



Luonnon monimuotoisuus ja hiilensidonta golfkentillä

Aku Korhonen, Juha Siitonen ja Leena Hamberg



Copyright: Luonnonvarakeskus (Luke)

Kirjoittajat: Aku Korhonen, Juha Siitonen ja Leena Hamberg, Luonnonvarakeskus

Julkaisija ja kustantaja: Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki 2023

Julkaisuvuosi: 2023

Kannen kuva: Janne Lehto

Muut kuvat: Janne Lehto (kuvat 1-6 ja 8) ja Salla Puska (kuva 7)

Painopaikka: Pekan Pikapaino Oy

Tiivistelmä

Vaikka golfkentät ovat ihmisen voimakkaasti muokkaamia ja ylläpitämiä alueita, ne sisältävät erilaisia luontoympäristöjä hoidetuista avoimista nurmialueista luonnontilaisempiin, varjoisampiin metsiin ja vesielinympäristöihin. Erilaiset elinympäristötyypit esiintyvät golfkentillä usein lähekkäin, jolloin syntyy niiden raja-alueita tai vaihteluvyöhykkeitä, jotka voivat tarjota elinympäristöjä tällaisia habitaatteja vaativille lajeille.

Tässä kirjallisuuskatsauksessa tarkastellaan golfkenttien mahdollisuuksia ylläpitää ja edistää biologista monimuotoisuutta eli erilaisten luonnon elinympäristöjen kirjoa ja lajistoa. Lisäksi tarkastellaan lyhyesti golfkenttien mahdollisuuksia huomioida ilmastonmuutos ja hiilen sidonta. Erillisissä ohjelaatikoissa annetaan golfkentille neuvoja luonnon monimuotoisuuden edelleen kehittämiseksi ja ilmastoystävälliseen kentänhoitoon.

Asiasanat: biodiversiteetti, luonnon hoito, elinympäristötyypit, ilmastonmuutos

Sisällys

1. Golfkentät ja niillä esiintyvät erilaiset elinympäristöt	5
2. Monimuotoisuudelle merkittävät elinympäristöt golfkentillä ja niiden lajisto	6
2.1. Väylät ja karheikot	7
2.2. Vesiesteet ja golfkenttien muut pienvedet	9
Vesiesteet ja lammet	10
Kausikosteikot	12
Purot ja norot	12
2.3. Avoimen kentän ja metsän reunat	14
2.4. Metsiköt ja puustoiset välialueet	15
Puuston rakenne	16
Puiden pienelinympäristöt	18
Lahopuu	20
Metsämaaperän eliöyhteisöt	21
2.5. Vanhat jalot lehtipuut	22
3. Hiilensidonta	25
Kirjallisuus	27

1. Golfkentät ja niillä esiintyvät erilaiset elinympäristöt

Suomessa on yli 200 toimivaa golfkenttää, joiden yhteispinta-ala on lähes 12 000 hehtaaria (Taulukko 1). Golfkentät on perustettu golfin pelaamista varten, mutta ne sisältävät myös monenlaisia rakennettuja ja luonnonympäristöjä. Golfkentille tyypillisiä ovat pelaamiseen tarkoitettut hoidetut nurmikot, väylät ja viheriöt, mutta väylien välistä tai vieruksilta voi löytää myös erilaisia vähemmän hoidettuja viheralueita, kuten karheikoita, vesialueita, yksittäisiä puita tai puuryhmiä ja metsää.

Taulukko 1. Suomen golfkenttien pinta-alojen jakautuminen erilaisten elinympäristötyyppien mukaan (Suomen Golfliitto 2023).

Elinympäristötyyppi	Pinta-ala (ha)	Pinta-ala (%)
Nurmialueet	5848	50
• viheriöt	• 153	• 1
• tiiausalueet	• 149	• 1
• etuviheriöt	• 153	• 1
• väylät	• 2913	• 25
• hoidetut karheikot	• 1460	• 13
• harjoitusalueet	• 1020	• 9
Vesiesteet	149	1
Hiekkaesteet	32	<0.5
Polut ja tiet kentällä	44	<0.5
Muut alueet (ml. metsät ja puustoiset alueet)	5717	49
Kaikki yhteensä	11 790	100

Suurella osalla golfkentistä on vesiesteitä ja kosteikoita tai metsää, ja monet niistä on perustettu ainakin osittain entisille pelloille (Taulukko 2). Golfkentille on tyypillistä avoin maisema, jossa erilaiset enemmän tai vähemmän hoidetut, matalan tai korkeamman kasvillisuuden alueet sekä muut elinympäristöt vaihtelevat mosaiikkimaisesti. Erilaiset elinympäristötyypit esiintyvät golfkentillä lähekkäin, jolloin syntyy niiden raja-alueita tai vaihettumisvyöhykkeitä, jotka voivat tarjota elinympäristöjä tällaisia habitaatteja vaativille lajeille.

Taulukko 2. Erilaisten elinympäristötyyppien esiintyvyys Suomen golfkentillä (Suomen Golfliitto 2023).

Elinympäristötyyppi	Kuinka monella golfkentällä esiintyy (%)
Virtavedet (ml. ojat)	49
Järvi (kenttä ulottuu rantaan)	20
Vesiesteet, kosteikko	71
Meri (kenttä ulottuu rantaan)	8
Metsää (vähintään osa metsässä)	84
Jalopuita	8
Entistä peltoa (vähintään osa perustettu pellolle)	75

2. Monimuotoisuudelle merkittävät elinympäristöt golfkentillä ja niiden lajisto

Luonnon monimuotoisuus tarkoittaa elinympäristöjen, eliöyhteisöjen ja yksilöiden välistä vaihtelevuutta (Korhonen ym. 2022). Monimuotoisuuden ylläpitämisen tavoitteena ei ole lajimäärrien maksimointi, vaan erilaisten – vähälajistenkin – elinympäristöjen ja kullekin elinympäristölle ominaisen lajiston säilyminen. Monimuotoisuuteen kuuluu myös saman lajin eri yksilöiden välisen geneettisen monimuotoisuuden säilyminen.

Golfkentät koostuvat erilaisista luonnon elinympäristöistä, joille on usein ominaista vaihteleva maaperä, pienvesien esiintyminen, metsiköt, hiekaesteet sekä vaihtelevan korkuinen aluskasvillisuus voimakkaasti hoidetuista viheriöistä ja väylistä vähemmän hoidettuihin karheikoihin ja niittyihin (Saarikivi ym. 2010).



Kuva 1. Golfkentille on tyypillistä erilaisten luonnon elinympäristöjen vaihtelu.

Golfkentällä esiintyvien elinympäristöjen kirjo vaikuttaa kentän monimuotoisuuteen. Erityisesti kasvillisuus luo elinympäristön muille lajeille. Monet lajit ovat riippuvaisia puiden, pensaiden ja aluskasvillisuuden monimuotoisuudesta, ja siksi kasvillisuudella on suuri merkitys eläinlajiston koostumukseen ja monimuotoisuuteen (McKinney 2002, Colding ja Folke 2009). Esimerkiksi lintujen ja hyönteisten, kuten perhosten, kovakuoriaisten ja kimalaisten, monimuotoisuus riippuu siitä, kuinka monimuotoista kasvillisuutta golfkentällä esiintyy.

Luontaisten elinympäristöjen esiintyminen lisää kasvi- ja eläinlajiston monimuotoisuutta sekä harvinaisten lajien määrää golfkentillä (Nooten ym. 2018). Pelialueiden väliin ja reunamille jääneillä alku-

peräisen kasvillisuuden alueilla on paljon monipuolisempia ja monilajisempia lajiyhteisöjä kuin pelaamiseen tarkoitetuilla nurmialueilla, sillä kasvillisuuden rakenne on siellä monipuolisempi kuin pelaamiseen käytetyillä alueilla. Siksi olisi tärkeää mahdollisuuksien mukaan säästää alkuperäisiä niitty- tai ketolaikkuja ja metsiköitä tai jopa laajentaa niitä. Mitä laajempia alkuperäiset elinympäristöt ovat, sitä monipuolisemmin lajisto säilyy. Golfkentät sisältävät myös niille ominaisia kasvillisuustyppejä ja elinympäristöyhdistelmiä, minkä vuoksi niistä voi löytyä aivan omanlaisiaan lajiyhteisöjä (Hui ym. 2017b).

Jos golfkenttä levitetään metsään tai luonnontilaisen kaltaiselle avomaalle, alueen ekologinen arvo yleensä laskee (Colding ja Folke 2009). Tällöin metsän sisäosien vakaisiin olosuhteisiin sopeutuneille lajeille ei löydy enää sopivia elinympäristöjä, jolloin on vaarana, että harvinaisten ja uhanalaisten lajien habitaatit tuhoutuvat. Jos taas golfkenttä sijaitsee muuten rakennetulla kaupunkialueella tai se perustetaan tavanomaiselle maanviljelysmaalle, on odotettavissa, että golfkenttä lisää alueen monimuotoisuutta.

Golfkentät voivatkin auttaa lajien säilymisessä ja suojelussa etenkin kaupungeissa, niiden lähiympäristössä sekä tehotuotannossa olevilla maatalousalueilla (Colding ja Folke 2009, Saarikivi ym. 2010). Esimerkiksi englantilaisessa tutkimuksessa havaittiin, että golfkenttien lintu-, maakiitäjäis- ja kimalaislajisto oli monimuotoisempi ja runsaampi kuin läheisellä maatalousmaalla (Tanner ja Gange 2005).

Oikeanlainen golfkentän suunnittelu ja elinympäristöjen hoito voi ajan myötä rikastuttaa monimuotoisuutta myös laajemmalla alueella (Tanner ja Gange 2005, Colding ja Folke 2009). Golfkentät olisikin otettava mukaan laajemman alueen viheralueverkoston suunnitteluun, jotta tulevaisuudessa pystyttäisiin paremmin turvaamaan eri lajien elinympäristöjen säilyminen (Nooten ym. 2018).

Monilla kentillä on monimuotoisuuden kannalta tärkeitä ominaispiirteitä, jotka voivat tarjota elinympäristöjä myös uhanalaisille ja alueellisesti harvinaistuneille kasvi- ja eläinlajeille (Colding ja Folke 2009). Parhaimmillaan ne voivat toimia esimerkiksi sammakkoeläinten lisääntymisalueina ja lintujen pesimäympäristöinä

MITEN GOLFKENTTIEN MONIMUOTOISUUTTA VOI LISÄTÄ

- Jätä tai luo golfkentälle mahdollisimman suuria luontaista kasvillisuutta sisältäviä alueita, kuten metsää, puita ja niittyjä sekä vesikasvillisuutta. Tämä mahdollistaa monipuolisen lajiston esiintymisen golfkentän alueella.
- Suosi puustoisia alueita. Ne ovat erityisen tärkeitä luonnon monimuotoisuuden ylläpitämisessä, sillä ne tarjoavat elinympäristöjä, suojaa ja ravintoa monille lajeille.
- Suosi myös niittyjä, ketoja ja muita luontaisia avomaita.
- Vähennä voimakkaasti hoidettujen nurmialueiden määrää.
- Luo pesäpaikkoja pölyttäjille. Erityisesti paahteiset avoimet hiekka-alueet ja lahoavat puut ovat tärkeitä pesäpaikkoja.
- Lisää golfkentän henkilöstön ja käyttäjien tietoisuutta monimuotoisuudesta ja siihen vaikuttavista tekijöistä. Ota heidät mukaan suunnittelemaan golfkentän hoitoa.

2.1. Väylät ja karheikot

Golfkentät ovat tavallisesti 9- tai 18-reikäisiä. Varsinainen golfin peluu tapahtuu golfkenttien nurmialueilla. Kenttien nurmialueet koostuvat eri intensiteetillä hoidetuista osista. Kaikkein intensiivisimmin hoidetaan viheriöitä, sitten lyöntialueita eli tiiauspaikkoja, ja väyliä ja kaikkein vähiten hoidetaan ympäröiviä karheikoita (Allan-Perkins ym. 2019). Kaikkein intensiivisimmin hoidetulla viheriöllä nurmikko pidetään hyvin matalana. Niitä myös kastellaan ja lannoitetaan usein, ja nurmen päälle laitetaan tavallisesti hiekkaa ilmavuuden ja vedenläpäisykyvyn parantamiseksi. Viheriöillä käytetään myös kasvinsuojeluaineita.

Väyliä hoidetaan vähemmän intensiivisesti. Nurmikko saa kasvaa viheriötä korkeammaksi, mutta senkin hoidossa käytetään kastelua, lannoitusta ja kasvinsuojeluaineita. Karheikot ovat vähiten hoidettuja. Niissä kasvillisuus saa kasvaa väyliä kasvillisuutta korkeammaksi ja lannoitteiden ja kasvinsuojeluaineiden käyttö on vähäistä.

Amerikkalaisessa tutkimuksessa havaittiin, että golfkenttien eri intensiteetillä hoidettujen nurmialueiden (viheriöt, väylät ja karheikot) välillä ei ollut eroa maaperän bakteerien runsaudessa ja lajimäärässä (Allan-Perkins ym. 2019). Hoidon intensiteetti vaikutti kuitenkin maaperän sienilajistoon siten, että kaikkein köyhin sienilajisto löytyi voimakkaimmin hoidetuilta viheriöiltä, kun taas karheikoilta tavattiin runsain sienilajisto. Myös väylillä oli runsaammin sienilajeja kuin viheriöillä. Erojen arveltiin johtuvan kasvinsuojeluaineiden käytön voimakkuudesta. Myös englantilaisessa tutkimuksessa havaittiin, että kaikkein hoidetuimmilla nurmialueilla – eli viheriöillä ja tiiauspaikoilla – oli huomattavasti pienemmät mikrobiyhteisöt kuin vähemmän intensiivisesti hoidetuilla väylillä ja karheikoilla (Bartlett ym. 2008).



Kuva 2. Väyliä ulkopuolella on tilaa kukkiville kasvilajeille, jotka lisäävät golfkentän monimuotoisuutta tarjoamalla elinympäristön ja ravintoa eläimille. Niityt ja kedot ovat tärkeitä muun muassa pölyttävälle hyönteisille. Siksi olisi huolehdittava, että kukkivia kasveja esiintyy keväästä syksyyn.

Intensiivisen nurmikon leikkuun on havaittu vähentävän myös kasvillisuuden ja selkärangattomien eläinten monimuotoisuutta, mutta hyödyttävän tuhohyönteisten ja rikkaruohojen määrää (Watson ym. 2020).

Suomessa tehdyssä tutkimuksessa kovakuoriaispyydyksiä asetettiin golfkenttien väylille, niiden reunoille, karheikkoihin, metsiköihin ja hiekkasteille eli golfkentille tyypilliseen kasvillisuuteen (Saarikivi ym. 2010). Kentiltä löytyi paljon kovakuoriaisiin

kuuluvia maakiitäjäislajeja, mutta ne olivat pääosin tavallisia avoimilla paikoilla esiintyviä lajeja tai yleislajeja, jotka pystyvät leviämään tehokkaasti ja elämään erilaisissa elinympäristöissä. Vaikka avoimia elinympäristöjä, kuten hiekkasteita ja lampien reunoja, esiintyi golfkentillä, erityisesti avoimiin paikkoihin erikoistuneita lajeja ei löydetty. Golfkentät eivät myöskään tarjoaneet sopivia elinympäristöjä metsälajeille. Niitä esiintyi vain metsien reunoilla ja metsiköissä, jotka rajautuivat golfkenttään. Tutkimuksessa mukana olleen Hiekkaharjun golfkentän lammen reunalta löytyi kuitenkin uhanalainen kovakuoriainen, viherkehnäkiitäjäinen (*Chlaenius*

nigricornis), joka on Suomessa vaarantunut. Suuren maakiitäjäislajimäärän arveltiin johtuvan golfkenttien suuresta elinympäristöjen vaihtelevuudesta. Suurin lajimäärä ja monimuotoisuus löydettiin Talin golfkentältä, joka on vanha kenttä, jossa on vähemmän muokattua kasvillisuutta, mutta enemmän vaihtelevaa ympäristöä kuin muilla tutkituilla kentillä. Talin kentällä on myös vanhoja puita ja hyvä puuston latvuspeittävyys ainutlaatuisessa kaupunkipuistossa.

Kasvillisuuden monipuolistaminen lisää myös eläinlajien, kuten niveljalkaisten runsautta ja monimuotoisuutta (Pornaro ym. 2018). Nurmialueiden kasvillisuuden monipuolistaminen esimerkiksi apilalla auttaa mehiläispopulaatioita (Rasmont ym. 2005). Italialaisella golfkentällä tutkitiin, millä menetelmillä karheikon heinää (juolavehnä eli *Elytrigia repens* ja punanata eli *Festuca rubra*) sisältävää kasvillisuutta voisi monipuolistaa (Pornaro ym. 2018). Parhaiten lajistoa saatiin monipuolistettua leikkaamalla heinä, poistamalla leikkuujäte, ilmastamalla ja kylvämällä siemenistä uusia kasveja alueelle (hiirenvirna eli *Vicia cracca*, puna-apila eli *Trifolium pratense* ja niit-tysalvia eli *Salvia pratensis*). Pelkkä leikkuu, leikkuujätteen poisto ja ilmastus tai leikkaamatta jättäminen tuottivat huonommat tulokset. Yksi leikkuukerta ei kuitenkaan riittänyt ylläpitämään kylvettyjä lajeja, vaan lajiston ylläpitämiseen tarvitaan useampi leikkuukerta, jotta paikalla alun perin olleet heinät eivät tukahduttaisi sinne istutettuja kukkivia kasvilajeja.

MITEN GOLFKENTTIEN NURMIALUEIDEN MONIMUOTOISUUTTA VOI LISÄTÄ

- Vähennä nurmialueiden intensiivistä leikkaamista siellä missä se on mahdollista. Pienikin leikkuuintensiteetin vähentäminen voi hyödyttää monimuotoisuutta.
- Lisää karheikoiden määrää. Korkea kukkiva kasvillisuus luo elinympäristöjä selkärangattomille eläimille ja tarjoaa ravintoa pölyttäjille. Korkeudeltaan ja kasvilajistoltaan erilaisilla karheikoilla voidaan tuoda vaihtelevuutta golfkenttien kasvilajistoon. Monilajisen kukkivan karheikon ylläpito voi vaatia hoitoa leikkaamalla, jotta heinät eivät valtaa liikaa alaa.
- Golfkentillä on mahdollista luoda kasvupaikkoja luontaiseen lajistoon kuuluville ketolajeille, kuten ketoneilikalle, jotka ovat harvinaistuneet karjatalouden vähenemisen ja kotojen umpeenkasvun myötä. Kotojen perustaminen onnistuu parhaiten niukkaravinteisille ja hiekkaisille alustoille. Kotoja hoidetaan säännöllisesti niittämällä.

2.2. Vesiesteet ja golfkenttien muut pienvedet

Golfkenttien vesiesteet ovat usein keinotekoisia, samoin kuin niiden välitön lähiympäristö, joka on voimakkaasti ihmisen muokkaamaa. Siitä huolimatta monet vesiympäristöjen lajit pystyvät hyödyntämään golfkenttien lammikoita elinympäristöinä tai lisääntymispaikkoinaan. Vesiesteissä voi elää muun muassa sammakkoeläimiä, sudenkorentoja, vesiluteita, sukeltajakuoriaisia ja vesilintuja, ja niissä voi kasvaa monimuotoista vesikasvillisuutta. Vesilintujen osalta golfkenttien lammet ja kosteikot voivat toimia sekä pesimäpaikkoina alueella esiintyvälle pesimälajistolle että muuttoaikaisina levähdyspaikkoina muuttolinnuille (Puustinen ym. 2001, Sammal-korpi ym. 2005) etenkin sellaisilla alueilla, joilla sopivia luontaisia kosteikoita on niukasti. Yöai-kaan altaat houkuttelevat luokseen saalistavia lepakoita (Parker ym. 2019). Erityisesti pieniä ja kalattomia vesialtaita suosivalle lajistolle golfkentät vesiesteineen voivat olla alueellisesti merkittäviä elinympäristöjä. Esimerkiksi Ruotsissa Tukholman seudulla neljännes lammista esiintyy golfkentillä (Colding ym. 2009).

Suomessa pääkaupunkiseudulla tehdyssä tutkimuksessa golfkenttien lammissa havaittiin vastaavan suuruisia sammakpopulaatioita kuin luontaisissa lammissa (Saarikivi ym. 2013). Vastaavasti Ruotsissa Tukholman seudulla ei havaittu merkittäviä eroja sammakkoeläinten eikä vesiselkärangattomien monimuotoisuudessa golfkenttien ja muiden vastaavien lampien välillä, vaikka golfkentillä olevien lampien oletettiin kärsivän suuremman kemikaalikuormituksen haittoista (Colding ym. 2009).

Golfkentillä voi paikallisen maiseman luomien mahdollisuuksien puitteissa tukea monenlaista vesiin liittyvää monimuotoisuutta. Pysyvästi avovetisten vesiesteiden ohella vesiluontoa hyödyttävät myös kasvittuneemmat ja kausikosteat lätäkököt sekä pienet virtavedet.

Vesiesteet ja lammet

Läpi vuoden veden täyttäminä pysyvät vesiesteet ja muut lammikot rinnastuvat elinympäristöinä lampiin, ja ne tarjoavat elinmahdollisuuksia pysyvää avovettä vaativalle vesieliöstölle. Lammissa veden laatu, kasvillisuus ja muu eliöstö ovat monin tavoin vuorovaikutuksessa keskenään. Veden korkea ravinnetaso voi runsastuttaa vesikasvillisuutta, joka sitoo samalla ravinteita itseensä. Toisaalta ravinteista hyötyvien levien nopea runsastuminen voi johtaa veden samentumiseen, mikä heikentää uposlehtisen kasvillisuuden elinmahdollisuuksia (Scheffer ym. 1993). Massiiviset leväkasvustot ovat epämiellyttävän näköisiä ja voivat aiheuttaa mädäntyesseen hajuhaittaa. Syanobakteerien muodostamat levämassat voivat lisäksi olla myrkyllisiä vedessä eläville tai sieltä ravintoa tai vettä etsiville eläimille.

Alankomaalaisessa, rakennettujen vesialtaiden lajistoa käsitelleessä tutkimuksessa vesiselkärangattomien monimuotoisuus ja uhanalaisten lajien määrät olivat suurimmat niukkaravinteisimmissä vesissä (Vermonden ym. 2009). Myös runsasravinteisemmat mutta kirkasvetiset ja runsaasti uposkasvillisuutta sisältävät altaat olivat lajistoltaan monimuotoisia, ja niissä esiintyi runsaasti etenkin vesikotiloita. Vesiselkärangattomien monimuotoisuus oli pienin ravinteisimmissä ja sameavetisissä altaissa, joista uposkasvillisuus puuttui.

Luontaiset rakennepiirteet lisäävät lampien monimuotoisuusarvoa. Luontaisiin piirteisiin kuuluvat esimerkiksi loivat, luontaista kasvillisuutta sisältävät rantavyöhykkeet. Vesirajan tuntumasta matalaan veteen ulottuva ilmaversoisen kasvillisuuden vyöhyke on tärkeä monille selkärangattomille, jotka etsivät kasvillisuuden seasta ravintonsa ja saavat samalla suojaa saalistajilta (Oertli ja Parris 2019). Ilmaversoisia kasveja ovat suurikokoiset ruohot, kuten järviruoko, kaislat, osmankäämit, kurjenmiekat sekä jotkin sarat. Niiden muodostamien kasvustojen lomassa kasvaa yleensä myös paljon muuta matalampaa kosteikkojen kasvilajistoa.



Kuva 3. Hirsalan golfkentällä vesieste kytkeytyy toiselta laidaltaan luontaista suokasvillisuutta sisältävään välialueeseen. Laajaan vesiesteeseen mahtuu monipuolisesti sekä avoimen veden alueita, upos- ja kelluslehtistä kasvillisuutta että rantavyöhykkeen ilmaveroista kasvillisuutta.

Jyrkkäreunaisissa lammikoissa ilmaversoisten kasvien muodostama matalan veden vyöhyke jää kapeaksi, jolloin kesäaikainen kuivuminen voi helposti johtaa koko ilmaversoisyöhykkeen jäämiseen vedenpinnan yläpuolelle. Tällöin osa vesieliöistä jää vaille tarvitsemaansa suojaa (Liao 2022). Siksi ainakin osalla kentän vesialtaista kannattaa pyrkiä säilyttämään vedenpinta kesälläkin riittävän korkealla, jotta vesi ei vetäytyisi kokonaan pois ilmaversoisyöhykkeeltä.

Ilmaversoisten kasvien ohella myös syvemmillä vedessä kasvavalla kellus- ja uposlehtisellä kasvillisuudella on havaittu olevan positiivinen yhteys vesiselkärangattomien monimuotoisuuteen (Vermonden ym. 2009). Osa lajeista vaatii viihtyäkseen toisaalta myös avointa vettä (Liao ym. 2023).

Pienet luontaiset lammet ja rakennetut vesialtaat, joilla ei ole vesiyhteyttä suurempiin vesistöihin, ovat yleensä kalattomia, ellei kaloja ole tarkoituksellisesti istutettu. Kalat saalistavat tehokkaasti pieniä vesiselkärangattomia ja kilpailevat ravinnosta muun muassa vesilintujen kanssa. Esimerkiksi erittäin uhanalainen mustakurkku-uikku viihtyy särkikalattomissa vesissä, ja lajia on havaittu Suomessa pesivänä myös golfkenttien lammista. Lampien säilyttäminen kalattomina voikin lisätä niiden arvoa sekä vesiselkärangattomien, kuten sukeltajakuoriaisten (Liao ym. 2020) että lintujen (Haas ym. 2007) elinympäristöinä. Kalaisissakin lammissa pienille selkärangattomille on mahdollista luoda suojapaikkoja lisäämällä ilmaversoista kasvillisuutta (Liao ym. 2023).

Monet lampia hyödyntävät lajit viettävät osan elämästään maaympäristöissä. Esimerkiksi sammakkoeläimet ja monet hyönteiset ovat vesieläimiä vain toukkavaiheissaan, ja palaavat aikuisina veteen lähinnä lisääntymään tai talvehtimaan. Eläinten siirtymistä veden ja maaelinympäristöjen välillä voi helpottaa säilyttämällä lampien ympärillä luontaista kasvillisuutta käytävinä tai laikuittaisina astinkivinä ympäröiville laajemmille luontoalueille. Useimmat lajit pystyvät todennäköisesti ylittämään avoimetkin nurmialueet, mutta korkea kasvillisuus tarjoaa pienille eläimille paremmin suojaa saalistajilta.

Kausikosteikot

Pysyvästi avovetisten altainen ohella myös kesäaikaan kuivuvilla lammikoilla on merkitystä vedestä riippuvaiselle lajistolle. Kausikosteissa lammissa vesieliöstön lajirunsaus on usein pienempi kuin pysyvästi avovetisissä lammissa, mutta niissä esiintyy omaa erikoistunutta lajistoaan, joka ei välttämättä pärjää pysyvissä lammissa (Hassall ym. 2011, Oertli ja Parris 2019). Ajoittain kuivuvissa lammikoissa pääsevät runsastumaan esimerkiksi sellaiset hyönteislajit, jotka ovat pysyvissä vesialtaissa alttiina kalojen ja suurten vesipetohyönteisten saalistukselle (Zedler 2003). Hyönteisten runsaudesta hyötyvät myös niitä saalistavat muut eläimet. Etenkin kevät aikaan kausikosteiden lammikoiden on havaittu houkuttelevan luokseen runsaampia määriä lintuja ja muita eläimiä kuin pysyvästi avovetisten lampien (Dixneuf ym. 2021). Golfkentillä tällaisia kausikosteita painanteita voi esiintyä luontaisesti, tai niiden muodostumista voidaan edistää esimerkiksi ohjaamalla ja keräämällä sulamis- ja hulevesiä.

Purot ja norot

Virtaavan veden kanavat, kuten purot ja norot, elävöittävät maisemaa toisinaan myös golfkentillä. Virtavesien ominaisuudet ja lajisto riippuvat paljon vesistön latvaosien ympäristöstä ja olosuhteista (Jonsson ym. 2017). Toisaalta myös golfkenttä voi vaikuttaa puroon laajemmin kuin pelkästään kentän läpi kulkevan osuuden matkalta. Siksi virtavesien huomioimisessa ja hoidon suunnittelussa olisikin ihanteellista tarkastella vesistöä valuma-aluekokonaisuutena, maanomistusrajat ylittäen.



Kuva 4. Purouoman pohjaa ja reunoja kiiveämällä luodaan edellytyksiä taimenien kudelulle, ja muotoillaan puron virtaamia ja mutkittelevuutta monimuotoisuuden lisäämiseksi.

Virtavesiin muodostuu erilaisia pienelinympäristöjä uoman muodon ja rakenteen pienipiirteisestä vaihtelusta. Puroissa kannattaakin suosia uoman leveyden ja syvyyden vaihtelua, mutkittelevuutta sekä erilaisia pohjan rakenteita ja epätasaisuuksia. Etenkin entisillä maa- tai metsätalousmailla virtavedet ovat yleensä voimakkaasti ihmisen muokkaamia, usein ojiksi suoritettuja. Tällöin rakenteellista vaihtelua voidaan joutua luomaan ennallistamistoimin, esimerkiksi muokkaamalla uoman muotoa kaivamalla tai lisäämällä uomaan kiviä, soraa tai puita (Ahola ja Havumäki 2008).

Varsinkin pienten purojen lajiyhteisöt ovat tiiviisti kytköksissä uomaa ympäröivään rantavyöhykkeeseen. Uomaa reunustava kasvillisuus sitoo rantavallien maa-ainesta pidättäen sen huuhtoutumista veden mukaan. Se pidättää myös kauempaa huuhtoutuvaa kiintoainesta ja kemiallista kuormitusta. Kasvillisuuden – etenkin rantavyöhykkeen lehtipuiden – tuottama lehtikarke on myös tärkeä ravinnonlähde purojen pohjaeliöstölle. Rantavyöhykkeiltä uomaan kaa-tuneet puut oksineen ovat erityisen tehokkaita pidättämään veden mukana kulkeutuvaa kariketta, ja siten ne ovat hyödyllisiä rakenteita puron eliöstölle (Koljonen ym. 2012). Vedessä oleva

puunaines toimii lisäksi merkittävänä ravinnonlähteenä ja kasvualustana vesien mikrobeille (Brüchner-Hüttemann ym. 2019) sekä niitä hyödyntäville vesiselkärangattomille (Hax ja Golladay 1993).

Puustoiset reunavyöhykkeet purojen ympärillä tuottavat lehtikarikkeen ohella myös varjoa, mikä luo kasvillisuuteen kontrasteja suhteessa uoman avoimiin osiin. Varjostus rajoittaa suurien nopeakasvuisten vesi- ja rantakasvien kasvua, jolloin kasvitilaa vapautuu enemmän virtavesissä viihtyvälle vesisammalille (Turunen ym. 2019).

MITEN VESIESTEIDEN JA MUIDEN GOLFKENTILLÄ ESIITYVIEN PIENVESIEN MONIMUOTOISUUTTA VOI LISÄTÄ

- Luo vesiesteiden välille vaihtelua esimerkiksi säätämällä puiden luomaa varjostusvaikutusta, rantavallien rakennetta, kasvipeitteen ja avoveden suhdetta ja vedenkorkeuden kausivaihtelun määrää. Tee vesiesteistä eri kokoisia.
- Vähennä lannoitteiden ja kasvinsuojeluaineiden käyttöä vesien välittömässä ympäristössä ja rinteillä, joista pintavalunta päätyy suoraan vesiaiheeseen.
- Torju veden liiallista rehevöitymistä. Vältä ylimääräisten ravinteiden huuhtoutumista maalta veteen jättämällä rantojen ympärille luontaista kasvillisuutta sisältävä suojavyöhyke, jolle ei levitetä lannoitteita. Anna tilaa ravinteita sitovalle kasvillisuudelle ja kerää liiallista kasvimassaa pois. Rantakasvillisuuden raivaukset kannattaa ajoittaa ensisijaisesti syksyyn. Hillitse sisäistä kuormitusta pitämällä vesi pohjaan saakka hapekkaana. Hyödynnä tarvittaessa hapekasta vettä pohjaan kierrättäviä pumppuja.
- Rajaa vesiesteet ainakin joltakin sivulta karheikkoihin tai puustoihin alueisiin, joilla kasvillisuus on vähemmän hoidettua. Hyödynnä vesiesteisiin liittyvien ojien tai purojen penkereitä ja rantapensaikkoja ekologisina käytävinä.
- Suosi jyrkkien ja pystysuorien rantapenkereiden sijaan loivia rantavyöhykkeitä, jotka helpottavat eläinten siirtymisiä veden ja maan välillä, ja joille mahtuu kehittymään rantakasvillisuutta.
- Päästä luontaista lehtikariketta pohjaeliöiden ravinnoksi. Virtavesissä karikkeen pidättymistä voi parantaa lisäämällä uomaan esteitä, kuten pohjapatoja tai lahoppuuta.
- Vältä, tarkkaile ja torju vieraslajeja (ks. vieraslajit.fi -sivusto). Esimerkiksi monet sisävesissä elävät haitalliset vieraskasvilajit voivat levitä vesilintujen kuljettamina siemeninä tai verson kappaleina muihin vesistöihin.
- Perehdy lähialueen pienvesien luontoarvoihin. Pohdi mahdollisuuksia tarjota golfkentällä täydentäviä elinympäristöjä suojelua kaipaaville lajeille niiden erityisvaatimukset huomioiden.

2.3. Avoimen kentän ja metsän reunat

Puuston ja avointen alueiden vaihtumisvyöhykkeet ovat usein lajistoltaan monipuolisia, sillä niissä esiintyy sekä avoimien ympäristöjen että metsien lajeja. Jotkut lajit vaikuttavat myös suosivan erityisesti reunavyöhykkeitä. Unkarilaisissa tutkimuksissa lehtimetsien ja ruohostomaiden vaihtumisvyöhykkeillä on havaittu esiintyvän omaa, reunoja suosivaa niveljalkaislajistoa (Magura ym. 2001, Horváth ym. 2002, Magura 2002, 2017). Pohjoismaisissa talousmetsäympäristöissä tehdyissä maakiitäjäistutkimuksissa (kovakuoriaisia) vastaavaa ei kuitenkaan ole havaittu metsän ja avoimen alueen reunavyöhykkeillä (esim. Heliölä ym. 2001, Niemelä ym. 2007). Sen sijaan suomalaisessa golfkentillä tehdyssä tutkimuksessa tali- ja sinitiaisen sekä kirjosiepon havaittiin suosivan ja tuottavan enemmän poikasia avoimen reunan lähelle kiinnitetyissä pöntöissä kuin vastaavissa pöntöissä 50 metrin päässä metsän sisällä (Saarikivi ja Herczeg 2014).

Reunavyöhykkeiden monimuotoisuushyödyt liittyvät paljolti kasvillisuuden monimuotoisuuteen ja vaihteluun. Tällaista vaihtelua on yleensä runsaasti etenkin leveillä luontaisilla vaihtumisvyöhykkeillä (Magura ym. 2017). Metsän reunapuuston ja avoimien nurmialueiden väliin olisi siksi edullista jättää puskurivyöhykettä, johon saa muodostua pensaikkoa ja jossa ruohovartisen kasvillisuuden sallitaan kasvaa ainakin osin hoitamattomana. Tiheä pensaskerros metsän reunassa lisää esimerkiksi linnuston monimuotoisuutta (Melin ym. 2018).

Metsien ja avointen alueiden reunat ovat otollisia kasvupaikkoja monille lehtipuille ja pensaille. Reunojen valoisuus runsastuttaa muun muassa pihlajien ja tuomien kukintaa sekä satoisuutta, mikä edesauttaa niitä hyödyntäviä pölyttäjiä ja marjoja syöviä eläimiä. Auringon paahteelle altistuva reunapuusto on lisäksi otollinen ympäristö monille kuolleessa tai kuolevassa puuaineksessä eläville hyönteisille ja sienille, etenkin haavalla mutta myös muilla lehtipuulajeilla (Kaila ym. 1997, Martikainen 2001, Sverdrup-Thygeson ja Ims 2002, Lindhe ja Lindelöw 2004, Lindhe ym. 2005, Junninen ym. 2007, Ranius ym. 2011, Koch Widerberg ym. 2012, Larivière ym. 2023).

Metsän aluskasvillisuudessa (Hamberg ym. 2009) ja maakiitäjäislajistossa (Noreika ja Kotze 2012) näkyvä reunavaikutus – eli muutos lajistossa siirryttäessä valoisalta ja lämpimältä metsän reunalta varjoisaan ja viileämpään metsän sisäosaan – voi ulottua kymmeniä metrejä metsän reunasta sen sisäosiin. Mikäli golfkentän alueella esiintyy, ja halutaan säilyttää, sulkeutuneen metsän lajijyhteisöjä, voidaan niiden elinolosuhteita turvata hillitsemällä reunasta metsän sisäosiin tunkeutuvia reunavaikutuksia eli reunalta metsän sisäosaan tulevaa auringon säteilyä, tuulta ja ilman pienhiukkasia. Tähän voidaan vaikuttaa välttämällä tarpeetonta puuston ja alikasvoksen raivausta (Koivula ym. 2019) sekä antamalla puustoisen alueen reunaosan kasvaa mahdollisimman tiheäksi. Tehokkain reunan sulkeva vaikutus saadaan ainavihannilla havupuilla, kuten kuusella (Hamberg ym. 2009). Aivan uloimpana metsän reunassa – havupuiden edessä – voi suosia myös kukkivia puita ja pensaita.

MITEN AVOIMEN KENTÄN JA METSÄN VÄLISEN REUNA-ALUEEN MONIMUOTOISUUTTA VOI LISÄTÄ

- Anna metsän ja avoimen alueen vaihtumisvyöhykkeelle muodostua pensaikkoa ja ruohovartista kasvillisuutta.
- Suosi puustoisten alueiden reunoilla luontaista kukkivaa puu- ja pensaskasvillisuutta.
- Säästä reunapuustossa kuolevia ja kuolleita puita, etenkin järeitä lehtipuita, sillä ne ovat arvokkaita lämmöstä hyötyville lahopuhyönteisille.
- Jos haluat suojata sulkeutuneen metsän ominaista lajistoa, anna metsän reunojen kasvaa tiheiksi.
- Metsien reunapuut voivat olla otollisia sijoituspaikkoja tiaispöntöille.

2.4. Metsiköt ja puustoiset välialueet

Suomessa golfkenttien pinta-alasta keskimäärin lähes puolet on erilaisia hoidettuja nurmialueita, ja toinen puoli vesi- ja hiekkasteita sekä muuta rakennettujen alueiden ulkopuolista maastoa (Taulukko 1), josta merkittävä osa voi olla puustoista. Koska golfkenttien ensisijainen tarkoitus on mahdollistaa golfin peluun, pidetään väylien viereisiä puustoisia alueita usein avoimina, jotta väylältä harhautunut pallo on löydettävissä helposti puiden lomasta. Metsiköt ja puustoiset välialueet tarjoavat kuitenkin golfkentillä elinmahdollisuuksia metsäelinympäristöistä riippuvaiselle lajistolle.

Koska golfkenttien puustoiset alueet rajaavat väyliä, mutta eivät kuulu varsinaiseen pelaamiseen tarkoitettuun alueeseen, ne sopivat erityisen hyvin monimuotoisuuden tukemiseen. Metsissä on luontaisesti paljon sellaista lajistoa, jota golfkenttien muissa elinympäristötyypeissä ei esiinny.

Puustoiset alueet houkuttelevat paikalle lajeja, jotka käyttävät puita ravintonaan, elinympäristöinä tai lisääntymispaikkoinaan, sekä niiden petoja ja muita seuralaisia. Tällaisiin lajeihin kuuluu nisäkkäitä, lintuja, niveljalkaisia ja muita pieniä selkärangattomia sekä sammalia, jäkäliä, sienisiä ja useisiin eri eliöryhmiin kuuluvia mikrobeja. Lisäksi monet sellaisetkin lajit, jotka eivät ole suoraan riippuvaisia puista, suosivat metsäisiä ympäristöjä.

Puiden maanpäällisten osien muodostama puusto latvuserroksineen on vain osa metsää. Myös latvuksen alle muodostuva kasvillisuus sekä puiden juuristojen ja karikkeen muokkaama metsämaa ovat ominaisuuksiltaan ja lajistoltaan omaleimaisia. Koska metsäelinympäristöjen keskeiset piirteet perustuvat pitkälti puiden yhdessä luomiin olosuhteisiin, eivät väylien välissä yksittäin kasvavat puut tai pienet puuryhmät pysty tuottamaan täysin vastaavia monimuotoisuushyötyjä. Toisaalta avoimilla alueilla kasvavilla puilla on omia erityisiä luontoarvojaan (ks. 2.5 Vanhat jalot lehtipuut).

Puustoisilla alueilla esiintyvä lajisto riippuu metsän laadusta. Alueen kasvupaikkatekijät, kuten ilmasto ja maapohjan koostumus, ravinteisuus ja vesitalous, määrittelevät sen, millaisia metsäelinympäristöjä paikalle voi muodostua. Reheville savimaille kehittyvät lehtometsät ja karuille hiekkamaille kehittyvät mäntykankaat sekä niissä esiintyvä lajisto ovat jo lähtökohtaisesti varsin erilaisia.

Metsäelinympäristön laatuun vaikuttaa puustoisien alueen koko ja muoto. Mitä kapeampi puustoinen alue on, sitä suurempi osa siitä on reunavyöhykettä, jossa viereisen avoimen alueen vaikutus voi olla voimakas. Välialueiden kapeissa puistikoissa mahdollisuudet erikoistuneelle metsälajistolle ovat heikommat kuin laajemmilla yhtenäisillä puustoalueilla, vaikka puusto itsessään olisikin samankaltaista. Toisaalta kapeilla puustokaistaleilla voivat viihtyä sellaiset paahdetta kaipaavat lajit, jotka eivät menesty metsän varjossa.

Monet monimuotoisuutta lisäävät rakenteet kehittyvät metsissä luontaisesti, mutta niiden kehittyminen on usein vähintään vuosikymmenien kestoinen prosessi. Siksi metsäisissä ympäristöissä monimuotoisuutta turvataan tehokkaimmin säästämällä entuudestaan olemassa olevia tärkeitä rakennepiirteitä. Metsäisten elinympäristöjen laatuun ja niiden kykyyn ylläpitää monimuotoisuutta voidaan silti vaikuttaa kasvupaikkojen asettamisessa rajoissa.



Kuva 5. Karuille kasvupaikoille tyypillinen metsäkasvillisuus pärjää hyvin puistomaisilla, puus-
toltaan avoimilla välialueilla, jos maapohja on niille sopiva eikä tallaus ole liian voimakasta.

Puuston rakenne

Puustoisilla alueilla puulajien monipuolisuus ja puiden ikärakenteen vaihtelu lisäävät ympäristöön pienipiirteistä monimuotoisuutta, eli erilaisten pienelinympäristöjen määrää. Kullakin puulajilla on erikoistuneita seuralaislajeja, joiden esiintyminen riippuu oikean isäntäpuulajin esiintymisestä (Keto-Tokoi ja Siitonen 2021). Siten puulajivalikoiman lisääminen lisää yleensä mahdollisuuksia lajiston monipuolistumiseen. Monimuotoisuutta lisää myös se, että puustoisilla alueilla on eri-ikäisiä, eri kokoisia ja kuntoisia puita eri latvuserroksissa.

Eri puulajien, kehitysluokkien ja runkotiheyksien tuottama vaihtelu heijastuu edelleen esimerkiksi aluskasvillisuuteen (Uotila ja Kouki 2005, Ampoorter ym. 2014, Tonteri ym. 2016). Sekapuustoisissa ja puustorakenteeltaan vaihtelevissa metsissä voi kasvaa pienipiirteisesti lehti- ja havumetsien sekä puoliavomien ja sulkeutuneiden metsien kasvilajistoa. Vastaava pienen mitakaavan vaihtelu on myös tärkeä metsänpohjan selkärangattomien monimuotoisuutta selittävä tekijä (Niemelä ym. 1996). Vaihtelevuutta lisää edelleen puuston karkeamman tason vaihtelu, jossa tietyt alueet metsästä ovat esimerkiksi selkeämmin havupuuvaltaisia ja tietyt lehtipuuvaltaisia (Huuskonen ym. 2021).

Aikaisemmin talousmetsinä hoidetut sekä avoimille alueille perustetut istutusmetsiköt ovat usein rakenteeltaan ja puulajikoostumukseltaan yksipuolisia. Tällaisilla alueilla puuston monipuolistumista voidaan nopeuttaa esimerkiksi raivaamalla tasarakenteisen puuston lomaan aukkoja, jotta niihin pääsee muodostumaan luontaisesti lehtipuustoa ja -pensaikkoo (Maher-Haselquist ym. 2021, Saukkonen ja Valkonen 2022). Aukkoihin voidaan tuoda uusia puulajeja myös istuttamalla.



Kuva 6. Aktiivisia toimia puustorakenteen monipuolistamiseksi kannattaa harkita sellaisilla alueilla, joilla puulajikoostumus ja ikärakenne ovat yksipuolisia.

Golfkentillä ei kannata rajoittaa kasvatamaan pelkästään tavallisimpia pääpuulajeja, vaan suosia myös Suomessa luontaisesti esiintyviä jalopuita, leppiä, pihlajia, tuomia ja puumaisia pajuja. Avoimiin nurmialueisiin rajautuvilla puustoalueilla on runsaasti reuna-vyöhykkeitä, jotka ovat otollisia monille valoa vaativille lehtipuulajeille. Monimuotoisuuden kannalta puustoisilla alueilla on syytä säilyttää myös harvennattomia tiheikköjä. Ne ovat monien metsälintujen suosimia ympäristöjä (Klein ym. 2020).

Vanhat ja suurikokoiset puut kuuluvat monimuotoisuuden kannalta arvokkai-

siin rakennepiirteisiin. Iän ja kasvun myötä puun rakenne monipuolistuu ja puuhun kertyy erilaisia pienelin ympäristöjä (Körkjas ym. 2021b). Koska puiden elinkaari on pitkä ja niiden monimuotoisuusarvot kehittyvät hitaasti, kannattaa metsiköiden vanhimpia ja suurikokoisimpia puita pyrkiä säilyttämään mahdollisimman pitkään.

MITEN PUUSTON MONIMUOTOISUUTTA VOI LISÄTÄ

- Tasarakenteisilla puustokuvioilla vaihtelua voidaan luoda tekemällä aukkoja, joihin voidaan tuoda uusia puulajeja istuttaen tai luontaisen umpeenkasvun kautta.
- Säästä paikka paikoin harventamattomia tiheikköjä.
- Säilytä vanhimmat puut.
- Suosi puustoisten alueiden hoidossa etenkin sellaisia luontaisia puulajeja, jotka ovat ympäröivässä maisemassa muuten harvalukuisia.

Puiden pienelinympäristöt

Yksittäisiin puuyksilöihin liittyvät rakennepiirteet voivat toimia itsessään monimuotoisuutta lisäävinä pienelinympäristöinä. Tällaiset rakenteet syntyvät yleensä puiden ikääntymisen ja vaurioitumisen tuloksena, ja niihin voidaan lukea esimerkiksi tikkojen koveramat kolot, laho-onkalot, irronneen kuoren alaiset taskut, paljaat kuorettomat runkopinnat, palokorot, pihkavuodot, oksamurtumat ja kuolleet oksat, tuulenpesät, puiden pinnalle muodostunut kasvillisuus, monivuotiset kääpäitiöemät ja eläinten pesärakennelmat (Kraus ym. 2016, Kõrkjas ym. 2021a).

Puiden pienelinympäristöjen suuremman määrän ja monimuotoisuuden on esitetty olevan eräs syy tiettyjen eliölajiryhmien suurempaan monimuotoisuuteen niin hoitamattomissa kuin hoidetuissa metsissä (Paillet ym. 2010, 2018). Keski-Eurooppalaisissa tutkimuksissa elävien puiden pienelinympäristöjen monimuotoisuuden (Paillet ym. 2018) ja yksittäisten pienelinympäristötyyppien runsauden (Basile ym. 2020) on havaittu liittyvän joidenkin lajiryhmien monimuotoisuuteen tai runsauteen, joskaan kaikille kohdelajiryhmille yhteyksiä ei ole pystytty osoittamaan. Pohjoisella havumetsävyöhykkeellä vastaavia puiden pienelinympäristöjen lajistovaikutuksiin keskittyviä tutkimuksia ei toistaiseksi ole julkaistu.

Vaikka puiden pienelinympäristöjen määrällisistä vaikutuksista monimuotoisuuteen on vielä heikosti näyttöä, yksittäisten pienelinympäristötyyppien ja lajien tai lajiryhmien välisestä kytköksestä tunnetaan paljon esimerkkejä (Hämäläinen ym. 2023, Taulukko 3). Jo tämän perusteella runsaasti erilaisia pienelinympäristöjä omaavia puuyksilöitä voidaan pitää monimuotoisuuden kannalta potentiaalisesti arvokkaina. Tavanomaisessa metsänhoidossa elinvoimaisimpien puuyksilöiden suosiminen johtaa kuitenkin helposti juuri tällaisten arvokkaiden tai sellaisiksi kehityksessä olevien puiden kaatamiseen maalahopuiksi tai kokonaan poistettaviksi. Tällöin elävässä puussa esiintyneet pienelinympäristöt tuhoutuvat tai niiden kehityskulut katkeavat ennenaikaisesti. Metsätöitä suunniteltaessa hoidon tavoitteet kannattaakin käydä etukäteen seikkaperäisesti läpi yhdessä metsureiden kanssa.

Eläviin puihin muodostuu erilaisia pienelinympäristöjä ajan myötä luontaisesti, mutta usein niiden syntyminen liittyy ennustamattomasti tapahtuviin luonnonilmiöihin, kuten eläinten, taudinaiheuttajien tai sään aiheuttamiin vaurioihin. Tietyillä puulajeilla, kuten haavoilla ja tammilla, on pienelinympäristöjä enemmän ja monipuolisemmin kuin muilla puulajeilla (Kõrkjas ym. 2021a). Näiden puulajien yksilöt säilyvät usein pitkään hengissä vaurioituneinkin, jolloin myös niihin muodostuvat pienelinympäristöt säilyvät pitkään. Suomen oloissa myös raita on huomionarvoinen, melko nuorena ränsistynyt mutta sitkeähenkinen puulaji, jossa mahdollisuudet erilaisten pienelinympäristöjen muodostumiseen ovat suuret (Siitonen ja Hamberg 2012).

Taulukko 3. Puiden pienelinympäristöt ja niiden merkitys lajistolle (ks. Luku 2.5, Kuva 8).

Pienelinympäristö	Synty tapa	Merkitys lajistolle
Kolot ja laho-onkalot	Puiden runkoihin syntyy koloja ja onkaloita sydänpuun lahoamisen seurauksena ja tikkojen kovertamina. Usein tikat suosivat runkoja, joiden puuaines on valmiiksi lahon pehmentämää, mutta ainakin palokärki voi kovertaa kolonsa kovankin runkoon.	Kolot ja onkalot toimivat luontaisina pesä- ja piilopaikkoina kolopesiville linnuille sekä joillekin nisäkkäille, kuten liito-oravalle ja lepakoille.
Elävien puiden kuolleet oksat ja latvukset	Puista kuolee yksittäisiä oksia tai latvushaaroja, jotka pysyvät puussa kiinni.	Kuolleet oksat hyödyttävät kuolleesta ja lahoavasta puuaineksesta riippuvaisia lajeja. Puussa kiinni ollessaan ne tarjoavat olosuhteiltaan erilaisen pienelinympäristön kuin vastaava lahopuu maassa.
Kuoritaskut	Jäljen kuollessa runkoon tai oksaan voi muodostua kohtia, joista kuori irtoaa osittain. Kuoren ja puun väliin muodostuu tyhjä tila.	Kuoritaskuissa elää selkärangattomia eläimiä. Isommat kuoritaskut soveltuvat pesäpaikoiksi muun muassa puukiipijälle sekä piilopaikoiksi lepakoille.
Paljaat puupinnat	Paljasta puuainesta paljastuu oksien repeytyessä tai murtuessa sekä kohtiin, joissa jälsi on kuollut ja kuori varissut pois.	Paljaille puupinnoille hakeutuu puuainesta ravinnokseen käyttäviä sienisiä ja hyönteisiä sekä puupinnoilla kasvavia jäkäliä.
Runkohalkeamat	Rungon sisään ulottuvia halkeamia voi syntyä pakkasen, vääntymisen tai lahoamisen seurauksena.	Halkeamat tarjoavat piilopaikkoja muun muassa selkärangattomille.
Käävät ja muut sieni-itiömät	Rungoissa elävät sienet tuottavat rungon pintaan itiöemiään, jotka voivat olla yksi- tai monivuotisia.	Monet hyönteiset käyttävät sienien itiöemiä tai niiden tuottamia itiöitä ravintonaan. Itiöemillä elää myös loisivia piensieniä ja mikrobeja.
Epifyytiset sammal- ja jäkäläkasvustot	Puiden oksille ja rungon pinnalle muodostuu sammalista ja jäkälästä peitteisiä kasvustoja, jotka tarjoavat suojaa ja elinympäristöjä pieneliöstölle.	Sammal- ja jäkäläkasvustoissa elää selkärangattomia eläimiä, joita lintu käyttää ravinnokseen. Jotkut metsälinnut varastoivat kasvustojen sekaan talviravintoaan.

MITEN PUIDEN PIENELINympäristöjä voi säilyttää

- Älä poista vaurioituneita tai rakenteeltaan poikkeavia puita, jos niistä ei koidu ilmeistä vaaraa tai muuta haittaa.
- Muista keskustella monimuotoisuuden huomioimiseen liittyvät hoitotavoitteet ja -rajoitteet selviksi urakoitsijoiden kanssa ennen metsissä tai puustoissa alueilla tehtäviä hoitotoimenpiteitä.
- Viesti kentän käyttäjäkunnalle puuston arvokkaista rakennepiirteistä ja niiden merkityksestä lajistolle. Nosta esiin karismaattisia lajiesimerkkejä kentällä esiintyvistä lajista ja lajeille tärkeistä puuston rakenteista, kuten 1) myskijääriä ja järeät raidat, 2) liito-orava ja haapakolopuut, ja 3) karhunkääpä ja vanhat havupuut.

Lahopuu

Suomessa esiintyy noin 4000–5000 lajia, jotka ovat riippuvaisia kuolleesta ja lahoavasta puusta (Siitonen 2001). Näistä lajeista kolopesijälinnut ja suurikokoisia itiöemiä tuottavat käävät ovat ehkä huomatuimpia ja tunnetuimpia esimerkkejä. Valtaosa lahoppuuta elinympäristönään käyttävistä lajeista on kuitenkin vähemmän näkyviä selkärangattomia, sieniä ja mikrobeja.

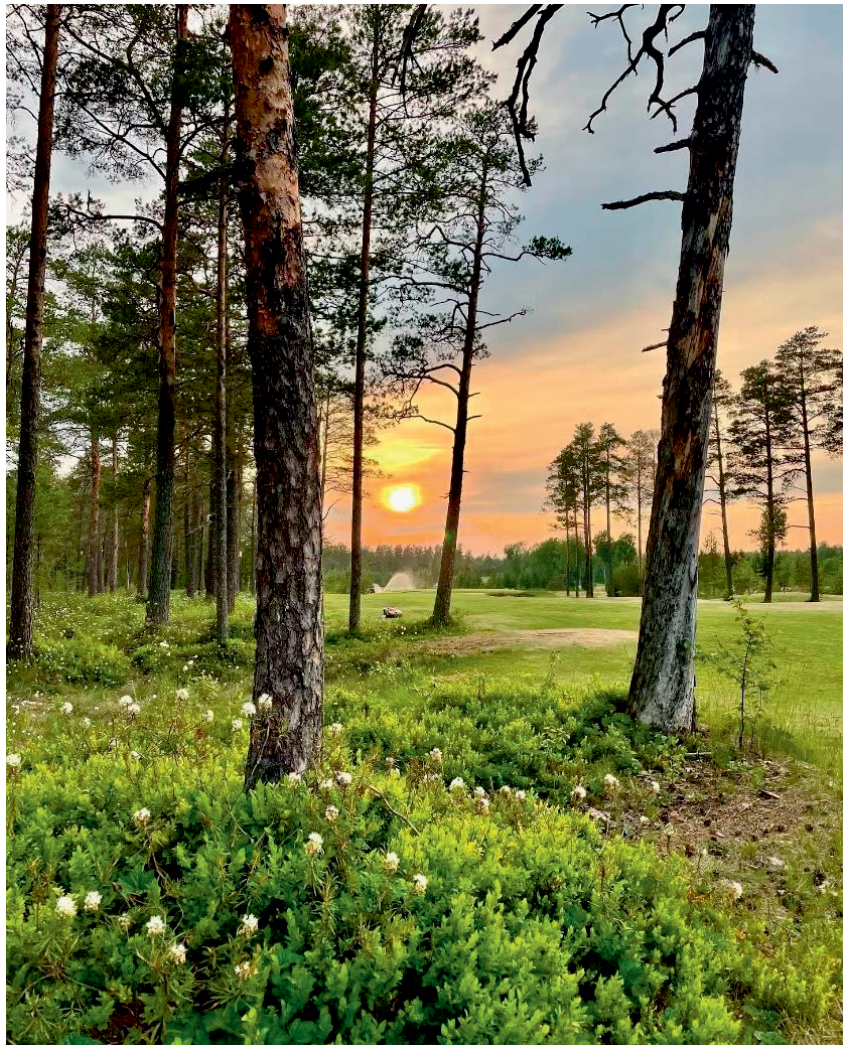
Lahoppuusta riippuvaisen monimuotoisuuden turvaamisen lähtökohtana on monimuotoinen elävä puusto, josta lahoppuu muodostuu puiden tai niiden osien kuollessa. Eri puulajien lahoppuella elää erilaista lajistoa, minkä lisäksi lajistoon vaikuttavat muun muassa lahoppuun synty-tapa, maakontakti, koko, lahoaste ja ympäristön olosuhteet (Stokland ym. 2012).

Lahoppuussa elävän lajiston monimuotoisuus kasvaa lahoppuun määrän mukana, sillä samoista lahoppuuresursseista on yleensä kilpailemassa suurempi joukko lajeja kuin mitä yksittäinen lahoppuukappale pystyy elinkaarensa aikana ylläpitämään. Metsikkötasolla esimerkiksi lahoppuella elävien kovakuoriaisten lajirunsauden on havaittu kasvavan lahoppuun tilavuuden mukana voimakkaasti ainakin 20 m³/ha tilavuuteen saakka (Siitonen ym. 2001).

Myös lahoppuun koko vaikuttaa lajien runsauteen. Järeämmällä lahoppuella elää enemmän lahoppuusieniä kuin pienempiläpimittaisella, mutta pieniläpimittaiselta lahoppuulta, kuten oksilta, voi puolestaan löytää lajeja, joita ei suuriläpimittaiselta välttämättä löydä (Juutilainen ym. 2011).

Kuva 7. Pystyyn kuollut mänty viheriön ja rämeen rajalla on maisemallinen elementti sekä ravinnonlähde ja elinympäristö muille lajeille. Pelin lomassa voi tarjoutua mahdollisuus päästä havainnoimaan lähietäisyydeltä esimerkiksi tikkoja.

Lahoppuuta muodostuu puustoisilla alueilla itsestään puiden heikentyessä ja kuollessa. Jos metsää hakataan ja puuta viedään pois tai jos heikentyneet ja kuolleet puut korjataan pois, lahoppuuta ei kerry, ellei lahoppuun säästämisestä huolehdi erikseen. Nuorissa puustoissa suurista puista muodostuvan järeän lahoppuun muodostumista voi joutua odottamaan jopa vuosikymmeniä.



Rakennettuihin ympäristöihin lahoppuuta saakin nopeimmin tuomalla sitä paikalle ulkopuolelta. Järeät, hitaasti lahoavat lahorungot sopivat maisemaelementeiksi puistomaisiinkin ympäristöihin (Nieminen 2020).

Puuston hoidossa, esimerkiksi harvennuksissa tai yksittäisten puiden poiston yhteydessä lahoppuun kertymistä voidaan edistää jättämällä kaadettua puustoa niille sijoilleen. Poistettavia puita voidaan katkaista korkealta, jolloin puusta jää jäljelle korkea kanto tai useampien metrien korkea tekopötkkelö. Talousmetsissä tekopötkkelöiden on todettu kelpaavan elinympäristöiksi monille uhanalaisillekin kovakuoriaisille (Jonsell ym. 2004, Lindhe ja Lindelöw 2004). Kokonaiset pystyssä lahoavat rungot, erityisesti lehtipuut, ovat tärkeitä pesäpaikkoja kolopesijöille (Vatka ym. 2014, Andersson ym. 2018), joten niitäkin kannattaa mahdollisuuksien mukaan säästää.

Puun kaadon yhteydessä maapuuosat on mahdollista sijoitella maastoon siten, että niistä koi-
tuu mahdollisimman vähän haittaa kentän käytölle ja niitä voi siirtää tarvittaessa toiseen paikkaan. Lahoppuukappaleiden sijoittelulla voidaan myös lisätä vaihtelevuutta lahoppuuympäristöjen tarjontaan. Runsaalle auringon paahteelle altistuvalla lahoppuulle muodostuu osin erilaisia lajiyhteisöjä kuin vastaavalle alustalle varjoisissa olosuhteissa (Vogel ym. 2020).

MITEN LAHOPUUN MÄÄRÄÄ VOI LISÄTÄ

- Älä poista kuolleita puita tarpeettomasti.
- Jätä kuolleita puita lahoamaan pystyyn luonnonpötkkelöinä, jos niistä ei koidu erityistä vaaraa.
- Kerää ja siirrä nurmille ja muille siisteinä pidettäville alueille varisseet kuolleet oksat metsäisille alueille, jossa ne maastoutuvat korkean kasvillisuuden joukkoon.
- Säästä poistettavia puita korkeina kantoina ja maapuina aina kun mahdollista. Maapuosa voidaan tarvittaessa siirtää toisaalle, esimerkiksi keskemmälle metsikköön, missä se on vähemmän tiellä ja näkyvillä.
- Pyri kattamaan lahoppuuympäristöille ominaisen vaihtelun eri ulottuvuuksia ja säästä:
 - lahoppuita eri puulajeista
 - lahoppuita sekä pysty- että maalahoppuina
 - erikokoisia puita, myös järeitä
- Sijoita lahoppuuta valo- ja kosteusoloiltaan erilaisiin maastonkohtiin, myös veteen
 - Haavalla esiintyy useita paahteessa viihtyviä harvinaisia ja uhanalaisia lajeja.

Metsämaaperän eliöyhteisöt

Puiden tuottama karike on tärkeä metsämaan selkärangattomien eläinten (esimerkiksi sukkula- ja nivelmadot, hyppyhäntäiset, sammalpunkit) paikalliseen monimuotoisuuteen ja runsauteen vaikuttava tekijä. Lehtipuiden helposti hajoava lehtikarike ylläpitää runsaampaa eliöstöä kuin havupuiden hapan ja hitaasti hajoava karike. Tämän vuoksi lehtipuiden lisäämisellä on usein maaperäeläimistöä rikastuttava vaikutus havupuuvaltaisissa metsissä (Koivula ym. 1999, Korboulevsky ym. 2016). Toisaalta hitaasti hajoavista lehdistä tai neulasista muodostuvat karikerakokset voivat olla itsessään tärkeä elinympäristö joillekin lajeille.

Puiden sienijuurikumppanit muodostavat tärkeän osan metsämaan mikrobilajiyhteisöistä. Puiden juurisienet, erityisesti ektomykorritsasienet ovat eri lajeja kuin avoimilla alueilla kasvavien ruohovartisten kasvien sienijuurikumppanit. Siten puut tuovat oman erityislaatuisen lisänsä

golfkenttien maanalaiseen monimuotoisuuteen. Vaikka puusto olisikin alkuperältään istutettua, metsille ominainen maaperämikrobisto kehittyy paikalle ajan myötä luontaisesti. Suomessa tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että rakennetuilla puistoalueilla kasvavien puiden yhteydessä esiintyvät ektomykorritsasieniyhteisöt olivat monimuotoisuudeltaan lähes vastaavien luontaisten metsien veroisia (Hui ym. 2017a). Puiden esiintyminen ja puulajivalinnat ovat merkittävin mykorrhizasieniyhteisöihin vaikuttava tekijä.

MITEN MAAPERÄN MONIMUOTOISUUTTA VOI LISÄTÄ

- Monipuolista puulajivalikoimaa ja jätä puiden tuottama karike maahan lahoamaan.
- Lehtipuiden karike parantaa olosuhteita monille metsänpohjan ja maaperän pieneliölle etenkin, jos alue on muuten havupuuvaltainen. Jalot lehtipuut ja haapa tuottavat erityisen hyvälaatuista lehtikariketta.
- Hoidetuille nurmialueille varisevat lehdet kannattaa silputa paikoilleen tai siirtää lähellä oleville puustoisille alueille.

2.5. Vanhat jalot lehtipuut

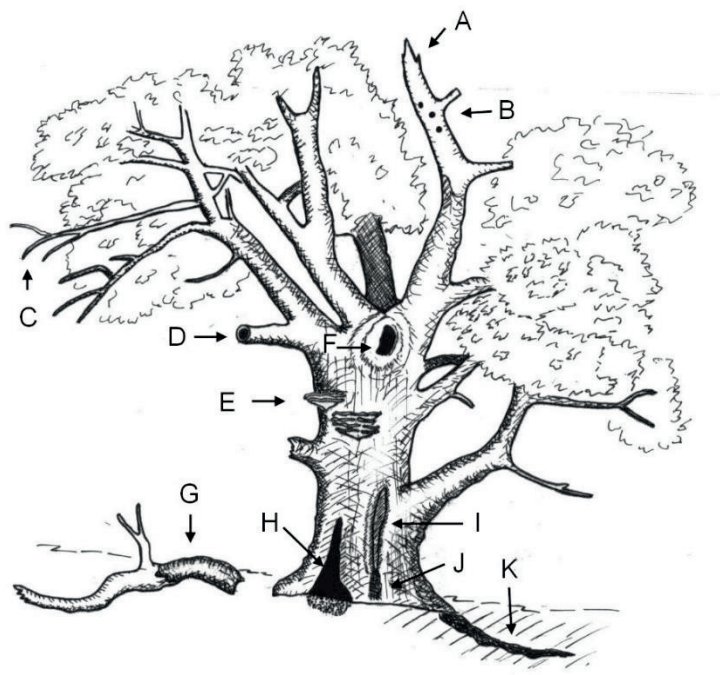
Vanhat jalot lehtipuut ovat tärkeitä elinympäristöjä erityisesti kahdelle lajirikkaalle eliöryhmälle: ontoissa puissa, laho-onkaloissa ja muissa elävien puiden kuolleissa osissa eläville lajeille sekä runkopinnoilla kasvaville jäkälälajeille.

Vanhoihin puihin kehittyy paljon sellaisia pienelinympäristöjä eli mikrohabitaatteja, jotka nuorista hyväkasvuisista puista puuttuvat (Kuva 8). Tällaisia pienelinympäristöjä ovat mm. rungossa olevat laho-onkalot, kuolevat ja kuolleet haarat ja järeät oksat, kuorivauriot ja korot, tikankolot, mahlavuodot ja lahottajasienten itiöemät (Siitonen 2012, Larrieu ym. 2018). Kaikissa näissä elää juuri kyseiseen pienelinympäristöön erikoistuneita lajeja. Näiden pienelinympäristöjen eli mikrohabitaattien määrä kasvaa puiden vanhetessa (Siitonen 2012, Keto-Tokoi ja Siitonen 2021).

Vanhoissa jaloissa lehtipuissa elävää saproksyyililajistoa eli vioittuneella tai lahoavalla puulla elävää lajistoa ei ole tutkittu erityisesti golfkentillä missään Pohjoismaissa. On kuitenkin selvää, että kaupunkipuistojen ja kartanopuistojen lajistoa koskevien tutkimusten tulokset ovat sovellettavissa myös niihin golfkenttiin, joilla tällaista puustoa esiintyy. Järeitä jaloja lehtipuita tiedetään olevan 17 golfkentällä, mikä on 8 % kentistä (Taulukko 2). Todennäköisesti jaloja lehtipuita on istutettu muillekin kentille, mutta koska valtaosa kentistä on perustettu vasta 1990-luvun alun jälkeen, istutetut puut ovat vielä niin nuoria, että niihin ei ole ehtinyt kehittyä mikrohabitaatteja. Lajiston kannalta arvokkaimpia vanhoja puita esiintyy sellaisilla kentillä, joihin kuuluu vanhoja kartanopuistoja, puukujanteita tai vastaavia kulttuuriympäristöjä. Jaloja lehtipuita voi esiintyä yksittäispuina tai puuryhminä myös golfkenttien metsäisissä osissa.

Saproksyyililajiston kannalta erityisen tärkeä pienelinympäristö ovat ontot puut ja niiden onkaloiden pohjalle kertyvä lahoava puupurusta ja karikkeista muodostuva *mulmi*. Ruotsalaisessa tutkimuksessa alle prosentissa korkeintaan satavuotiaista tammista oli onkaloita, 200–300-vuotiaista puista puolet oli onttoja ja yli 400-vuotiaat tammet olivat kaikki onttoja (Ranius ym. 2009). Vaahteroihin ja puistolehmuksiin (*Tilia × vulgaris*) laho-onkaloita voi kehittyä jo alle 100-vuotiaina. Helsingin puistopuita koskevassa tutkimuksessa noin 1300 mitatusta, rinnankorkeuslähpimitaltaan vähintään 30-senttisestä jalosta lehtipuusta noin kuudella prosentilla oli ontto runko ja lisäksi noin yhdeksällä prosentilla rungossa oli pienempi onkalo (Peuhu ja Siitonen

2011). Puiden onttoutumiseen vaikutti puulajin lisäksi puun läpimitta sekä ympäristön avoimuus. Vaahteroissa ja lehmuksissa onkaloita esiintyi enemmän kuin tammissa, jalavissa ja saarnissa, ja järeissä puissa enemmän kuin ohuissa, ja avoimilla paikoilla kasvavissa puissa enemmän kuin varjossa kasvavissa puissa (Kymäläinen 2011).



Kuva 8. Pienelin ympäristöjä eli mikrohahabitaatteja vanhassa tammessa (Siitonen 2012). Kaikissa mikrohahabitaateissa elää niihin erikoistunutta lahoppuulajistoa eli saproksyyilejä. A = kuollut haara, B = tikankoloja, C = kuolleita oksia, D = oksaonkalo, E = rikkikäävän itiöemiä, F = runko-onkalo, G = järeä pudonnut oksa, H = tyvionkalo, I = kuoreton koro, J = mahlavuoto, K = kuollut juuri maan alla.

Lehtipuiden laho-onkalot ja puiden onttoutumisen aiheuttavat sydänpuuta lahottavat sienet. Rungon sydänpuu on kuollutta solukkoa, johon sydänpuun lahottajat pääsevät leviämään tyypillisesti oksan repeämien tai muiden runkovaurioiden kautta. Kaikilla jaloilla lehtipuilla esiintyy paljolti samaa lahottajasienilajistoa, mutta erityisesti tammella on myös omaa lajistoaan (Niemelä ym. 2012, Niemelä 2016). Tammella sydänpuun lahoa aiheuttaa tyypillisesti rikkikäpää (*Laetiporus sulphureus*). Jalavissa ja saarnissa tavallinen laji on suomukääpää (*Polyporus squamosus*), joka voi kasvaa myös lehmuksella ja vaahteralla. Onttojen lehmusten pääasiallinen lahottaja on lattakääpää (*Ganoderma lipsiense*), joka voi esiintyä monilla muillakin lehtipuulajeilla. Vaahteralla vaahterankääpää (*Oxyporus populinus*) sekä kääpäorakas (*Climacodon septentrionalis*) ovat puistopuilla hyvin tavallisia lahottajia, joiden itiöt leviävät puuhun tyypillisesti rungon haaraan syntyvän repeämän kautta. Jaloilla lehtipuilla puistoissa esiintyy myös harvinaisia ja uhanalaisia lahottajasieniä, kuten silmälläpidettävä, pääasiassa jalavilla kasvava mehi-kääpää (*Aurantiporus fissilis*) sekä vaahteralla, jalavilla ja saarnella kasvava silmälläpidettävä kartanokääpää (*Spongipellis spumeus*). Pelkästään vanhoilla tammilla kasvavat silmälläpidettävät tammenkääpää (*Phellinus robustus*) sekä tummanpunainen, kielimäinen ja limainen häränkieli (*Fistulina hepatica*).

Näiden ja muiden lahottajasienten aikaan saamissa laho-onkaloissa elää suuri joukko selkärangattomia lajeja, joista lajimääräisesti suurimpia ryhmiä ovat kovakuoriaiset, kaksisiipiset sekä pistiäiset (Siitonen 2012). Tutkimuksessa, jossa selvitettiin ontoissa puissa Helsingin ja Vantaan kartanopuistoissa esiintyvää kovakuoriaislajistoa, kolmesta puistosta ja viidestätoista puusta tavattiin yhteensä 131 lahoavalla puulla elävää kovakuoriaislajia (Peuhu ym. 2019). Lajistoon

kuului myös useita harvinaisia, lajeja, kuten aiemmin silmälläpidettäväksi luokitellut kyrmysepikkä (*Eucnemis zaitzevi*), lehtoliskokuntikas (*Quedius microps*) ja ontonsalasyöjä (*Cryptophagus fuscicornis*) sekä edelleen silmälläpidettäväksi luokiteltu rikkikääpäpimikkä (*Eledona agricola*). Kaikki Helsingin kartanopuistoista tavatut lajit voivat todennäköisesti esiintyä myös golfkenttien ontoissa puissa.

Suomessa kaikkein monimuotoisin onttojen puiden lajisto, johon kuuluu myös eniten uhanalaisia lajeja, tavataan Turun Ruissalosta (Karhu ym. 1995). Onttojen tammien uhanalaisia selkärangattomia ovat mm. vaarantunut, EU:n luontodirektiivin tiukasti suojelema erakkokuoriainen (*Osmoderma barnabita*), jota Suomessa tavataan vain Turun Ruissalosta ja sen lähiympäristön tammimetsistä (Landvik ym. 2016), sekä silmälläpidettävät hartosienipimikkä (*Mycetochara humeralis*) ja lahopimikkä (*Pentaphyllus testaceus*). Erakkokuoriaista on tavattu myös Aura Golfen kentän alueen puista (Landvik 2000, Laji.fi 2023), joissa periaatteessa voi esiintyä kaikkia muitakin Ruissalosta tavattuja uhanalaisia lajeja.

Onttojen puiden kovakuoriaislajit viihtyvät usein paremmin avoimessa ympäristössä olevissa puissa kuin sulkeutuneessa metsässä olevissa puissa (Ranius ja Jansson 2000, Koch Widenberg ym. 2012). Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että avoimessa ympäristössä olevien puiden onkaloiden lämpötila on korkeampi, mikä johtaa selkärangattomilla lajeilla nopeampaan toukka-kehitykseen.

Vanhojen puiden onkaloita voivat käyttää pesimiseen useat kolopesijälinnut ja lepopaikkanaan useat lepakkolajit. Kolopesijöistä Helsingin Talin golfkentällä ovat pesineet säännöllisesti kottarainen, uuttukyyhky, lehtopöllö ja silmälläpidettävä käenpiika (Talin luontoikkuna 2023). Kottarainen esiintyy myös Espoon Bodominjärven Master Golfen pesimälajistossa runsaana (Kiema 2022). Kaikki edellä mainitut kolopesijälajit suosivat avoimia, harvapuustoisia lehtimetsiä, joissa on aukeita alueita, joten golfkentät lähiympäristöineen ovat näille lajeille suotuisia elinympäristöjä.

Suomen 13 lepakkolajista (Laji.fi 2023) esimerkiksi Ruissalossa on tavattu peräti yhdeksän lajia (Ruissaloinfo 2023). Myös useimmille lepakoille suotuisia elinympäristöjä ovat vanhat lehtipuuvaltaiset metsät, joissa on aukeita alueita tai jotka rajoittuvat vesistöihin. Lepakoita on golfkentillä tiettävästi kartoitettu vain Hirsalassa, jossa havaittiin vesisiippa ja pohjanlepakko (Kylliäinen 2019). Voidaan kuitenkin olettaa, että golfkentät lähiympäristöineen ovat useimmille lepakkolajeillemme potentiaalisia elinympäristöjä.

Vanhojen jalojen lehtipuiden rungoilla kasvaa hyvin monilajinen ja omintakeinen jäkälälajisto. Tähän kuuluu monia meillä levinneisyydeltään eteläisiä ja harvinaisia lajeja (Vitikainen 2009, Stenroos ym. 2011).

MITEN VANHOIHIN, JALOIHIN LEHTIPUIHIN LIITTYVÄÄ MONIMUOTOISUUTTA VOI LISÄTÄ

- Istuta golfkentälle jaloja lehtipuita.
- Anna vanhojen, jalojen lehtipuiden jatkaa kasvuaan, vaikka niissä esiintyy lahoa tai kääpiä. Huolehdi kuitenkin golfkentän käyttäjien turvallisuudesta.
- Vanhojen jalopuiden kovakuoriaislajisto monipuolistuu, kun puiden ympärillä on avointa aluetta.

3. Hiilensidonta

Golfkentillä pitäisi pyrkiä siihen, että sieltä ei vapaudu enempää hiiltä kuin sinne sitoutuu. Edellä esitetyt monimuotoisuutta edistävät toimenpiteet näyttävät lisäävän myös hiilensidontaa golfkentillä.

Golfkentillä hiiltä sitoutuu kasvillisuuden yhteyttämisen seurauksena, mutta sitä myös vapautuu ilmakehään nurmialueita hoidettaessa, kun käytetään erilaisia laitteita ja kemikaaleja, kuten lannoitteita (Bartlett ja James 2011).

Intensiivisimmän hoidon alueet vapauttavat hiiltä ilmakehään enemmän kuin ne pystyvät sitomaan (Bartlett ja James 2011, Kuva 9). Englantilaisen tutkimuksen mukaan suurimmat hiilipäästöt syntyvät nurmialueiden leikkuusta, typpilannoitteiden käytöstä ja kastelusta (Mark ym. 2011). Eniten päästöjä tulee voimakkaimmin hoidetuista tiiausalueista ja viheriöistä, kun taas väylistä ja karheikoista vähemmän. Merkittävä osuus golfkentän hiilipäästöistä muodostuu typpilannoitteiden käytöstä. Nurmialueiden hoitoon olisikin kiinnitettävä erityisesti huomiota (Petrosillo ym. 2019).

	Hiilipäästöt	Hiilen sidonta
Viheriöt		
Tiiausalueet		
Väylät		
Karheikot		
Puut		
Muut (pensaikot, kanervat ym.)		

Kuva 9. Golfkenttien hoidetut nurmialueet vapauttavat enemmän hiiltä ilmakehään kuin vähemmän hoidetut metsät ja pensaikot (mitä tummempi punainen väri, sitä suuremmat päästöt). Luontaisen maahengityksen lisäksi nurmikoiden lannoituksesta, kastelusta, leikkaamisesta, ilmastuksesta ja kasvinsuojeluaineiden käytöstä syntyy hiilidioksidipäästöjä. Metsät sitovat enemmän hiiltä kuin hoidetut nurmikot (mitä tummempi vihreä väri, sitä parempi hiilen sidonta). Kuva perustuu julkaisun Mark ym. (2011) tietoihin

Englannissa tehdyn tutkimuksen mukaan golfkenttien kaikkein hoidetuimmilla alueilla on vähiten maaperän mikrobistoon sitoutunutta hiiltä (Bartlett ym. 2008), mikä johtunee siitä, että maaperäsienien runsaus ja monimuotoisuus on kaikkein vähintään golfkenttien hoidetuimmilla alueilla (Allan-Perkins ym. 2019). Mikrobien sitoman hiilen määrä oli kaksi kertaa suurempi väylillä ja karheikoilla kuin tiiausalueilla ja viheriöillä (Bartlett ym. 2008). Mikrobien sitomaa hiiltä löytyi selvästi enemmän 0-75 mm syvyydeltä kuin syvemmältä maaperästä. Tässä maakerroksessa on runsaasti juuria ja sinne kertyy leikattava nurmikarikerke. Samasta syystä mikrobeja on runsaasti, mikä puolestaan tarjoaa ravintoa muille eliöille. Suomalaisissa kaupunkipuistoissa tehdyn tutkimuksen mukaan maaperän bakteerilajiston monimuotoisuus lisääntyi maaperän hiilen määrän lisääntyessä (Hui ym. 2017b).

Puut sitovat huomattavasti enemmän hiiltä kuin hoidetut nurmialueet, ja enemmän kuin niistä vapautuu hiiltä ilmakehään (Bartlett ja James 2011). Puustoisien alueiden määrällä onkin suuri merkitys koko golfkentän hiilipäästöjen kannalta (Mark ym. 2011). Mitä enemmän puita golfkentän alueella on, sitä pienemmäksi muodostuvat koko kentän hiilipäästöt. Golfkentän koko, muoto ja kasvillisuuden rakenne (minkä verran on puita ja vähemmän hoidettuja alueita kuin viheriöt ja tiiausalueet) vaikuttavatkin huomattavasti siihen, sitoutuuko golfkentälle enemmän hiiltä kuin sieltä vapautuu ilmakehään (Bartlett ja James 2011).

MITEN GOLFKENTÄN HIILEN SIDONTAA VOI LISÄTÄ

- Vähennä nurmialueiden hoitoa siellä missä sen pystyy tekemään.
- Vähennä lannoitteiden käyttöä. Erityisesti typpilannoitteiden käyttö voi olla merkittävä hiilen lähde.
- Jätä leikkuujätteet maahan.
- Suosi puita ja anna metsän kasvaa.
- Istuta lisää puita.
- Lisää nurmialueiden ulkopuolella olevien alueiden määrää. Erityisesti niillä on mahdollista lisätä hiilen sidontaa.

Kirjallisuus

- Ahola M, Havumäki M (2008). Purokunnostusopas – Käsikirja metsäpurojen kunnostajille. Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus ja Kainuun ympäristökeskus.
- Allan-Perkins E, Manter DK, Jung G (2019): Soil microbial communities on roughs, fairways, and putting greens of cool-season golf courses. *Crop Science* 59: 1753-1767.
- Ampoorter E, Baeten L, Koricheva J, Vanhellemont M, Verheyen K (2014). Do diverse overstoreys induce diverse understoreys? Lessons learnt from an experimental–observational platform in Finland. *Forest Ecology and Management* 318: 206-215.
- Andersson J, Domingo Gómez E, Michon S, Roberge JM (2018). Tree cavity densities and characteristics in managed and unmanaged Swedish boreal forest. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33(3): 233-244.
- Bartlett MD, James IT (2011). Are golf courses a source or sink of atmospheric carbon dioxide? A modelling approach. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part P-Journal of Sports Engineering and Technology* 225: 75-83.
- Bartlett MD, James IT, Harris JA, Ritz K (2008). Size and phenotypic structure of microbial communities within soil profiles in relation to different playing areas on a UK golf course. *European Journal of Soil Science* 59: 835-841.
- Basile M, Asbeck T, Jonker M, Knuff AK, Bauhus J, Braunisch V, Storch I (2020). What do tree-related microhabitats tell us about the abundance of forest-dwelling bats, birds, and insects? *Journal of Environmental Management* 264: 110401.
- Brüchner-Hüttemann H, Ptatscheck C, Traunspurger W (2019). Unicellular organisms in benthic habitats on different substrates in a first-order stream and their contribution to secondary production. *Aquatic Microbial Ecology* 83(1): 49-63.
- Colding J, Folke C (2009). The role of golf courses in biodiversity conservation and ecosystem management. *Ecosystems* 12: 191-206.
- Colding J, Lundberg J, Lundberg S, Andersson E (2009). Golf courses and wetland fauna. *Ecological Applications* 19(6): 1481-1491.
- Dixneuf C, Peiris P, Nummi P, Sundell J (2021). Vernal pools enhance local vertebrate activity and diversity in a boreal landscape. *Global Ecology and Conservation* 31: e01858.
- Haas K, Köhler U, Diehl S, Köhler P, Dietrich S, Holler S, ..., Vilsmeier J (2007). Influence of fish on habitat choice of water birds: a whole system experiment. *Ecology* 88(11): 2915-2925.
- Hamberg L, Lehvävirta S, Kotze DJ (2009). Forest edge structure as a shaping factor of understorey vegetation in urban forests in Finland. *Forest Ecology and Management* 257(2): 712-722.
- Hassall C, Hollinshead J, Hull A (2011). Environmental correlates of plant and invertebrate species richness in ponds. *Biodiversity and Conservation* 20: 3189-3222.
- Hax CL, Golladay SW (1993). Macroinvertebrate colonization and biofilm development on leaves and wood in a boreal river. *Freshwater biology* 29(1): 79-87.
- Heliölä J, Koivula M, Niemelä J (2001). Distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) across a boreal forest–clearcut ecotone. *Conservation biology* 15(2): 370-377.
- Horváth R, Magura T, Péter G, Tóthmérész B (2002). Edge effect on weevils and spiders. *Web Ecology* 3(1): 43-47.
- Hui N, Liu X, Kotze DJ, Jumpponen A, Francini G, Setälä H (2017a). Ectomycorrhizal fungal communities in urban parks are similar to those in natural forests but shaped by vegetation and park age. *Applied and Environmental Microbiology* 83(23): e01797-17.
- Hui N, Jumpponen A, Francini G, Kotze DJ, Liu X, Romantschuk M, Strömmer R, Setälä H (2017b). Soil microbial communities are shaped by vegetation type and park age in cities under cold climate. *Environmental Microbiology* 19(3): 1281-1295.
- Huuskonen S, Domisch T, Finér L, Hantula J, Hynynen J, Matala J, ..., Viiri H (2021): What is the potential for replacing monocultures with mixed-species stands to enhance ecosystem services in boreal forests in Fennoscandia? *Forest Ecology and Management* 479: 118558.

- Hämäläinen A, Runnel K, Mikusiński G, Himelbrant D, Fenton NJ, Lohmus P (2023). Living trees and biodiversity. In boreal forests in the face of climate change: Sustainable Management (pp. 145-166). Cham: Springer International Publishing.
- Jonsell M, Nittérus K, Stighäll K (2004). Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. *Biological conservation* 118(2): 163-173.
- Jonsson M, Burrows RM, Lidman J, Fältström E, Laudon H, Sponseller RA (2017). Land use influences macroinvertebrate community composition in boreal headwaters through altered stream conditions. *Ambio* 46: 311-323.
- Junninen K, Penttilä R, Martikainen P (2007). Fallen retention aspen trees on clear-cuts can be important habitats for red-listed polypores: a case study in Finland. *Biodiversity and Conservation* 16: 475-490.
- Juutilainen K, Halme P, Kotiranta H, Mönkkönen M (2011). Size matters in studies of dead wood and wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology* 4: 342-349.
- Kaila L, Martikainen P, Punttila P (1997). Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity & Conservation* 6: 1-18.
- Karhu K, Rassi P, Rutanen I (1995). Threatened insects of Ruissalo. *Entomologica Fennica* 6: 123-125.
- Keto-Tokoi P, Siitonen J (2021). Puiden asukkaat. Suomen puiden seuralaislajit. Gaudeamus, Helsinki. 495 s.
- Kiema S (2022). Pesimälinnustoselvitys 2022 Master Golf Course Oy. Luonto- ja viherkonsultti Sami Kiema. 21 s. <https://mastergolf.fi/wp-content/uploads/2023/01/Pesimalinnustoselvitys-Master-Golf-Course-Oy-2022.pdf>
- Klein J, Thor G, Low M, Sjögren J, Lindberg E, Eggers S (2020): What is good for birds is not always good for lichens: Interactions between forest structure and species richness in managed boreal forests. *Forest Ecology and Management* 473: 118327.
- Koivula M, Punttila P, Haila Y, Niemelä J (1999). Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. *Ecography* 22(4): 424-435.
- Koivula M, Virta T, Kuitunen M, Vallius E (2019). Effects of undergrowth removal and edge proximity on ground beetles and vascular plants in urban boreal forests. *Journal of Urban Ecology* 5(1): juz007.
- Koch Widenberg M, Ranius T, Drobyshev I, Nilsson U, Lindbladh M (2012). Increased openness around retained oaks increases species richness of saproxylic beetles. *Biodiversity and Conservation* 21: 3035-3059.
- Koljonen S, Louhi P, Mäki-Petäys A, Huusko A, Muotka T (2012). Quantifying the effects of in-stream habitat structure and discharge on leaf retention: implications for stream restoration. *Freshwater Science* 31(4): 1121-1130.
- Korboulewsky N, Perez G, Chauvat M (2016). How tree diversity affects soil fauna diversity: a review. *Soil Biology and Biochemistry* 94: 94-106.
- Korhonen A, Jauni M, Hamberg L (2022). Luonnon monimuotoisuus ulkoilumetsissä. Teoksessa: Hamberg L & Korhonen A, Ulkoilumetsät – suunnittelu, hoito ja käyttö. s. 65-77.
- Kraus D, Bütler R, Krumm F, Lachat T, Larrieu L, Mergner U, ..., Winter S (2016). Catalogue of tree microhabitats – Reference field list. *Integrate+Technical Paper* 13. 16 p. <https://informar.eu/tree-microhabitats>
- Kylliäinen M (2019). Monimuotoisuuden kartoitus ja edistäminen Hirsalan golfkentällä. Pro gradu – tutkielma, Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta, Helsingin yliopisto. 51 s. ja 10 liitettä.
- Kymäläinen M (2011). Monimuotoisuudelle arvokkaat ontot puut kaupunkialueilla – onttojen runkojen esiintymistodennäköisyyteen vaikuttavat tekijät. Metsänhoitotieteen pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto, Metsätieteiden laitos. <https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/28160/Maija%20Kym%C3%A4l%C3%A4inen.pdf>
- Körkjas M, Remm L, Lohmus A (2021a). Development rates and persistence of the microhabitats initiated by disease and injuries in live trees: A review. *Forest Ecology and Management* 482: 118833.

- Körkjas M, Remm L, Lõhmus A (2021b). Tree-related microhabitats on live *Populus tremula* and *Picea abies* in relation to tree age, diameter, and stand factors in Estonia. *European Journal of Forest Research* 140(5): 1227-1241.
- Laji.fi (2023). Suomen Lajitietokeskus. (Tiedot haettu 31.3.2023)
- Landvik M (2000). Erakkokuoriaisen (*Osmoderma eremita*) suojelusuunnitelma. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen moniste 18/2000, 24 + 60 s.
- Landvik M, Niemelä P, Roslin T (2016). Opportunistic habitat use by *Osmoderma barnabita* (Coleoptera: Scarabaeidae), a saproxylic beetle dependent on tree cavities. *Insect Conservation and Diversity* 9: 38-48.
- Lariviere D, Holmström E, Petersson L, Djupström L, Weslien J (2023). Ten years after: Release cutting around old oaks still affects oak vitality and saproxylic beetles in a Norway spruce stand. *Agricultural and Forest Entomology*: 1-11.
- Larrieu L, Paillet Y, Winter S, Bütler R, Kraus D, Krumm F, ..., Vandekerckhove K (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators* 84: 194-207.
- Liao W (2022). Aquatic invertebrates in the five ponds of Hirsala Golf. University of Helsinki, Ecosystems and Environment Research Programme.
- Liao W, Venn S, Niemelä J (2020). Environmental determinants of diving beetle assemblages (Coleoptera: Dytiscidae) in an urban landscape. *Biodiversity and Conservation* 29(7): 2343-2359.
- Liao W, Venn S, Niemelä J (2023). Microhabitats with emergent plants counterbalance the negative effects of fish presence on diving beetle (Coleoptera: Dytiscidae) diversity in urban ponds. *Global Ecology and Conservation* 41: e02361.
- Lindhe A, Lindelöw Å (2004). Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 203(1-3): 1-20.
- Lindhe A, Lindelöw Å, Åsenblad N (2005). Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity & Conservation* 14: 3033-3053.
- Magura T (2002). Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. *Forest Ecology and management* 157(1-3): 23-37.
- Magura T (2017). Ignoring functional and phylogenetic features masks the edge influence on ground beetle diversity across forest-grassland gradient. *Forest Ecology and Management* 384: 371-377.
- Magura T, Tóthmérész B, Molnár T (2001). Forest edge and diversity: carabids along forest-grassland transects. *Biodiversity & Conservation* 10: 287-300.
- Magura T, Lövei GL, Tóthmérész B (2017). Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. *Ecology and evolution* 7(3): 1009-1017.
- Maher-Hasselquist M, Kuglerova L, Sjögren J, Hjältén J, Ring E, Sponseller RA, ..., Laudon H (2021): Moving towards multi-layered, mixed-species forests in riparian buffers will enhance their long-term function in boreal landscapes. *Forest Ecology and Management* 493: 119254.
- Mark D, Bartlett MD, James IT (2011). A model of greenhouse gas emissions from the management of turf on two golf courses. *Science of the Total Environment* 409: 5137-5147.
- Martikainen P (2001). Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletins* 49: 205-218.
- Melin M, Hinsley SA, Broughton RK, Bellamy P, Hill RA (2018). Living on the edge: utilising lidar data to assess the importance of vegetation structure for avian diversity in fragmented woodlands and their edges. *Landscape Ecology* 33: 895-910.
- McKinney ML (2002). Urbanisation, biodiversity & conservation. *Bioscience* 52: 883-890.
- Niemelä J, Haila Y, Punttila P (1996). The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient. *Ecography* 19(3): 352-368.
- Niemelä J, Koivula M, Kotze DJ (2007). The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. *Journal of Insect Conservation* 11: 5-18.
- Niemelä T (2016). Suomen käävät. *Norrinia* 31: 1-430.

- Niemelä T, Terho M, Kiema S (2012). Sienet ja laho Helsingin puistoissa. Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisut 2012:8, 74 s. https://www.hel.fi/static/hkr/julkaisut/2012/sienetjalaho_net.pdf
- Nieminen J (2020). Kaupunkien lahoppuopas - Lahopuun vaaliminen rakennetuilla viheralueilla. Viherympäristöliiton julkaisu nro 69.
- Nooten SS, Schultheiss P, Wright J, Macdonald C, Singh BK, Cook JM, Power SA (2018). What shapes plant and animal diversity on urban golf courses? *Urban Ecosystems* 21: 565-576.
- Noreika N, Kotze DJ (2012). Forest edge contrasts have a predictable effect on the spatial distribution of carabid beetles in urban forests. *Journal of Insect Conservation* 16: 867-881.
- Oertli B, Parris KM (2019). Review: Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. *Ecosphere* 10 (7): e02810.
- Paillet Y, Bergès L, Hjältén J, Ódor P, Avon C, Bernhardt-Römermann M, ..., Virtanen R (2010). Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation biology* 24(1): 101-112.
- Paillet Y, Archaux F, Du Puy S, Bouget C, Boulanger V, Debaive N, ..., Guilbert E (2018). The indicator side of tree microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology* 55(5): 2147-2159.
- Parker KA, Springall BT, Garshong RA, Malachi AN, Dorn LE, Costa-Terryll A, ..., Kalcounis-Rueppell MC (2019). Rapid increases in bat activity and diversity after wetland construction in an urban ecosystem. *Wetlands*, 39, 717-727.
- Petrosillo I, Valente D, Pasimeni MR, Aretano R, Semeraro T, Zurlini G (2019). Can a golf course support biodiversity and ecosystem services? The landscape context matter. *Landscape Ecology* 34: 2213-2228.
- Peuhu E, Siitonen J (2011). Ontot puistopuut ovat merkittävä elinympäristö monimuotoiselle lahoppu-eliöstölle. *Metsätieteen aikakauskirja* 1/2011: 63-67.
- Peuhu E, Thomssen P-M, Siitonen J (2019). Comparison of three trap types in sampling saproxylic beetles living in hollow urban trees. *Journal of Insect Conservation* 23: 75-87.
- Pornaro C, Macolino S, De Luca A, Sallenave R, Leinauer B (2018). Plant species diversity of naturalized roughs as affected by conversion strategies. *Agronomy Journal* 10:1709-1717.
- Puustinen M, Koskiahio J, Gran V, Jormola J, Majjala T, Mikkola-Roos M, ..., Sammalkorpi I (2001). Maatalouden vesiensuojelukosteikot. VESIKOT-projektin loppuraportti. - Suomen ympäristö 499. 61 s.
- Ranius T, Jansson N (2000). The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biological Conservation* 95: 85-94.
- Ranius T, Niklasson M, Berg N (2009). Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management* 257: 303-310.
- Ranius T, Martikainen P, Kouki J (2011). Colonisation of ephemeral forest habitats by specialised species: beetles and bugs associated with recently dead aspen wood. *Biodiversity and Conservation* 20: 2903-2915.
- Rasmont P, Pauly A, Terzo M, Patiny S, Michez D, Iserbyt S, Barbier Y, Haubruge E (2005). The survey of wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in Belgium and France. *FAO-Report* pp. 1-18.
- Ruissaloinfo (2023). Ruissalon lepakot: Yöt pitenevät. <https://www.ruissaloinfo.fi/ruissalon-lepakot-yot-pitenevat/> (Tiedot haettu 31.3.2023)
- Saarikivi J, Herczeg G (2014). Do hole-nesting passerine birds fare well at artificial suburban forest edges? *Annales Zoologici Fennici* 51(6): 488-494.
- Saarikivi J, Knopp T, Granroth A, Merilä J (2013). The role of golf courses in maintaining genetic connectivity between common frog (*Rana temporaria*) populations in an urban setting. *Conservation Genetics* 14: 1057-1064.
- Saarikivi J, Idström L, Venn S, Niemelä J, Kotze DJ (2010). Carabid beetle assemblages associated with urban golf courses in the greater Helsinki area. *European Journal of Entomology* 107: 553-561.
- Sammalkorpi I, Mikkola-Roos M, Lammi E (2005). Kalaston merkitys linnuille lintuvesissä ja vesiensuojelukosteikoissa. - *Linnut-vuosikirja* 2004: 145-149.
- Saukkonen T, Valkonen S (2022). Ulkoilumetsien hoito. Julkaisussa: Hamberg L, Korhonen A, Ulkoilumetsät – suunnittelu, hoito ja käyttö, s. 125-159.

- Scheffer M, Hosper SH, Meijer ML, Moss B, Jeppesen E (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution* 8(8): 275-279.
- Siitonen J (2001). Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11-41.
- Siitonen J (2012). Microhabitats. Julkaisussa: Stokland J, Siitonen J, Jonsson BG, Biodiversity in dead wood. Luku 7, s. 150-182. Cambridge University Press, Cambridge.
- Siitonen J, Hamberg L (2012). Taajamametsien merkitys luontoarvojen turvaamisessa. Julkaisussa: Hamberg L, Löfström I, Häkkinen I, Taajamametsät – suunnittelu ja hoito, s. 34-43.
- Siitonen J, Kaila L, Kuusinen M, Martikainen P, Penttilä R, Punttila P, Rauh J (2001). Vanhojen talousmetsien ja luonnonmetsien rakenteen ja lajiston erot Etelä-Suomessa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 812.
- Stenroos S, Ahti T, Lohtander K, Myllys L (toim.) 2011. Suomen jäkäläopas. *Norrinia* 21: 1-534.
- Stokland JN, Siitonen J, Jonsson BG (2012). Biodiversity in dead wood. Cambridge university press.
- Sverdrup-Thygeson A, Ims RA (2002). The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. *Biological Conservation* 106(3): 347-357.
- Talin luontoikkuna (2023). <https://talinluontoikkuna.fi/> (Tiedot haettu 31.3.2023)
- Tanner RA, Gange AC (2005). Effects of golf courses on local biodiversity. *Landscape and Urban Planning* 71: 137-146.
- Tonteri T, Salemaa M, Rautio P, Hallikainen V, Korpela L, Merilä P (2016). Forest management regulates temporal change in the cover of boreal plant species. *Forest Ecology and Management* 381: 115-124.
- Turunen J, Markkula J, Rajakallio M, Aroviita J (2019). Riparian forests mitigate harmful ecological effects of agricultural diffuse pollution in medium-sized streams. *Science of the Total Environment* 649: 495-503.
- Uotila A, Kouki J (2005). Understorey vegetation in spruce-dominated forests in eastern Finland and Russian Karelia: Successional patterns after anthropogenic and natural disturbances. *Forest ecology and management* 215(1-3): 113-137.
- Vatka E, Kangas K, Orell M, Lampila S, Nikula A, Nivala V (2014). Nest site selection of a primary hole-nesting passerine reveals means to developing sustainable forestry. *Journal of Avian Biology* 45(2): 187-196.
- Vermonden K, Leuven RS, van der Velde G, van Katwijk MM, Roelofs JG, Hendriks AJ (2009). Urban drainage systems: An undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates. *Biological Conservation* 142(5): 1105-1115.
- Vitikainen O (2009). Jalopuuympäristöjen epifyyttijäkälät. Julkaisussa: Leinonen R, From S (toim.) Jalopuuympäristöjen hoito ja uhanalaiset lajit. *Suomen ympäristö* 41: 51-54.
- Vogel S, Gossner MM, Mergner U, Müller J, Thorn S (2020). Optimizing enrichment of deadwood for biodiversity by varying sun exposure and tree species: An experimental approach. *Journal of Applied Ecology* 57(10): 2075-2085.
- Watson CJ, Carignan-Guillemette L, Turcotte C, Maire V, Proulx R (2020). Ecological and economic benefits of low-intensity urban lawn management. *Journal of Applied Ecology* 57: 436-446.
- Zedler PH (2003). Vernal pools and the concept of "isolated wetlands". *Wetlands* 23(3): 597-607.



luke.fi

Luonnonvarakeskus
Latokartanonkaari 9
00790 Helsinki
puh. 029 532 6000