	Iseeneslik taastumine, taastatud alad	Taastamismeetmete edukuse mõju degradeerunud kõrgsoodes	Taastamise eduskust mõjutab maakasutuse ajalugu, taastamine toetab kiilide kooslusi

12.	Kanada	Osaliselt kaevandatud alal	Kiililised, linnud	Veekogu suurus, toitainete kättesaadavus, kiilivastsete elupaiga kvaliteet, kaitsevööndi suurus	Spetsialistide - asendumine generalistidega	-	Kaevandatud rabade veekogusid ümbritsevate kaitsevööndite tõhusust laululindude ja kiilide jaoks	Kiilide arvukus suurem looduslikes veekogudes. Lindude arvukus ja sigimistegevus ei erinenud loodusliku ja isoleeritud ala vahel
13.	Kanada	Kaevandatud turbaala	Konnad	Veerežiim ja veekogu pH, taimkatte struktuur, kaugus kaevandatud ala servast, elupaikade killustatus	-	-	Mõõta turbakaevandamise mõju kahepaiksete liigirikkusele ja arvukusele	Turba kaevandamine kahjustab kahepaiksete kooslusi, kuid mõju varieerub liikide lõikes
14.	Kanada	Jääksoo	Konnad, <i>Rana clamitans</i>	Taimestiku struktuur, veekogude olemasolu, vee pH	-	-	Kas ja kuidas turbakaevandamise intensiivsus mõjutab rohekärnkonna (<i>Rana clamitans</i>) esinemist ja	Kaevandatud aladel kulleseid ei leitud, looduslikel aladel rohekonnad esinesid, kuid vähem kui mõõdukalt häiritud alal

							paljunemist rabatiikides	
15.	Kanada	Kaevandatud turbaala	Linnud	Taimestiku struktuur, veerežiim	Generalistid taastumata alal	10-20 aastat peale kaevandamist, iseeneslikult taastunud vs taastatud alad	Kas ja kuidas erinevad linnuliikide kooslused 10–20 aastat pärast turbakaevandamist looduslikes, taastamata ja taastatud rabades?	Taastatud alade linnukooslused muutuvad looduslike alade sarnaseks. Liikide arv on taastatud aladel sarnane looduslike turbaaladega, aga taastamata aladel veidi väiksem
16.	Iirimaa	Jääksoo	Linnud	Taimestiku struktuur, veerežiim	-	Iseeneslik taastumine	Esitatakse turbaaladel läbiviidud kordusuuringu andmed, kasutades võimaluse korral kahe eelmise uuringu meetodikat, et teha kindlaks muutused pesitsevate	2006 a. leitud tulemuses registreeriti kahlajaid rohkem kui 2002 a, kuid vähem kui 1998 a.

							kurvitsaliste populatsioonides	
17.	Kanada	Kaevandatud turbaala	Karihiirlased	Veerežiim, taimestiku struktuur	Suurenenud generalistide osakaal	-	Turba kaevandamise mõju väikeimetajate arvukusele ja liigirikkusele	Turba kaevandamine soodustab väikeimetajate liikumist turbaala servaaladele
18.	Eesti	Mustika-kasvanduseks taastatud turbaala	Lülijalgset	Taimestiku struktuur, sademete hulk	-	Taastatud	Teha kindlaks sammalde, samblike ja lülijalgsete esinemine mahajäetud turbatootmisalal erineva vanusega ahtalehise mustika istandustes.	Lülijalgsete arvukus sõltus mustikaistanduse vanusest ja oli madalaim taimestikuta mahajäetud turbaalal
19.	Poola	Kaevandatud kõrgsoo	Hoog-hännalised	Veerežiim, taimestiku struktuur (turbasamblad)	-	70 aastat suktessiooni	Mahajäetud kaevandatud ala võrreldi 70 aastat peale kaevandamise lõppemist	Mahajäetud ala seis sarnane loodusliku puutumata alaga. Sobivad niiskuse tingimused viivad iseenesliku

							puutumate ombotroofse kõrgsooga	suktsessioonini - samblakiht taastub, mis pikas perspektiivis võib viia turbala mesofauna tagasitulekuni
20.	Saksamaa	Turbasambla kasvanduseks muudetud kaevandatud turbaala	Mardikalised	Taimkatte struktuur, veerežiim	-	Taastatud turbasambla kasvanduseks	Selgitada, kui võrd sobivad turbasammalde kasvatusel alad asenduselupaikade na turbaalaspetsialist mardikalistele, kuidas taimkatte struktuur mõjutab nende levikut	Turbasambla kasvandused võivad pakkuda elupaika turbaalade mardikatele, eriti suktsessiooni algusjärgus
21.	Poola	Kaevandatud turbaala	Kiililised, mardikalised, ehmes-tiivalised	Kõikidele rühmadele turbasambla olemasolu: Kiilid - tundlikud pH-le ja tiigi	Suurenenud generalistide osakaal	Tehislikud veekogud	Uuritakse veeselgrootute esinemist endistel turbaaladel ja looduslikul turbaalal	Tehislikud veekogud toetavad selgrootute taasisustamist turbaaladel

ümbermõõdule.
 Mardikad -
 temperatuur ja
 taimestiku
 katvust.
 Ehmeestiivalised
 - lahustunud
 hapnik, tiigi
 ümbermõõd ja
 turbasambla
 esinemine

22.	Kanada	Taastatud kaevandatud turbaala	Mardikalised, lüljalgsed, kahepaiksed	Taimkatte struktuur, veerežiim, vee pH, lähedalasuvate sobivate märgalade olemasolek	-	Osaline iseeneslik taastumine, kasutatud ka taastamismeetmeid	Hinnati endise turbakaevanduste taastamise mõju, võrreldes taastatud ja looduslikes veekogudes kahepaiksete ja lüljalgsete esinemist	Kahepaikseid esines rohkem tehislises veekogudes kui looduslikes laugastes, lüljalgseid (sh jooksiklased) esines tehislises veekogudes tunduvalt vähem kui looduslikes veekogudes
-----	--------	--------------------------------	---------------------------------------	--	---	---	--	---

23.	Iirimaa	Taastatud kaevandatud turbaala	Linnud	Taimkatte struktuur, veekogude esinemine, avatud alad	-	Taastatud	Ülevaade Oweninny jääksoos esinevatest linnuliikidest	Kaevandatud alad moodustavad uue turbamaastiku tüübi märgalade ja avatud veekogude võrgustikuga, mis pakub pesitsuspaiku nii turbaalade kui ka üldistele linnuliikidel
24.	Soome	Kaevandatud turbaalad	Põhjapõdrad	Turbakate, temperatuur, veerežiim, pH, lahustunud lämmastiku üldsisaldus ja katioonivahetus võime	-	Taastatud	Uuritakse, kas endisi turbavälju saab taastada sobivateks põhjapõtrade suvitus karjamaadeks	Põhjapõdrad võivad liikuda taastaimestatud aladele tagasi. Sobiv kombinatsioon looduslike taimede istutamisest, söödasegude külvamisest ja looduslikust suktsessioonist võib olla tõhus lahendus endiste karjamaade taastamisel põhjapõtradele

*Viited

1. Finch, D., Copland, A. S., Kelly, M., & McMahon, B. J. (2016). A comparison between the butterfly communities on cutaway peatland habitats. *The Irish Naturalists' Journal*, 44-49.
2. Vítovcová, K., Vašutová, M., Lipárová, J., Vrba, P., & Prach, K. (2024). Successional pathways and trophic specialisation of different groups of organisms in formerly extracted raised bogs—Restoration and conservation perspectives. *Biological Conservation*, 296, 110649.
3. Vítovcová, K., Lipárová, J., Manukjanová, A., Vašutová, M., Vrba, P., & Prach, K. (2022). Biodiversity restoration of formerly extracted raised bogs: vegetation succession and recovery of other trophic groups. *Wetlands Ecology and Management*, 30, 207-237.
4. Bakka, S. V., Kiseleva, N. Y., Bahtyurina, L. A., Shestakova, A. A., & Matveeva, A. V. (2023). Fauna of Lepidoptera on wetlands damaged by peat extraction and undisturbed by human: analysis and comparison (Nizhny Novgorod region, Russia). In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 1212, No. 1, p. 012037). IOP Publishing.
5. Jaroš, J., Spitzer, K., & Zikmundová, H. (2016). Vegetation succession of a post-harvested peat bog and survival of moths and butterflies (Lepidoptera): A case study of a Soumarský Most bog (bohemian Forest, South Bohemia, Central Europe). *Silva Gabreta*, 22, 79-98.
6. Kędzior, R., Zarzycki, J., & Zajac, E. (2022). Raised bog biodiversity loss: A case-study of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) as indicators of ecosystem degradation after peat mining. *Land Degradation & Development*, 33, 3511-3522.
7. Volf, M., Holec, M., Holcová, D., Jaroš, P., Hejda, R., Drag, L., Blížek, J., Šebek, P., & Čížek, L. (2018). Microhabitat mosaics are key to the survival of an endangered ground beetle (*Carabus nitens*) in its post-industrial refugia. *Journal of Insect Conservation*, 22, 321-328.
8. Alekseev, V., Napreenko, M., & Napreenko-Dorokhova, T. (2024). Ecological Groups of Coleoptera (Insecta) as Indicators of Habitat Transformation on Drained and Rewetted Peatlands: A Baseline Study from a Carbon Supersite, Kaliningrad, Russia. *Insects*, 15, 356.
9. Zoch, L., & Reich, M. (2024). Influence of Sphagnum harvesting on arthropod fauna and vegetation with a focus on beetles (Coleoptera) and ants (Hymenoptera: Formicidae). *Wetlands Ecology and Management*, 32, 653-667.
10. Remm, L., & Sushko, G. (2018). Dragonfly fauna in rewetted mires in Belarus: diverse but different from natural sites. *Wetlands ecology and management*, 26, 1173-1180.
11. Krieger, A., Fartmann, T., & Poniowski, D. (2019). Restoration of raised bogs—Land-use history determines the composition of dragonfly assemblages. *Biological conservation*, 237, 291-298.
12. Bonifait, S., & Villard, M. A. (2010). Efficiency of buffer zones around ponds to conserve odonates and songbirds in mined peat bogs. *Ecography*, 33, 913-920.

13. Mazerolle, M. J. (2003). Detrimental effects of peat mining on amphibian abundance and species richness in bogs. *Biological Conservation*, 113, 215-223.
14. Mazerolle, M. J., & Cormier, M. (2003). Effects of peat mining intensity on green frog (*Rana clamitans*) occurrence in bog ponds. *Wetlands*, 23, 709-716.
15. Desrochers, A., & Rochefort, L. (2021). Avian recolonization of unrestored and restored bogs in Eastern Canada. *bioRxiv*. 2021-11.
16. Copland, A. S., Bayliss, J., Power, E., & Finney, K. (2008). Breeding waders in cutaway peatlands in County Offaly. In *After Wise Use—the future of peatlands. Proceedings of the 13th International Peat Congress. International Peat Society, Jyväskylä, Finland*.
17. Mazerolle, M. J., Drolet, B., & Desrochers, A. (2001). Small-mammal responses to peat mining of southeastern Canadian bogs. *Canadian Journal of Zoology*, 79, 296-302.
18. Tasa, T., Starast, M., Jõgar, K., Paal, T., Kruus, M., & Williams, I. H. (2015). Lowbush blueberry plantation age influences natural biodiversity on an abandoned extracted peatland. *Ecological Engineering*, 84, 336-345.
19. Sławski, M., Stebel, A., & Sławska, M. (2022). Spontaneous regeneration of Collembola assemblages in a raised bog after human-induced disturbance. *Applied Soil Ecology*, 169, 104233.
20. Zoch, L., Budig, S., & Reich, M. (2024). Sphagnum cultivation sites as habitat for beetles (Coleoptera) and the effect of vegetation structure on species occurrence and abundance. *Journal of Insect Conservation*, 28, 75-88.
21. Buczyńska, E., & Buczyński, P. (2019). Aquatic insects of man-made habitats: Environmental factors determining the distribution of Caddisflies (Trichoptera), Dragonflies (Odonata), and Beetles (Coleoptera) in Acidic Peat Pools. *Journal of Insect Science*, 19, 17.
22. Mazerolle, M. J., Poulin, M., Lavoie, C., Rochefort, L., Desrochers, A., & Drolet, B. (2006). Animal and vegetation patterns in natural and man-made bog pools: implications for restoration. *Freshwater Biology*, 51, 333-350.
23. Copland, A. S., Farrell, C. A., & McCorry, M. J. (2011). Breeding bird populations on the Oweninny cutaway peatlands, County Mayo. *Irish Birds*, 9, 197-208.
24. Tarvainen, O., Hökkä, H., Kumpula, J., & Tolvanen, A. (2022). Bringing back reindeer pastures in cutaway peatlands. *Restoration Ecology*, 30, e13661.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Kristiine Toots,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Parasvöötme jääksoode loomastik: kaevandamise ja taastumisprotsesside mõju“, mille juhendaja on Elin Soomets-Alver, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada Tartu Ülikooli digitaalarhiivi kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;
2. annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, 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.

Kristiine Toots

26.05.2025