



**Euroopan unionin
osarahoittama**



HÄMEEN LIITTO
Regional Council of Häme



HAMK
Hämeen ammatti-
korkeakoulu

Nurmikoiden perustamis- ja hoitotapojen vaikutus maaperän hiileen – kirjallisuuskatsaus

Digitaalinen kaupunkihiili 2.0 – Kanta-Häme

30.9.2025

Minna Miettinen,
Outi-Maaria Sietiö,
Outi Tahvonen

Contents

1	Johdanto	1
2	Hiilenkierto	2
3	Nurmikot	4
3.1	Määritelmät	4
3.2	Luokitukset	6
3.3	Nurmikoiden ekologiaa	9
3.4	Nurmikoiden ekosysteemipalvelut	11
4	Nurmikoiden hiilensidonta	15
4.1	Hoitonurmikoiden perustamistavat ja niiden vaikutus hiilensidontaan	18
4.1.1	Maaperän esikäsittely ja maanmuokkaus	19
4.1.2	Kasvualusta ja maanparannusaineet	21
4.1.3	Lajisto	22
4.2	Hoitonurmikoiden hoitomenetelmät ja hiilensidonta	24
4.2.1	Leikkaus	25
4.2.2	Kastelu	27
4.2.3	Kalkitus ja lannoitus	29
4.2.4	Mekaaninen hoito	29
4.2.5	Rikkakasvit, vieraslajit, kasvitaudit ja -tuholaiset	30
4.3	Nurmialueiden käytön vaikutukset	31
5	Tutkimusaukot ja tulevat tutkimussuunnat	31
5.1	Puutteet nykyisessä tutkimustiedossa	31
5.2	Kehitystarpeet menetelmissä ja seurannassa	33
6	Päätelmät	34

Taulukot

Taulukko 1. Nurmikkoluokittelujen synteesi laatuasiakirjojen luokittelujärjestelmästä, nurmikkotyypit ja kuntoisuuskuvaukset (Viherympäristöliitto, 2021; koonti Miettinen, 2025)	7
Taulukko 2. Eri biotooppien vuosittainen hiilensidonta ja yhteyttämisarvot. (koonti Miettinen, 2025)	17
Taulukko 3. Suomalaisten nurmiseosten lajikoostumus käyttöluokittain (Siemenkauppiaitten yhdistys ry, n.d.)	23
Taulukko 4. Nurmikoiden leikkauksiin liittyvät ohjeistukset VKT'21:n mukaan. (Viherympäristöliitto, 2021, ss. 117, 119, 121; koonti Miettinen, 2025).....	26

1 Johdanto

Ilmakehän hiilidioksidipitoisuudet ovat lisääntyneet teollisen vallankumouksen jälkeen merkittävästi, ja maaperän hyödyntäminen hiilensidontaan ja päästöjen kompensointiin on herättänyt yhä suurempaa kiinnostusta. Hiilensidontaan liittyvä tutkimus on aiemmin painottunut pääasiassa metsiin ja maatalouteen, mutta lisääntyvä kaupungistuminen ja tarve hillitä ilmastonmuutosta vaatii tehokkaampia ratkaisuja, jonka vuoksi hiilensidonnän tutkiminen myös kaupunkiympäristöissä on noussut yhä tärkeämmäksi tutkimuskohteeksi (Ariluoma ym., 2023; kts. myös Ashinze ym., 2024).

Nurmikot muodostavat suuren osan kaupunkien viherrakenteesta, ja vaikuttavat siksi myös merkittävästi kaupunkien ilmastokestävyyteen. Esimerkiksi Yhdysvalloissa nurmikoita on noin 16 miljoonaa hehtaaria muodostaen n. 1,9 % kokonaispinta-alasta, mikä on enemmän kuin monilla viljelykasveilla (Qian ym., 2010; kts. myös Selhorst & Lal, 2013).

Suomessa ammattilaisten hoitamat nurmikat eli hoitonurmikot sijoittuvat pääosin puisto- ja liikennealueille, hautausmaille sekä golf-kentille. Viherympäristöliiton tekemästä selvityksestä käy ilmi, että esimerkiksi pelkästään kuntien omistuksessa oli hoidettavia viheralueita n. 149 610 hehtaaria, seurakunnilla 3 993 hehtaaria ja yksityisomisteisia golf-kenttiä 8 580 hehtaaria (Viheralan tunnusluvut 2014–2015, 2016, s. 33–35). Nämä käsittävät Suomen pinta-alasta yksinään n. 0,4 %. Tämän julkisen vihreän lisäksi yksityisomisteista vihreää on n. 2,34 miljoonaa hehtaaria, joka nostaa kokonaiskertymän jo n. 7,4 %:iin Suomen kokonaispinta-alasta: tämä on verrattavissa jopa viljelysmaiden kokonaiskattavuuteen (Luonnonvarakeskus, 2023). Ignatieva ym. (2015) mukaan globaalisti kaupunkien viheralueista jopa 70–75 % on nurmipeitteistä. Nurmipeitteisyyslukuja suomalaisilta viheralueilta ei ole.

Kasvillisuus muodostaa kuitenkin vain pienen osan viheralueiden hiilensidonnasta. Maaperä on globaalilla tasolla yksi planeetan suurimmista hiilivarastoista, sillä se sisältää arviolta 1500–2400 gigatonnia hiiltä (Heinonsalo, 2020): tämä hiilimäärä on moninkertainen verrattuna ilmakehän hiilidioksidipitoisuuteen ja kasvien biomassaansa sitoutuneeseen hiileen. Tämän vuoksi on tärkeää tarkastella viheralueiden hiilensidontaa prosessina, jossa sekä kasvillisuuden että maaperän hiilensidonta ovat riippuvaisia toisistaan.

Hiilidynamiikan optimaalinen toiminta on ilmaston kannalta ratkaisevaa. Hoitonurmikoilla tämä tarkoittaa käytännössä oikein valittuja perustamistapoja, optimaalisesti mitoitettuja

hoitomenetelmiä sekä lajiston monimuotoisuuden ja maan mikrobitoiminnan vaalimista, sillä niiden välinen yhteys on useiden tutkimustulosten perusteella yksi keskeisistä hiilensidontaa selittävistä tekijöistä. On kuitenkin huomioitava, että nurmikoiden hiilenkierto toimii kokonaisuutena, johon vaikuttavat kasvillisuuden ja maaperän lisäksi myös ihmistoimet.

Tämän kirjallisuuskatsaus toteutettiin osana Hämeen ELY-keskuksen rahoittamaa Digitaalinen kaupunkihiihi 2.0 -hanketta, ja sen tavoitteena on koota yhteen olemassa oleva vertaisarvioitu tieto siitä, miten erilaiset nurmikon perustamis- ja hoitotavat vaikuttavat maaperän hiilensidontaan erityisesti hoitonurmikoilla. Tarkoituksena on selvittää hiilen sidontaan ja vapautumiseen vaikuttavia mekanismeja, arvioida nurmikoiden perustamis- ja hoitokäytäntöjen vaikutuksia ja tunnistaa, missä tutkimusta vielä tarvitaan. Katsaus tuo lisäarvoa yhdistämällä eri tutkimustuloksia, joiden avulla voidaan tukea kestävien ja hiiliviisaiden viheralueiden suunnittelua, perustamista ja kunnossapitoa.

2 Hiilenkierto

Maaperä on yksi merkittävimmistä hiilensitojista. Yksin maaperään on arvioitu sitoutuneen hiiltä maailmanlaajuisesti n. 1 500–2 300 petagrammaa (10^{15} grammaa, Pg C) (Eswaran ym., 1993; kts. myös Sharma ym., 2023 ja Huang ym., 2024), kun mukaan lasketaan sekä orgaaninen että epäorgaaninen hiili. Ilmakehän hiilivarastoihin verrattuna (n. 850–900 Pg C) maaperään sitoutuneen hiilen määrä on huomattavasti suurempi. Kasvillisuuden vuosittaisen hiilensidonnan arvioidaan olevan maailmanlaajuisesti n. 112–169 petagrammaa (Sha ym., 2022). Vesistöihin on arvioitu sitoutuneen n. 37 900 Pg hiiltä, josta suurin osa (37 000 Pg C) on epäorgaanista ja syviin vesiin sitoutunutta hiiltä (dissolved inorganic carbon, DIC), kun taas pieni osa on sitoutunut merieliöihin ja planktoniin (Falkowski ym., 2000). Näiden lisäksi hiiltä on sitoutunut myös ns. geologiseen pitkäaikaiseen varastoon, eli kivikiertoon: tämän määrän on arvioitu olevan jopa kymmeniä miljoonia petagrammoja (DeVries, 2022).

Maaperän hiilensidonta perustuu kasvien, mikrobien ja maaperän fysikaalisten sekä kemiallisten ominaisuuksien yhteisvaikutukseen. Käsitteellisesti maaperän orgaanisen, eli eloperäisen hiilen (SOC, soil organic carbon) sidontaan kuuluu ilmakehän hiilidioksidin talteenotto ja varastointi maaperän orgaaniseen aineeseen, johon vaikuttavat mm. kasvien kariesyöte, juuristo ja maaperän mikrobiprosessit (Reetika ym., 2024; kts. myös Prakash & Shimrah, 2023). SOC sitoutuu eri maa-ainesfraktioihin (kokoluokkiin) ja orgaanisiin

hiukkasiin: näillä sitoutumismekanismeilla on merkittävä vaikutus hiilen vapautumisnopeuksiin. Hiilen stabiiliuteen vaikuttavat huokosrakenteen lisäksi myös mm. maan kosteus sekä biologinen toiminta, kuten juuristo- ja mikrobitoiminta, johon eri käytänteet vaikuttavat eri tavoin (Panchal ym., 2022; kts. myös Liang & Zhu, 2021, Byers ym., 2024 ja Wang ym., 2024). Hiilensidonnan ja -vapautumisen yhteistoiminta, hiilidynamiikka, ja hiilivirtojen välinen tasapaino määrittää lopulta, toimiiko järjestelmä hiilinieluna vai hiilipäästöjen lähteenä (Qian & Follett, 2012) – tällöin puhutaan nettotasapainosta tai nettovuosta.

Suurin osa maaperän hiilestä on orgaanista hiiltä, mutta esimerkiksi kuivilla alueilla epäorgaanisen hiilen osuus on suurempi (Huang ym., 2024). Maaperän orgaaninen hiili toimii ensisijaisena (primäärinä) hiilivarastona, jota kerryttävät mm. kasvillisuuden fotosynteesi ja juuribiomassa, kun taas maahengitys ja mikrobien aktiivisuus vapauttavat hiiltä (Qian ym., 2010; kts. myös Wang ym., 2022 ja Wang ym., 2024).

Maaperän orgaaninen hiili (SOC) on monimuotoista ja koostuu sekä labiilista, eli nopeasti hajoavasta hiilestä sekä pysyvämmiin sitoutuneesta, stabiilista hiilestä. Stabiilia hiiltä syntyy, kun hiili sitoutuu pääosin kivennäismaan mineraalifraktioihin. Stabiilia hiiltä muodostuu orgaanisen aineksen ja mineraalien välisistä vahvoista sidoksista, jotka suojaavat hiiltä tehokkaasti sekä kemialliselta että fysikaaliselta hajotukselta. Fraktiotason hiilensidonta perustuu hiukkasten pieneen kokoon, sillä se lisää sidonnan pinta-alaa ja aktiivisia sitoutumiskohteita maa-aineksen mineraalipinnoilla. (Blanco-Canqui & Lal, 2010).

Lukuisissa tutkimuksissa irtotiheyden on todettu olevan hiilensidonnan kannalta kriittinen tekijä ja pienentyneiden irtotiheyksien liittyvän usein suurempiin hiilivarastoihin (Lisec ym., 2024; kts. myös Mueller & Porat, 2023; kts. myös Rumpel ym., 2022). Kohtalaisten irtotiheyksien ($\sim 1,4\text{--}1,5 \text{ Mg m}^{-3}$) on havaittu olevan optimaalisia hiilensidonnan kannalta, kun taas maan tiivistymisen todettiin estävän hiilen varastointia (Selhorst & Lal, 2012).

Labiili hiili on osa maaperän orgaanista hiiltä, jota muodostuu pääasiassa kasvien jäänteistä, juurieritteistä sekä mikrobien ja kasvien tuottamista polysakkarideista. Labiili hiili koostuu esimerkiksi liukoisesta orgaanisesta hiilestä, helposti hapetettavasta hiilestä ja partikkelimaisesta orgaanisesta hiilestä. Labiilia hiiltä muodostuu erityisesti silloin, kun maahan lisätään orgaanista ainesta ja maata muokataan vain vähän. Labiili hiili toimii tärkeänä energian ja ravinteiden lähteenä maaperän mikrobeille. Labiili hiili on herkempää mikrobiologiselle hajotukselle sekä esimerkiksi mekaaniselle rasitukselle, jonka vuoksi se myös vapautuu nopeammin. (Jastrow ym., 2007; kts. myös Bongiorno ym., 2019).

Hiiltä liikkuu maaperässä ja ekosysteemien välillä myös veden mukana: tällöin puhutaan liuenneesta orgaanisesta hiilestä, eli DOC:sta (dissolved organic carbon). DOCia muodostuu, kun kasvien jäänteet, juuret ja mikrobit hajoavat maaperässä (Neff, J. & Asner, G., 2001). Vaikka liuenneen hiilen osuus maaperän hiilestä onkin vain 1 %, on DOC erityisen merkittävä osa hiilensidontaa, sillä liukoisen muotonsa ansiosta se toimii tehokkaana hiilen välittäjänä niin maa- kuin vesiekosysteemeissäkin. Pysyvyydeltään DOC koostuu sekä labiilista että stabiilista hiilestä. DOC:n kokonaismäärän on arvioitu olevan globaalisti n. 7,2 petagrammaa, ja vertikaalisesti se sijoittuu maassa lähinnä 0–30 cm:n syvyyksiin. (Guo ym., 2020)

Tutkimuksissa on havaittu myös erilaisten häiriöiden sekä mekaanisen kulumisen vapauttavan hiiltä maaperästä. Esimerkiksi Kiinassa (Zhang, X. & Yu, F., 2020) on tutkittu häiriöiden vaikutuksia hiilen vapautumiseen, ja tutkimustulosten mukaan hiiltä vapautui 16,8–74,1 % enemmän kuin häiriöttömät maat: koeasetelmana oli 28 vuotta luonnontilaisena ollut vanha peltomaa. Britannialaisessa tutkimuksessa puolestaan tutkittiin tallauksen vaikutusta turvemaiden hiilitasapainoon: tutkimustuloksista selvisi, että tallaaminen vähentää turvemaiden fotosynteesiä ja hiilidioksidin nettovaihtoa jopa 75 % verrattuna kontrolliin (Clay, G. & Worrall, F., 2013). Hiilivarastojen suuruus ja toisaalta myös pysyvyys riippuvatkin aina monista eri tekijöistä, kuten lämpötilasta, ilmankosteudesta ja erilaisista hoitokäytännöistä sekä käytöstä alueella (Karvinen ym., 2024; kts. myös Movassagh ym., 2024 ja Künnemann ym., 2022).

3 Nurmikot

Suomalaisessa kontekstissa nurmikot on totuttu näkemään pikemmin esteettisenä arvontuottajana ja näennäisesti helppohoitoisena vaihtoehtona, mutta viime vuosina niiden ekologinen rooli on noussut yhä vahvemmin keskusteluun. Maisemasuunnittelussa pyritäänkin nykyisin huomioimaan nurmikoiden ympäristövaikutukset aiempaa laajemmin ja kehittämään viheralueita, joissa yhdistyvät niin ympäristölliset ja ekologiset, esteettiset kuin sosiaalisetkin tarpeet.

3.1 Määritelmät

Suomen kielessä on useita eri termejä nurmipeitteisen alojen kuvaamiseen. Nykyisin käytössä ovat useimmiten termit nurmi ja nurmikko sekä ammattikäyttöön yhä vahvemmin vakiintuneet kukkanurmi ja tapettinurmi. Termien merkitykset, käyttöyhteydet ja

konnotaatiot vaihtelevat kuitenkin suuresti. Termien lähempi tarkastelu paljastaakin kielen kehittymisen ja elämisen ajassa, sillä kieli heijastaa myös usein yhteiskunnallisia arvoja ja asenteita.

Nurmi on vanhimpia termejä, ja sillä on pitkä historia suomen kielessä, sillä sen käyttö polveutuu jo vanhoihin agraariyhteiskunnan aikoihin. Suomen etymologisen sanakirjan mukaan *nurmella* on alun perin viitattu mm. niitettävään heinään ja laidunmaahan (Itkonen & Kulonen, 1992, s.v. *nurmi*). Myöhemmässä vaiheessa määritelmä on muuttunut geneerisemmäksi ”heinäkasveja kasvavaksi alaksi”, mikä näkyy muun muassa Nykysuomen sanakirjassa (1951–1961). Uusimmassa Kielitoimiston sanakirjassa (2025, s.v. *nurmi*) termin määritelmä ”ruohokasvien muodostama matala tiheä kasvipeite” on neutraali ja siinä painottuu erityisesti kasvillisuuden luonne ja ulkonäkö. Määritelmä ei ota suoranaisesti kantaa hoitoon eikä käyttötarkoitukseen, mutta välillisesti ne ovat kuitenkin tulkittavissa (matala ja tiheä). Lajiston osalta ruohokasveihin tehty raja on suhteellisen löyhä ja rajaa puuvartistet kasvit lajiston ulkopuolelle. Esimerkiksi Sanastokeskus ry:n (n.d.) ylläpitämän TEPA-termipankin mukaan ”ruohovartinen” tarkoittaa ”kasvia, jonka varren solukoihin ei kerry mainittavasti puuainetta, jolloin solukot eivät kovetu”. Määritelmä ei siis varsinaisesti ota kantaa siihen, mitä taksonomisia luokkia *nurmella* voi esiintyä.

Nurmikko-käsite vakiintui Suomeen 1800–1900-luvun vaihteessa, kun kaupunkikulttuuri ja puutarhanhoito alkoivat yleistyä. Nykysuomen sanakirja (1951–1961) erottaa sen *nurmesta* määrittelemällä sen ”pihojen, puistojen tms. koristeeksi tai käyttöön hoidetuksi *nurmeksi*”. Tämä määritelmä heijastaa englantilaisen *nurmikko* (*lawn*) -ihanteen rantautumista Suomeen (Pylkkänen, 2007, s. 142–145). Kielitoimiston sanakirjan määritteessä (2025, s.v. *nurmikko*) korostuu edelleen hoidetun kasvillisuuden merkitys ja määrittelee *nurmikon* ”leikkaamalla matalana pidettäväksi maa-alaksi, joka on nurmen peittämä”. *Nurmikko*-termin käytössä usein painottuukin erityisesti sen hoitotarpeet sekä esteettinen rooli. Viherrakentamisen yleisessä työselostuksessa (Viherympäristöliitto, 2017) *nurmikoille* ja *niityille* käytetään yhteistä kuvausta, jossa painottuu erityisesti sen vaikutus ympäristön viihtyisyyteen ja toiminnallinen rooli: ”*Nurmikot* ja *niityt* ovat kylvämällä tai siirtoistuttamalla perustettavia kasvillisuusrakenteita, joiden tarkoitus on edistää rakennetun ympäristön viihtyisyyttä sekä sitoa niiden kasvualustana toimiva pintamaa.”

Yhä kasvavampi painotus luonnon monimuotoisuuteen ja ekologiseen kestävyYTEEN on tehnyt tietä myös käsitteiden laventumiselle. Kansainvälisen ja kansallisen tutkimuksen myötä Suomeen ovat rantautuneet myös käsitteet, kuten *kukkanurmi* sekä *tapettinurmi*. Näitä termejä käyttämällä pyritään kuvaamaan erityisesti *nurmikoiden* kasvillisuuden

monimuotoisuutta, ekologista merkitystä sekä moniulotteisempaa roolia osana maisemaestetiikkaa. Huomioitavaa on, että nämä tulokaskäsitteet ovat kuitenkin vasta vakiintumassa ja käytössä lähinnä maisemasuunnitteluun perehtyneiden ammattilaisten keskuudessa.

Määritelmät ja niihin liittyvät painotukset vaihtelevat myös eri kulttuurien ja kontekstien välillä. Englanninkielisessä termistössä hoitonurmikon lähin määre on ”lawn”, joka painottuu vahvasti länsimaiseen kulttuuri-ihanteeseen korostaen vaurautta, vapaa-aikaa ja minimalistista estetiikkaa: tämä ihanne on levinnyt siirtomaavaikutusten ja median kautta maailmanlaajuisesti (Ignatieva ym., 2020). Lawn-määritteessä korostuukin erityisesti nurmialueiden hoito, jonka avulla voidaan vaalia ja korostaa niiden esteettisiä arvoja. Hoitonurmeksi voidaan laskea myös englanninkielinen vastine ”turf”, jossa painottuu erityisesti sen vahvasti toiminnallinen luonne. Suomen kielessä vastaavia termejä ovat ”urheilunurmi” tai ”golf-nurmi”. Urheilunurmi-kontekstissa kasvillisuudelta vaaditaan erityisen suurta kulutuskestävyyttä, joka vaikuttaa sekä lajivalintoihin että hoidon intensiteettiin. Luonnonmukaisempiin, monilajisempiin ja matalamman hoitotason nurmialueisiin tai kokonaisiin biotooppeihin viitataan usein termeillä, kuten ”grassland”, jossa painottuu erityisesti laiduntaminen sekä ”meadow”, jossa painottuu erityisesti vapaammin kasvava ja kukkiva niittykasvillisuus.

3.2 Luokitukset

Suomen julkisten viheralueiden rakentamisessa ja kunnossapidossa noudatetaan alan yleisiä työselosteita ja laatuvaatimuksia, kuten Viherrakentamisen yleistä työselostetta eli VRT:tä (Viherympäristöliitto, 2017), Viheralueiden kunnossapidon yleistä työselostetta eli VKT:tä (Viherympäristöliitto, 2021) tai infrarakentamisen yleisiä laatuvaatimuksia eli InfraRYLiä (Rakennustietosäätiö RTS, 2025). Talonrakennusprojekteissa voidaan soveltaa myös MaaRYLiä, joka noudattelee tarkoituksenmukaisilta osiltaan InfraRYLin ohjeistuksia.

Em. työselosteille ja laatuvaatimuksille on kehitetty yhteinen nurmia koskeva luokittelu, jossa nurmikkotyypit on jaettu viiteen eri kategoriaan: R-luokitukset perustuvat useissa kunnossa jo käytössä olevaan RAMS-luokitukseen ja M-luokitukset vastaavat Väyläviraston luokituksia.

Taulukko 1. Nurmikoluokittelujen synteesi laatuasiakirjojen luokittelujärjestelmästä, nurmikkotyypit ja kuntoisuuskuvaukset (Viherympäristöliitto, 2021; koonti Miettinen, 2025)

RAMS-luokitus (kunnossapitoluokka + kuvaus VKT'21 mukaan)	Nurmikkotyyppi	Kuvaus kuntoisuudesta (VKT'21 mukaan)
R1 – Rakennetut arvoviheralueet ”Laadukkaista materiaaleista korkeatasoisesti rakennetut viheralueet, jotka ovat erityisen arvokkaita puutarhakulttuurin, puutarhataiteen, kulttuuriperinnön, arkkitehtuurin tai muiden maanomistajan määrittämien ominaispiirteiden vuoksi.”	Koristenuhmikot	Kuvaus kohdassa 64200.3: Laadultaan tasainen ja rikkakasviton eikä siinä näy vaurioita, roskia tai muuta likaa. Kasvusto on terve ja elinvoimainen. Hoitotyöt tehdään säännöllisesti ennen kuin näkyviä vaurioita alkaa esiintyä. Yleisilmeeltään siisti. Lisäyskohdassa 64210.1: Koko kasvukauden ajan aukoton, tasaisen vihreä ja tasamittainen. Lisäys kohdassa 64210.6: Nurmikossa ei ole talvituhosien ja jääpoltteen aiheuttamia vaurioita.
R2 – Toimintaviheralueet ”Jalankulun ja pyöräilyn reittiyhteyksiin sekä liikuntaan, leikkiin ja erityistoimintoihin varattuja viheralueiden osia.”	Käyttönuhmikot	Kuvaus kohdassa 64200.3: Alue on elinvoimainen ja hyvässä kasvukunnossa. Hoitotyöt tehdään, kun ulkonäköhaittoja alkaa esiintyä. Yleisilmeeltään siisti.

RAMS-luokitus (kunnossapitoluokka + kuvaus VKT'21 mukaan)	Nurmikkotyyppi	Kuvaus kuntoisuudesta (VKT'21 mukaan)
R3 – Käyttöviheralueet ”Kaupunki- ja taajamaviheralueita, jotka on tarkoitettu oleskeluun, viihtymiseen ja virkistämiseen.”		Lisäykset kohdassa 64210.1: Koko kasvukauden ajan elinvoimainen voimakkaasta kulutuksesta huolimatta. Aukkojen yhteenlaskettu pinta-ala on enintään kaksi prosenttia koko nurmikkopinta-alasta kuitenkin niin, että yksittäiset yli yhden neliömetrin kokoiset aukkopaikat paikataan. Lisäys kohdassa 64210.3: Nurmikko on tasavärinen koko kasvukauden ajan.
R4 – Suoja- ja vaihettumisviheralueet ”Rakennetun ja luonnonympäristön vaihettumisalueet”	Luonnonnurmikot	Kuvaus kohdassa 64200.3: Antaa hoidetun vaikutelman. Hoitotöitä tehdään siinä määrin, että kasvillisuusalue on yleisilmeeltään yhtenäinen ja hoidetun näköinen. Lisäykset kohdassa 64210.1: Antaa hoidetun vaikutelman. Aukkopaikat eivät haittaa alueen käyttöä tai rumenna oleellisesti alueen yleisilmettä. Aukkojen yhteenlaskettu pinta-ala on enintään viisi prosenttia koko nurmikkopinta-alasta kuitenkin niin, että yksittäiset yli viiden neliömetrin kokoiset aukkopaikat paikataan.

RAMS-luokitus (kunnossapitoluokka + kuvaus VKT'21 mukaan)	Nurmikkotyyppi	Kuvaus kuntoisuudesta (VKT'21 mukaan)
M1 – Maisemanurmi	Maanteiden sisäluiskat, keski- ja välialueet, pohjavesisuojauskset (tiehallinnon nurmetusluokka III)	N/A
M2 – Maisemanurmi	Luonnonmukaiset niityt, maanteiden ulkoluiskat, läjitys-, täyttö- ja maa- ainesten ottoalueet (tiehallinnon nurmetusluokka III)	N/A

Rakennusvaiheessa luokittelu vaikuttaa mm. kylvönurmikoitten siemenseosluokitusten määrittelyyn, pinnan tasaisuuden toleranssimäärittelyihin, siementen kylvömääriin sekä viherpeittävyiden kynnyksarvojen määrittelyyn takuuajan umpeutuessa (Viherympäristöliitto, 2017, s. 95–96).

Kunnossapitovaiheessa luokittelu vaikuttaa siihen, minkä kuntoinen ja näköinen nurmikko alueella sallitaan: tämä vaikuttaa mm. nurmikoitten kalkitus- ja lannoitustarpeiden määrittelyyn, kasteluvaateisiin, rikkakasvien torjuntaan, sallittuihin nurmikorkeuksiin sekä mekaaniseen hoitoon, kuten pystyleikkuuseen ja ilmastukseen (Viherympäristöliitto, 2021, s. 119–122). Hoitoluokituksissa määritellyt kuntoisuustoleranssit voivatkin olla yksi avaintekijä, joka määrittää edellytykset sille, kuinka paljon nurmikko voi sitoa hiiltä.

3.3 Nurmikoiden ekologiaa

Viime vuosina julkista nurmikkokeskustelua leimannut vahva kriittisyys, ja nurmikoita onkin hyvin usein luonnehdittu ”kaupunkiympäristöjen autiomaiksi”, jolla pyritään kuvastamaan

nurmikoiden ekologista köyhyyttä. Vielä 2000-luvun alkuvuosina nurmikko liitettiin vahvasti statukseen, estetiikkaan ja yhteisöllisyyteen eikä sen ekologisia heikkouksia kyseenalaistettu julkisessa keskustelussa. Muutos kriittisempään suuntaan on tapahtunut vähitellen ja kasvanut räjähdysmäisesti erityisesti 2020-luvulla ilmasto- ja luontokatokeskustelujen voimistuttua niin mediassa kuin ammattilaisille suunnatuissa kirjoituksissakin.

Vaikka nurmikoiden ekologinen arvo onkin usein rajallinen verrattuna monilajisempiin viheralueisiin ja esimerkiksi luonnontilaisiin alueisiin, muodostavat nurmikot olennaisen osan monien kaupunkien viherverkostoa. Yhtenä keskeisenä huolenaiheena niin kansallisesti kuin kansainvälisestikin on luonnon monimuotoisuuden heikkeneminen, joka usein liittyy nurmikoiden kasvilajiston yksipuolisuuteen. Esimerkiksi Ruotsissa nurmialueita hallitsevat vain muutamat ruoholajit, mikä kaventaa nurmikoiden ekologista arvoa (Hellner & Vilkénas, 2014). Toisaalta on todettu, että suomalaisilla nurmikoilla lajimäärät ovat suhteellisen korkeat: esim. Olascoagan ym. (2025) tekemästä tutkimuksesta selviää, että suomalaisilla nurmikoilla on keskimäärin n. 23–29 eri lajia.

Kasvillisuuden yksipuolistuminen nähdään seurauksena siitä, että hoitonurmikoilta vaaditaan tasaisen vihreää ulkonäköä, joka käytännössä tarkoittaa lajimäärien rajoittamista sekä korkeita hoitopanoksia (Hellner & Vilkénas, 2014). Mm. Winkler ym. (2024) on tehnyt tutkimusta korrelaatiosta erityyppisten nurmikoiden lajimäärien ja hoitomenetelmien välillä, ja tutkimustulosten mukaan lajimäärät nurmikoilla kasvavat hoitointensiteetin vähentyessä, joskin toisaalta vähentynyt hoito saattaa johtaa myös epäsuotuisien kasvilajien lisääntymiseen. Vaikka estetiikka määrittelee vielä tarvittavia hoitotoimenpiteitä sekä painottaa suhteellisen homogeenistä lajistoa, ovat preferenssit kuitenkin siirtymässä hiljalleen kohti erilaisia paikallisiin olosuhteisiin paremmin soveltuvia ratkaisuja, joiden avulla voidaan vaalia ja edistää luonnon monimuotoisuutta; tällöin keskeistä on hoitotoimenpiteiden rajoittaminen, jolloin kasvillisuus voi kehittyä monilajisemmaksi ja kotoperäisten lajien määrä lisääntyy (Trémeau ym., 2024; kts. myös Chollet ym., 2018).

Nurmikoiden ekologisiin haasteisiin on etsitty ratkaisua mm. nurmialueiden niityttämisestä, ja niittyjä onkin alettu hyödyntää yhä useammin esimerkiksi kaupunkien luontopohjaisina ratkaisuin (Ignatieva ym., 2020; kts. myös Trémeau ym., 2024). Nurmikoiden muuntaminen niityksi tarkoittaa yleensä myös hoitopanosten vähentymistä, joka näyttäytyy usein alueen käyttäjille ja ohikulkijoille ei-toivottuna, rehevöityneenä ja hoitamattomana alueena. Useissa tutkimuksissa onkin tuotu esille sitä, että nurmialueiden ja esim. niittyjen valtavirtaistuminen vaatii vielä erilaisten esteettisten ja kulttuuristen tottumusten ja

preferenssien kriittistä tarkastelua ja muutosta (Winkler ym., 2024; kts. myös Bock ym., 2025).

Varsinaisen niityttämisen keveämpinä versioina on nurmikoiden monimuotoisuuden haasteita ratkottu esimerkiksi erilaisilla kukka- ja tapettinurmilla. Kukkanurmikolla tarkoitetaan monilajista nurmialuetta, johon on tarkoituksella istutettu sekä nurmikasveja että koristeellisia kukkia ja luonnonvaraisia lajeja monimuotoisuuden, pölyttäjien ja maisema-arvojen vuoksi: se tarjoaa perinteiselle nurmikolle ekologisen vaihtoehdon, joka vaatii vähemmän hoitoa (Niilo-Rämä, 2022). Tapettinurmi tarkoittaa entistä monimuotoisempaa, esteettisesti rikkaampaa nurmikasvillisuutta, jonka kasvillisuuden kirjavuus mahdollistaa vaihtelevan ulkoasun ja sopeutumisen erilaisiin olosuhteisiin samalla kun hoitovaateet pienentyvät (Huhtalo, 2019).

Käsitys nurmikoiden ekologisesta kapeudesta liittyy myös niiden kykyyn tarjota elinympäristöjä alueen eliöstölle. Yleisenä käsityksenä on, että hoitonurmikoiden eliöstö on hyvin rajoittunutta. Mm. Byrne & Grewalin (2008) tutkimuksessa on biologisen monimuotoisuuden vähentyminen nostettu nurmikoiden keskeisimmäksi haasteeksi, sillä korkeampien hoitopanosten ja yksipuolisen lajiston vuoksi nurmikot eivät pysty myöskään tarjoamaan ravintoa tai elinympäristöjä monillekaan eliölajeille, kuten esimerkiksi niveljalkaisille (Proske ym., 2022; kts. myös Francoeur ym., 2021) tai pistiäisille (Wastian ym., 2016).

Toisaalta on olemassa myös tutkimuksia, jotka puoltavat nurmikoiden roolia monimuotoisuutta tukevinä elinympäristöinä. Esimerkiksi Beard & Green (1994) ja Monteiro (2017) ovat todenneet nurmikoiden tarjoavan nilviäisille tärkeitä elinympäristöjä. Myös Hostetlerin (2016) tekemässä julkaisussa todettiin, että jotkut kaupunkiympäristöissä elävistä linnuista käyttävät avoimia nurmialueita saalistamiseen. Nurmikot ovat myös osoittautuneet verrattaen tärkeiksi elinympäristöiksi hyödyllisille petohyönteisille, kuten muurahaisille, leppäkertuille ja hämähäkeille, jotka voivat auttaa säätelemään haitallisten tuholaisten populaatioita (Braman ym., 2000; kts. myös Norton ym., 2013).

3.4 Nurmikoiden ekosysteemipalvelut

Ekosysteemipalveluiden määritelmä ja sen painotukset vaihtelevat hiukan eri lähteiden mukaan. Yhteistä kaikille määritelmille kuitenkin on, että ekosysteemipalvelut a) ovat ekosysteemien tuottamia hyödykkeitä b) aineellisia tai aineettomia ja c) ilmaisia. Useissa

määritelmässä korostuu ihmiskeskeisyys: esim. Suomen ympäristökeskuksen (n.d.) kirjoittamassa artikkelissa ekosysteemipalvelut ovat ”ihmisen arvottamia”, ja toisaalta Opetushallituksen (2025) määritelmässä korostetaan ekosysteemipalveluiden ihmisille tuottamia hyötyjä. Tämä kuvaa selkeästi sitä, että ekosysteemipalvelut on alun perinkin kehitetty, jotta luonto ja sen arvot voidaan huomioida poliittisessa päätöksenteossa. Arvon määrittämisellä on merkitystä erityisesti taloudellisissa ja yhteiskunnallisissa konteksteissa, joissa mittareita ja lukuja tarvitaan päätöksenteon tueksi.

Käsitteenä ekosysteemipalvelut ovat olleet käytössä jo 1970-luvulta asti, mutta niiden läpimurto tapahtui vasta kolme vuosikymmentä myöhemmin. Vaikka 1980- ja 1990-luvuilla eri ekosysteemeitä koskevilla tieteenaloilla saavutettiin useita edistysaskeleita, eivät tutkimustulokset kuitenkaan heijastuneet niitä käsitteleviin poliittisiin keskusteluihin. 1990-luvulla solmittiin useita merkittäviä sopimuksia, joilla pyrittiin huomioimaan luonto osana poliittista päätöksentekoa. Näitä sopimuksia olivat esim. YK:n biodiversiteettisopimus ja aavikoitumissopimus. Sopimuksia varten tehtyjen selvitysten parissa toimineet tutkijat ja päätöksentekijät kuitenkin havaitsivat, että olemassa olevat mekanismit eivät kyenneet vastaamaan niihin tarpeisiin, joita tieteellisten arviointien tekeminen vaati. (Millennium Ecosystem Assessment, 2005)

Mekanismien kehittäminen otti aimo harppauksen vuonna 1998, kun YK:n ympäristöohjelma, NASA ja Maailmanpankki laativat ensimmäisen luonnoksen, jossa vaadittiin perustettavaksi kansainvälinen arviointimenetelmä, jota voitaisiin hyödyntää tieteellisten kysymysten käsittelyyn. Tämän jälkeen aloitettiin tutkimus- ja arviointihanke ”Millennium Ecosystem Assessment” (MA) YK:n tuella. MA:n hanketyö mahdollisti nyt ensimmäistä kertaa ekosysteemien ja niiden tarjoamien hyötyjen järjestelmällisen arvioinnin globaalissa mittakaavassa. Vuonna 2021 ekosysteemipalvelut oli tieteellisesti määritelty ja esiteltiin politiikan ja talouden toimijoille avuksi kestävä kehityksen päätöksenteossa. (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

MA:n ja Reid ym. (2005) mukaan ekosysteemipalvelut on jaettu neljään eri luokkaan: tuotanto-/tarjontapalveluihin, sääntelypalveluihin, ylläpito-/tukipalveluihin sekä kulttuuripalveluihin. Tuotanto- ja tarjontapalvelut vastaavat aineellisten hyödykkeiden tuottamisesta: näitä ovat esimerkiksi ruoka, puhdas vesi, puu ja luonnonkuidut sekä polttoaine. Tukipalvelut mahdollistavat kasvun ja tuotannon, ja niihin kuuluvat maan muodostuminen, fotosynteesi sekä ravinteiden kierto. Sääntelypalvelut puolestaan säätelevät ilmastoa, tulvia ja vesien puhdistusta ja tautien leviämistä. Kulttuuripalvelut edistävät henkistä hyvinvointia tuottamalla esim. esteettisiä, henkisiä, koulutuksellisia ja

virkestymismahdollisuuksia tarjoavia palveluita. MA:n synteesissä on myös tuotu esiin ekosysteemipalveluiden vaikuttavuuden vaihteleva luonne – siis toisin sanottuna se, millaisella intensiteetillä eri ekosysteemipalvelut vaikuttavat ihmisten sosioekonomisiin tekijöihin sekä hyvinvointiin. (Reid ym., 2005, s. 10) Sittemmin ekosysteemipalveluiden luokittelua, malleja ja viitekehyksiä on kehitetty, tarkennettu ja laajennettu yhä enenevässä määrin (Kniivilä ym., 2013).

Nurmikot tarjoavat skaalautuvasti useita ekosysteemipalveluita sekä itsellisinä toimijoina että osana kaupunkien viherrakennetta. Nurmialueiden hyötyjä kartoittavien tutkimusten pioneereina toimivat Beard & Green vuonna 1994 julkaisullaan ”The Role of Turfgrasses in Environmental Protection and Their Benefits to Humans”. Tämän jälkeen nurmialueiden hyötyjä ovat tutkineet myös Thompson & Gao-Kniffin julkaisussaan ”Applying biodiversity and ecosystem function theory to turfgrass management.” (2017) sekä Christians ym. (2017) teoksessaan ”Fundamentals of turfgrass management”. Uusimman nurmikoiden hyötyjä kartoittaneen tutkimuksen ”Urban Landscapes: Turfgrass Benefits” on kirjoittanut Lindsey ym. (2025). Näiden synteesinä nurmikoiden tarjoamia ekosysteemipalveluita ovat:

Tuotantopalvelut (provisioning)

Nurmikot tuottavat orgaanista ainesta ja biomassaa, jota voidaan hyödyntää esim. kompostoinnissa, katteena tai maanparannukseen (Li ym., 2025; kts. myös Grégoir ym., 2022). Biomassaan hyödynnettävyyttä on tutkittu myös syötteenä biokaasun (Heller ym., 2023; kts. myös Chiumenti ym. 2019 ja Bedoić ym., 2019) ja biohiilen (Heinrich ym., 2023; kts. myös Šáner ym., 2025) tuotannossa, raaka-aineena erilaisten biopohjaisten muovien ja kuitujen tuotannossa (Gaffey ym., 2023; kts. myös Patterson ym., 2020) sekä osana biokemikaalien tuotantoa (Wang ym., 2017; kts. myös Yan ym., 2020).

Ylläpito-/tukipalvelut (supporting)

Nurmikot tarjoavat monia ylläpito- ja tukipalveluita, joista keskeisin on fotosynteesi, joka ylläpitää ja tukee elämää sekä tukee eri ekosysteemien toimintaa ja niiden syklisiä prosesseja, kuten veden, kaasujen ja ravinteiden kiertoa. Nurmialueilla on myös tärkeä rooli maan kasvukunnon parantajana, sillä niistä muodostuva karike lisää humusta maaperään, joka juuriston yhteisvaikutuksella ylläpitää maaperän kasvukuntoa. Nurmikot voivat myös tukea luonnon monimuotoisuutta, mutta vaikuttavuus vaihtelee sen mukaan, miten nurmikoita hoidetaan ja mitä lajistoa nurmikoilla käytetään. Nurmikot tukevat erityisesti maaperäeliöstön monimuotoisuutta, jotka myös ylläpitävät maaperän rakennetta

(Delgado-Baquerizo ym., 2020) sekä toimivat osana toimivaa hiilenkiertoa. Lisäksi nurmikat voivat tarjota elin- ja ruokailualueita sekä kulkureittejä monille niveljalkaisille, nilviäisille sekä selkärangkaisille (Francoeur ym., 2021; kts. myös Biella ym., 2024).

Sääntelypalvelut (regulating)

Nurmikat ylläpitävät maaperän terveyttä, laatua ja vakautta: nurmikko ehkäisee eroosiota ja ylläpitää maaperän kosteustasapainoa hidastamalla veden haihtumista maaperästä (evaporaatio) ja toisaalta vähentämällä myös pintavaluntaa. Nurmikoilla on myös tärkeä rooli hulevesien imeyttämisessä, viivyttämisessä sekä suodattamisessa, mikä säätelee pohjavesivarantoihin, vesistöihin sekä hulevesijärjestelmiin päätyvän veden laatua.

Nurmikat säätelevät myös paikallista mikroilmastoa, sillä kasvien haihduttaminen (transpiraatio) jäähdyttää ympäristöä ja voi vähentää albedo-vaikutusta, mikä voi osaltaan parantaa lämpöviihtyvyyttä erityisesti tiiviisti rakennetuissa kaupunkiympäristöissä, joissa lämpöä keräävät kovat pinnat ovat yleisiä. Yhteyttämisessä tapahtuva hiilidioksidin sitominen ja toisaalta tuotoksena syntyvä happi sekä ilmansaasteiden ja pölyn suodattaminen ja hallinta osallistuvat myös ilmanlaadun sääntelyyn (Klingberg ym., 2017). Nurmikat voivat osaltaan vähentää myös kaupunkiympäristöjen meluisuutta niin välittömästi (fysikaaliset esteet, äänen absorpointi) kuin välillisestikin (psykologinen vaikutus) (Feng ym., 2024; kts. myös Samara, T. & Tsitsoni, T., 2011 ja Reis ym., 2022). Usein vähemmälle huomiolle jää myös se, että ruohovartiset kasvit toimivat ekologisen sukkession pioneerikasveina: tämä auttaa luontoa palautumaan häiriötilanteiden jälkeen (Wang ym., 2010).

Kulttuuripalvelut (cultural)

Nurmikoitten kulttuuripalvelut tukevat ihmisten hyvinvointia ja yhteisöjen toimivuutta., sillä useimmiten ne toimivat liikunta-, ulkoilu- ja virkistysympäristöinä, jotka edistävät sekä fyysistä että henkistä terveyttä. Viheralueet, joissa nurmikko on usein merkittävässä roolissa voivat usein myös vahvistaa yhteisöllisyyttä ja sosiaalista vuorovaikutusta, sillä ne tarjoavat tiloja kohtaamisille, yhteisille tapahtumille ja erilaisille vapaa-ajan toiminnoille. On myös todettu, että hyvin hoidetut nurmikat voivat lisäksi lisätä alueiden turvallisuuden tunnetta ja jopa ehkäistä rikollisuutta luomalla siistejä ja houkuttelevia ympäristöjä (Ignatieva ym., 2020). Nurmikat myös pehmentävät rakennetun ympäristön estetiikkaa ja luovat visuaalista yhtenäisyyttä kaupunkitiloihin. Nurmikat voivat myös vahvistaa paikallista

kulttuuri-identiteettiä ja lisätä asuinympäristön arvoa ja merkityksellisyyttä. (Ignatieva ym., 2020; kts. myös Ignatieva ym, 2017 ja Ignatieva ym., 2024).

4 Nurmikoiden hiilensidonta

Kaupungistumisen lisääntyessä on nurmikoiden roolia maaperän hiilensidonnassa alettu tutkia yhä tarkemmin, sillä kaupunkien viheralueilla on tärkeä rooli ilmastomuutoksen hillinnässä, ja viheralueiden on arvioitu sitovan jopa 14 % kaupungin kasvihuonekaasupäästöistä (Karvinen ym., 2024; kts. myös Havu ym., 2022). Ymmärtämällä viheralueiden hiilidynamiikkaa tarkemmin voidaan tukea kaupunkien ilmastokestävyystavoitteita.

Maaperän hiilivarastojen maksimointi vaatii jatkuvaa kasvipeitteisyyttä, ja useat tutkimustulokset ovat johdonmukaisesti osoittaneet jatkuvapeitteisyyden hyödyt. Nurmialueille tyypillistä onkin ympärivuotinen peitteisyys, jonka ansiosta nurmialueille onkin varastoitunut noin 20–30 % maailman maaperän orgaanisesta hiilestä (Rumpel ym., 2015; kts. myös Bai & Cotrufo, 2022). Jatkuvapeitteisyyden lisäksi hiilivarastojen kertymistä edesauttaa myös nurmikon monilajisuus, sillä tutkimusten mukaan erityisesti monivuotinen ja monilajinen nurmi kykenee sitomaan ja varastoimaan hiiltä huomattavasti tehokkaammin kuin peitteetön maa. Esimerkiksi Yangin ym. (2019) tekemissä kokeissa monilajisen nurmen palauttaminen entisille pelloille lisäsi nettomääräistä hiilensidontaa 94–200 prosenttia verrattuna pelkän luonnollisen sukkession kautta toipuvaan maahan tai vaihtoehtoisesti täysin paljaisiin aloihin.

Eurooppalaisten tutkimusten perusteella niityt, käyttönurmikot, peltomaat ja paljas maaperä eroavat merkittävästi hiilensidontakyvyltään (Taulukko 2). Niityt ja heinikot sitovat huomattavasti enemmän hiiltä kuin viljelysmaat, mutta viljelysmaan muuttaminen niityksi voi lisätä maaperän hiilivarastoa merkittävästi, jopa 180–330 gC/m² vuodessa (Poeplau & Don, 2013), kun taas muutos niitystä viljelysmaaksi voi johtaa jopa 190 gC/m² vuosittaiseen hiilen vapautumiseen. Vleeshouwers ja Verhagen (2002) raportoivat, että viljelysmailla hiilensidonta voi olla negatiivista (–84 gC/m²/vuosi), kun taas niityillä se on positiivista (52 gC/m²/vuosi).

Käyttönurmikoiden hiilensidontakyky on matalampi kuin luonnonniityillä, mutta hoitotoimenpiteillä, kuten kastelulla ja lannoituksella, voidaan Thölixin ym. (2005) mukaan parantaa niiden hiilensidontaa. Thölix ym. (2025) tekemistä mallinnuksista kävi ilmi, että

käyttönurmikoiden hiilensidonta on 10–30 gC/m²/vuosi, kun taas puustoisilla alueilla ja niityillä arvot ovat selvästi korkeampia. Huomionarvoista on myös, että paljas maaperä ei toimi hiilinieluna, vaan menettää hiiltä, minkä vuoksi kasvillisuus on tärkeä osa toimivaa hiilidynamiikkaa.

Kasvillisuusalueiden hiilensidontaa arvioitaessa on olennaista hahmottaa myös yhteyttämiseen liittyviä arvoja. GAI (Green Area Index)- ja GPP (Gross Primary Production) -arvoja tarvitaan, jotta kasvillisuuden yhteyttämistä ja hiilensidontaa voidaan arvioida laajamittaisesti. Tutkimuksissa GAI toimii rakenteellisena muuttujana, joka vaikuttaa GPP:n suuruuteen, mutta GPP:hen vaikuttavat lisäksi ympäristötekijät kuten lämpötila, veden saatavuus ja stressitekijät (Jiang ym., 2021; kts. myös Huang et al., 2019). GAI:n ja GPP:n välinen suhde vaihtelee kasvillisuustyyppin, ilmasto-olosuhteiden ja vuodenaikojen mukaan, ja esimerkiksi satelliittipohjaisissa malleissa GAI:ta käytetään usein yhtenä tekijänä GPP:n arvioinnissa, mutta GPP:n tarkka mallintaminen vaatii myös muita muuttujia (Jiang ym., 2021).

GPP tarkoittaa hiilen kokonaismäärää, jonka kasvi sitoo yhteyttäessään tietyllä aikavälillä. Toisin sanottuna kyse on siitä, kuinka paljon kasvit sitovat hiilidioksidia ilmakehästä ja orgaaniseksi hiileksi ennen hengityksen (respiraation) vähentämistä. GPP on suoraan yhteydessä hiilensidontaan: mitä suurempi GPP, sitä enemmän hiiltä ekosysteemiin sitoutuu kasvukauden aikana (Thölix ym., 2025).

GAI mittaa vihreän kasvillisuuden pinta-alaa suhteessa maan pinta-alaan. Se kertoo, kuinka paljon yhteyttävää lehtipinta-alaa on käytettävissä fotosynteesiin ja siten hiilensidontaan. Suurempi GAI mahdollistaa tehokkaamman fotosynteesin ja siten suuremman GPP:n (Thölix ym., 2025).

Taulukko 2. Eri biotooppien vuosittainen hiilensidonta ja yhteyttämisarvot. (koonti Miettinen, 2025)

Kasvillisuus-/maankäyttö-tyyppi	Hiilensidonta/ (gC/m ² /vuosi)	GPP (gC/m ² / vuosi)	GAI (m ² /m ²)
Niityt (grasslands, meadows)	52 (luonnollinen niitty: Vleeshouwers & Verhagen, 2002) 180–330 (muutos viljelysmaasta niityksi: Poeplau & Don, 2013)	600–1200 (mallinnettu, Thölix ym. 2025)	1–3
Käyttönurmikot (lawns, turfs)	10–30 (mallinnettu: Thölix ym. 2025)	500–900 (mallinnettu, Thölix ym. 2025)	1–4
Peltomaat (agricultural)	–84 (viljelysmaa: Vleeshouwers & Verhagen 2002) –190 (muutos niitystä viljelysmaaksi, Poeplau & Don, 2013) 40–80 (parannetut käytännöt, Lugato ym. 2014)	400–800 (mallinnettu: Thölix ym. 2025)	1–3

Myös maaperän tiiveys vaikuttaa nurmikoiden kykyyn sitoa hiiltä. Nurmikoilla on havaittu luonnollista sekä metsäistä maaperää suurempaa irtotiheyttä etenkin maan ylemmissä kerroksissa (0–10 cm) (Campbell ym., 2014; kts. myös Campbell ym., 2012 ja Gough & Fritz, 2009), ja noin 30 tutkimuksessa on tutkittu hiilen kertymisnopeuksia kerrossyvyyksien mukaan. Suurin osa tutkimuksista on keskittynyt 0–10 cm:n ja 10–30 cm:n syvyyksiin. Useissa tutkimuksissa on havaittu, että nurmikot sitovat pintajuorisuutensa ansiosta

enemmän hiiltä nimenomaan maan ylempiin kerroksiin, mutta myös syvemmissä kerroksissa (20–30 cm tai enemmän) on havaittu hiilen sitoutumista (Campbell ym., 2014; kts. myös Huh ym., 2008 ja Ward ym., 2016).

Tutkimusten mukaan hoitonurmikoiden maaperän hiilensidonta on suurinta ensimmäisten 10–20 vuoden aikana, mutta hiilensidonnan nopeus laskee merkittävästi ja lähestyy nollaa 40–50 vuodessa, kun mikrobit hajoavat ja hiilivarastot saavuttavat tasapainon (Huh ym., 2008; kts. myös Qian & Follett, 2002). Syvemmissä kerroksissa tasapaino saavutetaan 40–90 vuodessa. Tarkastellussa kirjallisuudessa korostuu hiilipäästöjen monimutkaisuus, ja hiilen sitoutumisen ja vapautumisen ajalliset vaihtelut haastavat yksinkertaistetut oletukset siitä, että hiilensidonta alkaisi välittömästi nurmikon perustamisen yhteydessä ja hiilensidonnan jatkuvan tasaisesti koko nurmikon elinkaaren ajan (Shchepeleva ym., 2017; kts. myös Bandaranayake ym., 2003 ja Qian & Follett, 2012).

Tutkimusten mukaan hiilikantoja voidaan parantaa mm. muuntamalla nurmialueiden kasvillisuutta monilajisemmiksi ja muokkaamalla hoitotapoja (Conant ym., 2001). Viimeaikainen tutkimus onkin painottunut erilaisiin hoitokäytäntöihin, kuten leikkuufrekvenssiin, lannoittamisen vaikutuksiin, lajivalintojen vaikutuksiin ja niittotähteiden hallintaan (Conant ym., 2017; kts. myös Khalil ym., 2019).

4.1 Hoitonurmikoiden perustamistavat ja niiden vaikutus hiilensidontaan

Suomessa nurmikoita perustetaan kahdella eri tavalla: siemenkylvönä tai siirtonurmina. VRT'17:n mukaan ”Nurmikot ja niityt ovat kylvämällä tai siirtoistuttamalla perustettavia kasvillisuusrakenteita, joiden tarkoitus on edistää rakennetun ympäristön viihtyisyyttä sekä sitoa niiden kasvualustana toimiva pintamaa.”

Suomalaisissa rakentamisen ja kunnossapidon työselosteissa ja laatuvaatimuksissa (kts. kohta 3.2) tavoitteena on rakentaa nurmikko alusta lähtien vastaamaan sille määriteltyä hoitoluokitusta sekä kestämaan hoitoluokituksen edellyttämiä kunnossapidon toimenpiteitä. Hoitonurmikon perustaminen on monivaiheinen prosessi, jossa onnistumisen kannalta keskeistä on tarkoituksenmukaisen kasvualustan valinta, siemenkylvön kattavuus ja riittävyys (tai siirtonurmitapauksissa asennuksen onnistuminen) sekä kasvuun lähdön takaava riittävä kastelu.

Hiilensidonnan kannalta keskeistä on, säilyykö yhteys olemassa olevaan maaperään perustamisen yhteydessä. Maayhteyden säilymisellä on vaikutusta mm. nurmialueen

kosteustasapainoon ja ravinnekiertoon sekä kaasujen vaihtoon – siis optimaalisen kasvun peruspiireihin. Perustamistavasta ja -syvyydestä riippuu myös se, kuinka vahvasti olemassa olevan maan siemenpankki vaikuttaa kehittyvään kasvustoon. Myös maaperäeliöstön palautumisen laajuus ja nopeus vaihtelee valitun perustamistavan mukaan.

Valittu maanmuokkaustapa, kasvualusta sekä kylvettävän siemenseoksen/asennettavan siirtonurmen lajimäärällä on suuri vaikutus nurmikon kykyyn sitoa hiiltä. Maksimaalisin hiilensidonta voidaan saavuttaa, kun perustamismenetelmät optimoidaan kasvuedellytysten kannalta suotuisimmalla tavalla. Näin pystytään tukemaan kasvillisuuden biomassan tuottoa sekä toisaalta maaperän optimaalista kasvukuntoa, joilla on vaikutusta mm. maahengitykseen sekä mikrobien aktiivisuuteen (Poeplau ym., 2016; kts. myös Qian & Follett, 2012). Valittu perustamistapa vaikuttaa merkittävästi siihen, kuinka paljon ja missä muodossa nurmikko voi hiiltä sitoa.

4.1.1 Maaperän esikäsittely ja maanmuokkaus

Hoitonurmikoiden perustamisessa maanmuokkausmenetelmät vaihtelevat lähtötilanteen mukaan. Perustamismenetelmän valintaan voivat vaikuttaa mm. entinen maankäyttö, maaperän fysiologinen ja kemiallinen koostumus sekä se, perustetaanko nurmikkoa kunnostamistoimina vai muun uudisrakentamisen yhteydessä. Perustamismenetelmän valintaan saattavat vaikuttaa myös tilaajan/rakennuttajan preferenssit (esim. kustannukset) tai muut hanketta ohjaavat strategiat (esim. kestävän kehityksen huomiointi, ennallistamisvaatimukset).

Kun nurmikko perustetaan olemassa olevaan maahan, tyypillisiä toimenpiteitä ovat pintamaan rakenteen mekaaninen rikkominen, rikkakasvien poisto ja maanparannustoimet, kuten orgaanisen aineen lisäys, lisälannoitus ja kalkitseminen, jotta maaperän rakenne, ravinteet ja vedenläpäisevyys tukevat optimaalista nurmikon kasvua. Olemassa olevalle maalle perustettaessa maayhteys säilyy, jolloin maaperäeliöstölle koituu perustamisesta vain hetkellistä häiriötä.

Massanvaihoilla tarkoitetaan vanhan maa-aineksen poistamista kokonaan: tämä tehdään yleensä kohteissa, joissa alkuperäinen maa on tiivistynyttä, saastunutta tai muuten epäsoveliaa nurmikon kasvuksi. Tällöin poistettu massa korvataan uudella tuotteistetulla kasvualustalla, mikä mahdollistaa kasvualustalle optimaalisen rakenteen, ravinnepitoisuuden ja vedenpidätyskyvyn. Massanvaihdon jälkeen kasvualustalla säilyy

yhteys olemassa olevaan maahan, mikä edistää maaperäeliöiden palautumista uudelleen alueelle.

Uudiskohteissa nurmi perustetaan useimmiten karkealle kivipohjalle ja jakavan ja kantavan kerroksen päälle levitetään kasvualusta ennen kylvöä tai siirtonurmen asennusta. Yleisissä työselosteissa ja laatuvaatimuksissa kasvualustan syvyys vaihtelee nurmiluokittelun mukaan 50–300 mm:n välillä. Tutkimuksista käy ilmi, että maaperäeliöt voivat näissä tapauksissa palautua, mutta maksimaalinen palautuminen vaatii toteutuakseen monilajista kasvillisuutta ja nurmikoiden verrattain yksipuolisen lajimäärän vuoksi maaperäeliöstön palautuminen on hitaampaa (Qiao ym., 2024).

Useissa hiilensidontaa käsittelevissä tutkimuksissa nostetaan merkittäväksi tekijäksi myös alueen entinen maankäyttö, sillä nurmikoiden hiilensidontakyky ja -nopeus vaihtelevat esimerkiksi sen mukaan, perustetaanko ne entisille metsämaille vai entisille peltomaille. Tutkimusten mukaan hoitonurmikot, jotka on perustettu entisille peltomaille, voivat lisätä maaperän hiilivarastoa merkittävästi erityisesti ensimmäisten vuosikymmenten aikana, ja hiilensidontanopeudet voivat olla jopa $0,4\text{--}0,8\text{ t C ha}^{-1}$ vuodessa (Lugato ym., 2014; kts. myös Phillips ym., 2022 ja Raciti ym., 2011). Tämä johtuu siitä, että peltomaille maaperän hiilipitoisuus on usein viljelyn seurauksena alentunut, joten siirtyminen jatkuvapeitteiseen nurmikasvillisuuteen mahdollistaa hiilen nopean palautumisen maaperään. Metsämaalla maahan sitoutuneen hiilen määrä on jo valmiiksi korkea, joten nurmeksi muuttaminen ei tyypillisesti lisää maan hiilivarastoja. Joskus hiilen määrä voi jopa tasoittua tai jakautua syvyysuunnassa ilman selkeää nettolisäystä (Raciti ym., 2011; kts. myös Campbell ym., 2014). Tieteellinen näyttö puoltaa väitettä osittain, mutta ei ole täysin yksiselitteinen.

Eri maanmuokkausmenetelmät vaikuttavat maaperän mikrobiyhteisöihin ja ravinteiden saatavuuteen, mikä voi vaikuttaa nurmikon pitkäaikaiseen menestykseen (Smith ym., 2020). Hiilensidonnan näkökulmasta on myös huomioitava, että mikäli nurmikon perustaminen vaatii runsaasti maanmuokkausta, ovat nurmikot osoittautuneet varhaisessa vaiheessa vielä hiilen päästölähteiksi: tämä johtuu muokkauksen yhteydessä syntyvästä kiihtyneestä maahengityksestä, jonka mukana vapautuvan hiilen määrä ylittää alkuvaiheessa vielä pienikokoisen kasvillisuuden hiilenottokyvyn, jolloin hiilensidonta saattaa viivästyä. (Shchepeleva ym., 2017).

4.1.2 Kasvualusta ja maanparannusaineet

Kasvualustan laatua säätelevät sekä fysikaaliset (rakeisuus, tiiveys, vedenläpäisykyky), kemialliset (ravinteet, pH) että biologiset tekijät (orgaaninen aine, juuristo, maaperäeliöstö). Jotta nurmikolla on edellytykset kasvaa elinvoimaisena, tulee kasvualustan vastata kasvillisuuden vaatimuksia (vedentarve, ravinteet, pH) sekä olla oikein mitoitettu. Optimaalisella kasvualustavalinnalla ja -mitoituksella varmistetaan siementen itävyys ja/tai nurmen juurtuminen sekä saadaan aikaiseksi tasainen pinta, joka tukee veden ja ravinteiden luonnollista kiertoa ja kaasunvaihtoa. Pinnan tulee myös kestää sille suunniteltua ja mitoitettua käyttöä sekä hoitotoimia. Kaikella tällä on merkittävä vaikutus hiilensidontaan.

Tutkimuksista on käynyt ilmi, että kasvualustan koostumus – erityisesti paksumpi orgaaninen kerros – edistää voimakkaasti nurmikon terveyttä ja laatua, ja sitä kautta myös nurmikon kykyä sitoa hiiltä (Shchepeleva ym., 2017). Toisaalta esim. Silvenius ym. (2016) on tutkimuksessaan todennut, että kasvualustan koostumuksella on vaikutusta myös kasvihuonekaasupäästöihin ja ravinteiden huuhtoutumiseen.

Suomessa kasvualustoissa on perinteisesti käytetty orgaanisena aineksena turvetta, mutta sen käyttö on edelleen jokseenkin kiistanalaista. Silvenius ym. (2016) on tutkimuksessaan osoittanut, että turpeen käyttö kasvualustoissa saattaa johtaa myös lisääntyneisiin typpioksid- ja metaanipäästöihin, mikä saattaa mahdollisesti vähentää hiilen nettosidontaa. Turpeen ohelle onkin nyt etsitty uusia vaihtoehtoja esimerkiksi puukuiduista ja rahkasammalesta (Kauppapuutarhaliitto, 2024).

Suomen hoitonurmikoilla tulee käyttää kasvualustaa, joka täyttää yleiset laatuvaatimukset. Kasvualustojen koostumusta ja laatua ohjataan pääsääntöisesti Viherympäristöliiton kasvualustatyöryhmän kehittämillä laatuvaatimuksilla ”Kasvualustan suositeltavat rakeisuuskäyrät” ja ”Kasvualustan suositeltavat ravinnepitoisuudet”. Työryhmä pyrkii huomioimaan suosituksissa myös ilmasto- ja ympäristövaikutukset ja kiertotalouden. (Viherympäristöliitto, n.d.-a)

Mikäli kasvualustojen nettohiilivaikutuksia halutaan kuitenkin tarkastella kokonaisvaltaisemmin, tulee myös kasvualustavalintojen välilliset vaikutukset huomioida: esimerkiksi Järvi ym. (2024) on korostanut, että elinkaariarvioinneissa on myös huomioitava kasvualustan alkuperä, sillä alkuperällä voi olla välillisiä vaikutuksia nettovuon laskentaan, ja esimerkiksi kasvualustojen siirtelystä aiheutuvat hiilidioksidipäästöt voivat pienentää

kasvualustojen hiilijalanjälkeä merkittävästi. Logistiikkavaikutuksia onkin pyritty vähentämään esimerkiksi paikalla tehtävillä kasvualustoilla, joissa maansiirtotöissä syntyneistä maa-aineksia kierrätetään uudelleen käytettäväksi.

Jotta paikalla tehtävä kasvualusta täyttää niille asetetut vaatimukset, voidaan maa-aineksiin lisätä muualta tuotuja aineksia, joilla kasvualustan laatu saadaan vastaamaan niille asetettuja laatuvaatimuksia. Paikalla tehtävistä kasvualustoista tulee kuitenkin lähtökohtaisesti poistaa orgaaninen aines, kuten elävät juuret, juurakot ja muut kasvulliseen lisääntymiseen liittyvät osat: tästä voidaan kuitenkin tarpeen mukaan poiketa, mikäli kasvillisuutta halutaan lisätä kasvualustan mukana. (Viherympäristöliitto, n.d.-b)

Tutkimuksissa on kuitenkin viitteitä siitä, että esimerkiksi juurimassan poisto kasvualustasta saattaa vähentää hiilen määrää sekä mikrobien biomassankin määrää kasvualustassa (Hao ym., 2024).

4.1.3 Lajisto

VRT'17:n mukaan kylvönurmikoilla käytettävä siemenluokka määrittyy perustettavan nurmikon käyttöluokan mukaan: vaatimuksena on, että siemenseoksen tulee täyttää siemenseosluokkansa laatuvaatimukset, jotka koskevat mm. siemenseosten itävyyttä ja puhtautta. Siemenluokat on jaettu neljään eri kategoriaan: Käyttöluokka extra, Käyttöluokat 1 ja 2 sekä Tiehallinnon käyttämä vakiosiemenseos. Siirtonurmilla tulee käyttää samoja siemenseosluokituksia, kuin kylvönurmikoilla. Siemenseosluokitusjärjestelmää hallinnoi Siemenkauppiaitten Yhdistys ry. (Viherympäristöliitto, 2017, ss. 95–96, 98).

Siemenkauppiaitten yhdistyksen julkaisussa ”Nurmikkosiementen käyttöluokitus” kerrotaan, että ”Lajikkeiden käyttöluokitus perustuu Scanturfin/Luonnonvarakeskuksen ja Pohjoismaiden pohjoisen vyöhykkeen virallisten lajikekokeiden viherpeittävyys suhdelukuun, joka parhaiten kuvaa nurmikkokasvien tärkeimpiä ominaisuuksia: talvenkestävyyttä, uusiutumiskykyä, tiheyttä yms.” (Siemenkauppiaitten yhdistys ry, n.d.). VRT'17:ssä viherpeittävyydellä tarkoitetaan kylvetyn lajien yksilöllistä osuutta tarkasteluruudun pinta-alasta, ja se arvioidaan kahden viikon välein 3–5 päivän kuluttua leikkuusta. Viherpeitteisyysarvo on kasvukauden aikana tehtyjen mittausten keskiarvo. (Viherympäristöliitto, 2017)

Siemenkauppiaitten yhdistyksen mukaan siemenseokset voivat sisältää käyttöluokittain seuraavia lajikkeita:

Taulukko 3. Suomalaisten nurmiseosten lajikoostumus käyttöluokittain (Siemenkauppiaitten yhdistys ry, n.d.)

Käyttöluokka	Lajikkeet	Viherpeittävyys
Käyttöluokka extra	Pääkomponentit (osuus > 95 %): - puisto- ja etelännadat (<i>Festuca nigrescens</i> ja <i>Festuca trichophylla/litoralis</i>) ja/tai - niittynurmikat (<i>Poa pratensis</i>) Muita sallittuja komponentteja ovat rönsy- tai nurmiröllit.	> 96 > 97
Käyttöluokka 1	Pääkomponentit (osuus > 90 %): - puna-, etelän-, jäykkä- tai puistonatat ja/tai (<i>Festuca rubra</i>, <i>Festuca trichophylla/litoralis</i>, <i>Festuca trachyphylla</i>, <i>Festuca nigrescens</i>) ja/tai - niittynurmikat (<i>Poa pratensis</i>) - englanninraiheinät (<i>Lolium perenne</i>, enintään 10 %) Muita sallittuja komponentteja ovat rönsy- tai nurmiröllit, raiheinän nurmikkolajikkeet, nurmilauhat, erikoisseosten apilat ja luonnonkukat sekä käyttöluokituksen ulkopuoliset puna-, etelän- ja puistonatat ja niittynurmikat.	> 85 > 85 > 91
Käyttöluokka 2	Pääkomponentit (osuus > 80 %): - puna-, etelän-, jäykkä- tai puistonatat (<i>Festuca rubra</i>, <i>Festuca trichophylla/litoralis</i>, <i>Festuca trachyphylla</i>, <i>Festuca nigrescens</i>) ja/tai - niittynurmikat (<i>Poa pratensis</i>) Muita sallittuja komponentteja ovat rönsy- tai nurmiröllit, raiheinän nurmikkolajikkeet, nurmilauhat, erikoisseosten apilat ja luonnonkukat sekä käyttöluokituksen ulkopuoliset puna-, etelän- ja puistonatat ja niittynurmikat.	< 85 < 85

Mm. Cambellin ym. (2014) ja Huh ym. (2008) tekemissä tutkimuksissa on todettu syväjuurisuuden edistävän hiilen sitoutumista syvempiin kerroksiin. Tähän liittyvät myös viitteet siitä, että lämpimän ilmanalan ruoholajikkeilla on parempi kyky sitoa hiiltä, kuin kylmissä oloissa viihtyvillä ruoholajeilla, joka johtuu siitä, että lämpimän ilmanalan kasvit ovat syväjuurisempia ja niillä on enemmän maanpäällistä biomassaa (Hamido ym., 2016; kts. myös Braun & Bremer, 2019 ja Duller ym., 2013). Kun hiili siirtyy syvemmälle, on se myös stabiilimpaa (Huh ym., 2008; kts. myös McGranahan ym., 2014). Eri nurmikkolajien vaikutus hiilensidontaan vaihtelee, koska nurmikkolajit eroavat toisistaan mm. juurisyvyyden ja biomassan määrän suhteen (Hamido ym., 2016; kts. myös Qian ym., 2010 ja Ali ym., 2018). Suomalaisissa nurmiseoksissa puna- ja puistonadat ovat kapealehtisimpiä, kun taas niittynurmikat leveälehtisempiä. Duller ym. (2013) on puolestaan omassa tutkimuksessaan tuonut esille, että hiilen kertymiseen vaikuttavat myös lajiston geneettinen vaihtelu ja kasvunopeudet.

4.2 Hoitonurmikoiden hoitomenetelmät ja hiilensidonta

Hyvin hoidettua nurmikkoa pidetään vahvasti nykyaikaisuuden ja siisteyden symbolina, mutta sen ylläpitoon vaadittava hoito on herättänyt yhä enemmän kriittistä keskustelua nurmikoiden ympäristövaikutuksista. Vaikka Suomessa onkin alettu etsiä nurmikoille ekologisempia ja kestävämpiä vaihtoehtoja ja painopiste alkaa muuttua, on hoitonurmikoiden osuus viheralueiden pinta-alasta edelleen merkittävä, mikä kertoo osaltaan jatkuvasta tasapainottelusta nurmikoiden esteettisten ja ympäristöllisten arvojen välillä.

VKT'21:n (VKT 64210, 2021, s. 119) mukaan nurmikkoalueiden hoitoon kuuluvat seuraavat työt:

- kevätkunnostus
- kasvualustan kalkitus ja lannoitus
- kasvualustan kastelu
- rikkakasvien ja haitallisten vieraskasvien torjunta
- tautien ja tuholaisien torjunta
- kasvuston leikkaus ja siistiminen
- kasvuston rajaus
- kasvualustan ilmastus, kattaminen, pystyleikkuu ja harjaus
- syyskunnostus

Nurmikoiden säännöllinen hoito vaatii työvoimaa, energiaa ja kemikaaleja, ja näin ollen aiheuttaa räsitystä niin kuntataloudelle kuin ympäristöllekin (Milesi ym., 2005; kts. myös Kuronuma ym., 2023, Gillman ym., 2023 ja Qian & Follett, 2012). Tämä tekee nurmikoista hiilensidontan kannalta ongelmallisia etenkin silloin, kun niiden hoito on intensiivistä ja hoidettavat alueet laajoja, sillä erityisesti kunnossapidon energiankäyttö ja kemikaalit voivat laskea nurmikoiden nettohiilivuota, mikäli laskennassa huomioidaan myös nurmikoihin ja niiden hoitoon liittyvät välilliset vaikutukset. Tästä syystä monet tutkijat ja kaupunkisuunnittelijat ovat alkaneet kyseenalaistaa nurmikoiden hallitsevaa asemaa, ja niitä pyritään korvaamaan monimuotoisemmilla ja vähemmän huoltoa vaativilla kasvillisuustyypeillä erityisesti niillä alueilla, joilla nurmikoilla ei ole intensiivistä käyttöä eikä niiltä vaadita kulutuskestävyyttä.

Vaikka kunnossapito nähdäänkin useassa tutkimuksessa nettohiilensidontaa vähentävänä tekijänä, on olemassa myös tutkimuksia, jotka viittaavat siihen, että hyvin optimoiduin hoitotoimenpiteiden avulla voidaan biomassan tuottoa parantaa, ja sitä kautta myös parantaa hiilen varastoitumista (Silvenius ym., 2016; kts. myös Poeplau ym., 2016). Myös laiduntamisen on useissa tutkimuksissa todettu lisäävän maaperän hiilipitoisuutta (Conant ym., 2001; kts. myös Qian & Follett, 2012).

4.2.1 Leikkaus

Nurmikon leikkaukset aloitetaan keväällä nurmikon ollessa n. 70–100 millimetrin pituinen. Nurmikon leikkuut tulee kuitenkin tehdä ainoastaan kuivalla säällä, jotta kasvualusta ei painu tai tiivisty. R1-alueilla tulee käyttää kelaleikkuria, jotta leikkuujälki on siisti ja nurmikon haihdutus on maltillisempaa. (Viherympäristöliitto, 2021, s. 121).

VKT'21:ssä ohjeistetaan mm. sallitut nurmikon pituudet, leikkaustahteiden käsittelystä sekä siitä, kuinka paljon nurmikkoa saa leikata kerralla.

Taulukko 4. Nurmikoiden leikkauksiin liittyvät ohjeistukset VKT'21:n mukaan.
(Viherympäristöliitto, 2021, ss. 117, 119, 121; koonti Miettinen, 2025)

	Nurmikon sallittu pituus	Leikkuutähteiden käsittely	Leikkuumaksimi per kerta
R1 – Rakennetut arvoviheralueet	40–70 mm	Ei saa olla leikkuujätettä, alueen oltava leikkuun jälkeen moitteettomassa kunnossa (s. 117). Katualueilla häiritsevä ja kasvua haittaava jäte kerätään pois (s. 119).	Enintään 1/3 pituudesta
R2 – Toimintaviheralueet	40–120 mm	Ei havaittavaa leikkuujätettä, alueen oltava leikkuun jälkeen siisti (s. 117). Ei kasvua haittaavaa leikkuujätettä (s. 119).	
R3 – Käyttöviheralueet			
R4 – Suoja- ja vaihtumisviheralueet	40–250 mm	Ei käyttöä eikä kunnossapitoa häiritsevää leikkuujätettä, alueen oltava leikkuun jälkeen hoidetun näköinen (s. 117). Leikkuujäte ei saa haitata alueen käyttöä tai rumentaa yleisilmettä (s. 119).	Enintään 1/2 pituudesta

Tutkimustulosten mukaan leikkuutaajuudella on merkittävä vaikutus siihen, miten tehokkaasti hiilivarastot kertyvät. Esimerkiksi Poeplau ym. (2016) tekemässä tutkimuksessa todetaan, että nurmikon usein toistuva leikkaaminen lisää biomassan tuottoa ja maan hiilipitoisuutta, kun leikkuutähteet jätetään maan pinnalle (Poeplau ym., 2016). Law'n (2014)

mukaan leikkuutähteiden paikalleen jättäminen edistää myös ravinteiden kierrätystä ja sitä kautta myös typen pidättymistä. Toisaalta Carley ym. (2011) on todennut tutkimuksessaan, että intensiivinen hoito saattaa johtaa orgaanisen aineksen liialliseen kerääntymiseen, mikä saattaa hyödyntää maan läpäisevyyttä. Läpäisevyysaasteet vaikuttavat mm. maaperän kosteustasapainoon ja kaasujenvaihtoon, ja näin ollen vaikuttavat myös maan kykyyn sitoa hiiltä. Leikkuutähteistä maahan syntyvän hiilisyötteen ja maahengityksen kautta tapahtuvan hiilen vapautumisen välinen tasapaino on nettovuon kannalta ratkaisevan tärkeää (Poeplau ym., 2016; kts. myös Wang ym., 2024).

Vaikka hoitotoimenpiteiden vähentäminen näyttäisikin tutkimustulosten valossa olevan hiilensidonnan kannalta suotuisaa, on huomioitava, että hoitotoimenpiteiden vähentäminen lisää myös helposti monivuotisten rikkakasvien esiintymistä. Lajit, kuten niittyjuola (*Elymus repens*), pelto-ohdakkeen (*Cirsium arvense*) sekä voikukka (*Taraxacum* spp.) hyötyvät vähäisistä maaperän häiriöistä, jonka vuoksi ne ilmestyvät helposti ravinnerikkaaseen maahan, kun hoitotoimenpiteitä rajoitetaan. Vaikka rikkakasvuston aiheuttamat haitat painottuvatkin ensisijaisesti esteettisiin haittoihin, voi rikkakasvillisuudesta olla myös toiminnallista haittaa. Sen lisäksi, että rikkakasvusto voi heikentää nurmialueiden hyödynnettävyyttä virkistyskäytössä, ne voivat myös aiheuttaa toiminnallisia ongelmia erityisesti urheilunurmikoilla, joissa rikkaruohot voivat vaikuttaa myös nurmikon tiheyteen ja heikentävät nurmikon kulutuskestävyyttä.

4.2.2 Kastelu

Kastelukäytänteet vaikuttavat merkittävästi maan hiilensidontakykyyn, sillä maaperän kosteustasapaino säätelee sekä kasvien kasvua että maaperän mikrobitoimintaa, jotka yhdessä vaikuttavat siihen, kuinka paljon hiiltä sitoutuu maahan – ja toisaalta sen, kuinka paljon hiiltä kastelun yhteydessä vapautuu. Toisin sanottuna kastelulla voidaan vaikuttaa kasvillisuuden biomassan tuotantoon ja lisätä sitä kautta tapahtuvaa orgaanisen aineksen syötettä maaperään. Kastelu vaikuttaa kuitenkin myös maaperän fysikaalisiin ja kemiallisiin olosuhteisiin, jotka vaikuttavat maaperän mikrobeitten hajotustoimintaan, ja siten myös orgaanisen hiilen vapautumiseen.

R1-luokan nurmikoilla kastelu on ennakoivaa ja voi olla olosuhteista riippuen paikoin jopa intensiivistä. Kastelulla tähdätään saamaan alueelle niin määrällisesti kuin laadullisestikin korkeatasoista ruohokasvillisuutta. VKT'21:ssä ohjeistetaan aloittamaan kastelu jo ennen kuin kuivumisen merkkejä alkaa syntyä ja maan kosteutta pyritään poutajaksojen aikana ylläpitämään viikoittaisella ja koko kasvualustapaksuuden kattavalla kastelulla (25

mm/viikko) (Viherympäristöliitto, 2021, ss. 115, 120). R1-alueilla maaperän kosteus pysyykin useimmiten optimaalisella tasolla, joka tukee kasvien yhteyttämistä, juuriston kasvua, mikrobitoimintaa ja orgaanisen aineen kertymistä. Näillä nurmikoilla on kuitenkin tärkeää kiinnittää huomiota myös liikakastelun vaaroihin, sillä liiallinen kosteus voi lisätä mikrobiologista toimintaa ja maahengitystä – toisin sanottuna siis vapauttaa hiiltä maaperästä. Liiallinen vesimäärä voi myös johtaa nurmikon ilmapuuden heikentymiseen sekä toisaalta anaerobisiin olosuhteisiin, jolloin maassa voi tietyissä olosuhteissa muodostua jopa kasvihuonekaasuiksi luokiteltavaa metaania tai typpioksidia. R1-alueilla hiilensidonnalle merkityksellisintä on optimaalisen kosteustasapainon säilyttäminen sekä paikallisten hulevesien hyödyntäminen nurmialueiden kastelussa, jolloin vedenhankinnan välilliset vaikutukset niin hiili- kuin vesijalanjäljenkin osalta pystytään minimoimaan.

R2- ja R3-luokiteltuja nurmikoita kastellaan reaktiivisemmin: pääsääntönä on, että kasvuston tulee näyttää elinvoimaiselta ja keskeisillä alueilla kastelu aloitetaankin vasta kulottumisen merkkien ilmaantuessa (Viherympäristöliitto, 2021, ss. 115, 120). Nurmikasvillisuudelle tämä tarkoittaa ajoittaista vesistressiä, joka rajoittaa hetkellisesti biomassan tuotantoa ja juuriston kasvua, mikä saattaa pienentää maahan siirtyvän orgaanisen aineksen määrää. Toisaalta lievä ja ajoittainen stressi saattaa tehdä kasvillisuudesta syväjuurisempaa, jolloin myös orgaanisen aineksen määrä syvemmissäkin kerroksissa voi lisääntyä, mikä saattaa parantaa hiilen kertymistä erityisesti syvempiin maan kerroksiin. Kokonaisvaikutusten valossa rajoitetuilla kastelulla voidaan säästää vettä ja hidastaa hajotustoimintaa. Hiilensidonnalle kannalta tärkeää on, että kastelu aloitetaan ennen kasvuston pysyvää tai laaja-alaista vaurioitumista: myös paikallisesti kertyvien hulevesien käyttö nurmikon kasteluun on toivottavaa.

R4-luokan nurmikoita ei kastella (Viherympäristöliitto, 2021, ss. 115, 120) ja kosteustasapaino vaihtelee luonnollisten sääolosuhteiden mukaan. Tämän vuoksi kasvillisuus saattaa altistua ajoittaiselle äärimmäiselle kuivuudelle sekä kulottumiselle. Kuivuus voikin vähentää biomassan tuotantoa, mikä voi osaltaan hidastaa hiilensidontaa. Toisaalta on huomioitava, että kuivuus samanaikaisesti hidastaa maan hajotustoimintaa ja koko hiilenkiertoa, ja parhaimmassa tapauksessa jopa parantaa jo olemassa olevan hiilen pysyvyyttä maassa. Näillä alueilla on usein myös paremmin kuivuutta kestävää lajistoa, joilta syntyvä biomassa on lujempaa ja hitaammin hajoavaa, jolla voi olla positiivista vaikutusta erityisesti pitkäaikaiseen hiilensidontaan. Alueen kasteluun ei myöskään kulu resursseja, joilla olisi välillistä vaikutusta hiilensidontaan. R4-alueilla on huomioitava ajoittainen kuivuus ja kannattaa suosia lajeja ja käsittelyjä, jotka edistävät hitaasti hajoavan orgaanisen aineksen kertymistä.

4.2.3 Kalkitus ja lannoitus

VKT'21:n mukaan kasvillisuusalueet tulee kalkita ja lannoittaa, jotta ravinteiden kierto tulee turvatuksi ja maaperäeliöstön toiminta mahdollistuu. Kalkituksen ja lannoituksen tulee perustua tehtyyn maa-analyysiin, ja kasvualustan tulee täyttää Viherympäristöliiton suositukset kasvualustojen ravinnepitoisuuksista: samat laatuvaatimukset pätevät myös paikan päällä tehtäviin kasvualustoihin. VKT'21:ssa ohjeistetaan, että kaikki nurmiluokat R1–R3 tulee kalkita ja lannoittaa säännöllisesti hoito- ja käyttösuunnitelman mukaan, R4 vain harkinnanvaraisesti. (VKT 64200.5, 2021, s. 114–115).

Nurmikkolannoitukset voidaan tehdä useammassa erässä kasvukauden aikana: yleisimmin lannoitukset jaetaan neljään osaan, jolloin lannoitukset ajoitetaan kevät- ja syyskunnostusten yhteyteen sekä kesäaikaan heinä-elokuulle. Lannoitteena käytetään yleisesti typpilannoitetta pl. syyslannoite, joka on fosfori- ja kaliumpitoisempi. Kalkitus tehdään kertaluontoisesti keväisin. (VKT 64210.3, 2021, s. 120).

Tutkimuksista käy ilmi, että orgaaninen lannoitus ja suurempi lannoitustiheys edistävät yleensä hiilen kertymistä tehokkaammin kuin mineraalilannoitteet. Lannoitus parantaa biomassan tuottavuutta ja voi lisätä hiilisyötettä maaperään, mutta liiallinen tai väärä käyttö voi johtaa yllannoitukseen ja lisääntyneisiin kasvihuonekaasupäästöihin, kuten N_2O (Poeplau ym., 2016; kts. myös Qian & Follett, 2012).

4.2.4 Mekaaninen hoito

VKT'21:n mukaan ilmastusta ja pystyleikkuuta tehdään harkinnanvaraisesti, ja ainoastaan R1–R3-luokitelluille nurmille. Ilmastuksessa nurmikon juurikerrokseen tehdään ilmareikiä ja poistetaan tyvelle kertynyt veden imeytymistä ja kaasujenvaihtoa estävä kuitukerros. Nurmikon pystyleikkuussa maan pinta rikotaan pystysuuntaisilla n. 10–20 mm:n syvyyteen ulottuvilla viilloilla silloin, kun kasvillisuuden tyveen on kertynyt kaasunvaihtoa, kastelua ja lannoitusta haittaava kuitukerros. Ilmastuksen ja pystyleikkuun jälkeen alueelle levitetään katehiekka, jotta reiät pysyvät huokoisina: katehiekkään sekoitetaan nurmiseosta ja lannoiteaineita. (VKT 64210.9, 2021, s. 122)

4.2.5 Rikkakasvit, vieraslajit, kasvitaudit ja -tuholaiset

Rakennettujen viheralueiden kasvillisuusalueiden rikkakasvien torjunnasta sekä kasvitautilien ja -tuholaisten torjunnasta VKT'21:n mukaan rikkakasveihin liittyvät määräykset ovat seuraavat:

R1-luokitellulla kasvillisuusalueilla ei saa olla rikkakasveja lainkaan eikä niiden poistosta saa jäädä kasvillisuusalueelle kasvijätettä. R2- ja R3-luokitelluilla alueilla siistiä yleisilmettä häiritsevää rikkakasvustoa ei saa kasvaa kasvillisuusalueiden reunoilla eikä niiden läpi. Alueelle ei saa jäädä poiston jälkeen havaittavaa kasvijätettä. R4-luokitelluilla alueilla rikkakasvusto ei saa kasvaa varsinaisen kasvuston yli tai häiritä varsinaisen kasvuston kasvua. Laatuvaatimuksissa ohjeistetaan poistamaan rikkakasvustot juurineen ja yksivuotisten rikkakasvien maanpäälliset osat poistetaan. Luokissa R1–R3 rikkakasvien poistoon liittyy myös kasvualustan kuohkeuttaminen rikkakasvuston poiston jälkeen: tavoitteena on, että varsinainen kasvusto ja sen juuristo pysyvät prosessissa vaurioitumattomina. (VKT 64200.7, 2021, s. 116) Vieraslajit poistetaan aina.

Kuten aiemmin listatuista tutkimuksista on käynyt ilmi, sekä karikesyöte että juuriston biomassassa ovat hiilensidonnasta kannalta tärkeitä tekijöitä. Intensiivinen rikkakasvien torjunta, jossa toimet kohdistuvat erityisesti maanpäällisen biomassan sekä juuriston poistoon heikentävät maaperän orgaanisen hiilen kertymistä. Toisaalta myös maan mekaaninen häirintä saattaa lisätä maan hapettumista ja mikrobitoimintaa, mikäli osaltaan nopeuttaa orgaanisen aineksen hajoamista ja hiilidioksidin vapautumista ilmakehään. Rikkakasvien torjunnassa saatetaan käyttää usein myös kemiallisia aineita. Tutkimukset osoittavat, että esimerkiksi herbisidit vähentävät maaperän mikrobibiomassaa ja mikrobien aktiivisuutta (Omidvar ym., 2023; kts. myös Suni ym., 2023). Herbisidien on todettu myös muuttavan hiilen ja fosforin kiertoa ja vähentävän hiilen mineralisaatioita tietyissä oloissa (Chávez-Ortiz ym., 2022). Hiilijalanjäljen kannalta on myös merkittävää, mitä rikkakasveille tehdään poiston jälkeen.

Vaikutusten arvioinnin yhteydessä on huomioitava, että rikkakasvien hallinnalla on myös hiilensidontaa lisääviä ja välillisiä, pitkän aikavälin vaikutuksia hiilensidontaan. Rikkakasvipaineen vähentäminen voi edistää varsinaisen kasvuston elinvoimaisuutta ja juuriston kehittymistä, mikä edistää hiilensidontaa. Ratkaisevaa onkin se, miten usein ja millä hoitotoimenpiteillä tehdään, kuinka laajalti ja millä intensiteetillä.

4.3 Nurmialueiden käytön vaikutukset

Nurmialueiden suhteellisen osuuden suuruus, kasvava käyttöpaine ja nurmikoiden luonteen muuttuminen toiminnallisempaan suuntaan asettavat uusia vaatimuksia nurmikoiden kulutuskestävyydelle. Tutkimuksissa on todettu, että nurmialuille kohdistuva käyttöpaine ja erityisesti tallautuminen lisää osaltaan kasvihuonekaasupäästöjä, joista merkittävimmät ovat metaani ja typpioksidi (Vizirskaya ym., 2013). Kasvihuonekaasujen lisäksi tallautuminen tiivistää nurmialueiden maaperää ja kuluttaa kasvillisuutta. Fysiologisesti maaperän tiivistyminen muuttaa maan irtotiheyttä ja huokoisuutta vaikuttaen toisaalta hiilen varastointiin, mutta myös maan mikrobiprosesseihin (Campbell ym., 2014; kts. myös Gough & Fritz, 2009).

Hiilidynamiikan kannalta on merkittävää, miten hyvin tiivistymisen vaikutuksia voidaan hoitokeinoin, kuten ilmastuksen avulla hallita. Esimerkiksi Braun & Bremer (2019) on tutkimuksessaan todennut, että nurmikon juuriston maata kuohkeuttavalla vaikutuksella ja maaperän rakennetta ylläpitävillä hoitokäytännöillä on voitu lieventää tiivistymisen vaikutuksia. Ilmastuksen positiivisia vaikutuksia maan kaasunvaihtoon ja mikrobitoimintaan ovat käsitelleet tutkimuksissaan mm. Li ym., (2011) ja Walker & Chapman (2024).

5 Tutkimusaukot ja tulevat tutkimussuunnat

Nurmikoiden hiilitasetutkimus on kehittynyt merkittävästi 2000-luvulla, kun kaupunkiekosysteemien merkitystä globaalissa hiilikiertokulussa on alettu ymmärtää yhä syvällisemmin. Tutkimus on keskittynyt kolmeen päätekijään: maaperän orgaanisen hiilen varastoitumiseen, kasvihuonekaasupäästöihin ja hoitotoimien vaikutuksiin (Qian & Follett, 2012). Viimeisen kahdenkymmenen vuoden aikana tutkimuksessa onkin siirrytty pelkästä hiilivarastojen mittaamisesta kohti monimutkaisempaa ymmärrystä siitä, miten hiili liikkuu ja miten eri käytänteet vaikuttavat näihin prosesseihin (Qian & Follett, 2002; kts. myös Bandaranayake ym., 2003).

5.1 Puutteet nykyisessä tutkimustiedossa

Tutkimuskaupunkivihreän ja erityisesti nurmikoiden hiilensidonnasta on vielä suhteellisen nuorta, ja erityisesti pohjoismaista tutkimustietoa aiheesta on vähän. Suurin osa tutkimuksista on tehty muilla menestymisvyöhykkeillä, mikä rajoittaa tulosten yleistettävyyttä. Kirjallisuuskatsauksen perusteella näyttää siltä, että pohjoismaiselta

tutkimuskentältä puuttuu tarkkaa tietoa kaupunkivihreän hiilensidontakyvystä (Ariluoma ym., 2023; kts. myös Guo ym., 2024 ja Karvinen ym., 2022).

Saatavilla oleva tieto kaupunkien maaperän ja kasvillisuuden hiilensidontakyvystä on ristiriitaista. Jotkut tutkimukset osoittavat, että hiilen varastointi kaupungeissa on suurempaa kuin maaseudulla, kun taas toiset tutkimukset kuvastavat hiilensidontapotentiaalin olevan huomattavasti rajallisempi (Guo ym., 2024; kts. myös Havu ym., 2022 ja Reyes ym., 2024). Tämä saattaa johtaa vääriin tulkintoihin kaupunkivihreän potentiaalista sitoa hiiltä ja toisaalta kaupunkivihreän merkityksestä kokonaishiilensidonnan kannalta globaalissa sekä kansallisessa kontekstissa.

Nurmikon perustaminen ja hoito ovat myös osa hiilensidontatutkimuksen kenttää, mutta monilla osa-alueilla on vielä runsaasti avoimia kysymyksiä. Lyhyen aikavälin tarkasteluissa korostuvat nurmikon perustamisvaiheen maaperähäiriöt ja niistä aiheutuvat päästöt, kun taas pitkäaikaisissa seurannoissa painottuu hiilivarastojen potentiaalinen vakiintuminen. Pitkittäistutkimuksia nurmikoiden pitkäaikaisesta hiilensidontapotentiaalista ja vakaudesta tarvitaan kuitenkin lisää, samoin kuin tietoa nurmikoiden ikääntymisen vaikutuksesta hiilidynamiikkaan (Carley ym., 2011). Lisäksi tutkimuksissa on havaittu tiedon puutetta muun muassa hiilen talteenoton nopeudesta, sitoutumisesta eri syvyyksiin sekä maaperän tiivistymisen vaikutuksesta hiilensidontaan (Campbell ym., 2014; kts. myös Ward ym., 2016 ja Dubeux ym., 2024). Myös leikkaustaaajuuden vaikutukset juurten biomassaan ja hiilen varastointiin erityisesti maan syvemmissä kerroksissa ovat edelleen epävarmat (Poeplau ym., 2016).

Tutkimustietoa hoitonurmikoilla käytettävistä maanparannusaineista ja niihin liittyvistä hiilipäästöistä on edelleen suhteellisen vähän, ja erityisesti hiilen pitkän aikavälin stabiilisuus muokatussa maaperässä vaatiikin vielä lisätutkimuksia (Silvenius ym., 2016; kts. myös Gui ym., 2025). Myös tietoa eroista synteettisten ja orgaanisten lannoitteiden vaikutuksista hiilensidontaan hoitonurmikoilla on verrattain vähän. Myöskään tallettamisen ja kasvavan käyttöpaineen vaikutuksista erityisesti hoitonurmikoilla ei tutkimuskentällä juurikaan ole.

Suosittelujen perustamis- ja hoitokäytäntöjen toteutettavuudesta ja käyttöönoton esteistä on myös suhteellisen vähän sosioekonomista tutkimusta, ja vain harvat tutkimukset sisältävät kattavia poliittiseen päätöksentekoon tai sidosryhmien asenteisiin liittyviä näkökulmia (Gillman ym., 2023). Hiilensidonnan ja muiden ekosysteemipalvelujen tai maankäytön painopisteiden välisiä kompromisseja ei ole juurikaan tutkittu, jonka vuoksi käytännön

ohjeistusten muodostaminen voi olla vaikeaa. Tämä rajoittaa päätöksentekijöiden kykyä kehittää kattavia hiilibudjetteja ja tehokkaita hoitostrategioita, mikä saattaa heikentää nurmikoiden roolia kaupunkien hiilinieluinä (Kurunuma ym., 2023; kts. myös Walker & Chapman, 2024).

5.2 Kehitystarpeet menetelmissä ja seurannassa

Kirjallisuuskatsauksen perusteella hoitonurmikoiden perustamis- ja hoitokäytäntöjen vaikutus hiilitaseeseen on monisyinen ja osin ristiriitainen tutkimuskohde, joka johtuu mm. tutkimusasetelmien ja -menetelmien vaihtelusta eri tutkimusten välillä, laskentaperusteiden vaihtelusta sekä maantieteellisestä hajonnasta. Yksi keskeinen epävarmuustekijä liittyy myös kasvualustoissa käytettäviin lisäaineisiin, erityisesti turpeeseen ja kompostiin, joiden erilainen käyttö eri tutkimuksissa vaikeuttaa tutkimustulosten luotettavaa arviointia ja vertailtavuutta.

Tutkimusten vertailua hankaloittavat lisäksi näytteenottosyvyyksien vaihtelu ja epäjohdonmukainen raportointi (Tautges ym., 2019). Suuri osa tutkimuksista keskittyy pintamaahan (0–15 tai 0–30 cm), vaikka syvemmät kerrokset saattavat sisältää huomattavia hiilivarastoja (Ward ym., 2016; kts. myös Dubeux ym., 2024). Ymmärrys maaperän tiivistymisen vaikutuksista rakenteeseen ja mikrobiprosesseihin on myös edelleen rajallinen, ja empiiristä tietoa tiivistymisen vaikutuksista maaperän eri kerrosten hiiliensidontapotentiaaliin on saatavilla niukasti (Campbell ym., 2014; kts. myös Gough & Fritz, 2009).

Tulosten hajanaisuutta lisäävät elinkaariarviointien erilaiset rajaukset ja se, sisällytetäänkö vai poissuljetaanko tiettyjä päästöjä. Erityisesti hoitomenetelmien nettohiilitaselaskenta näyttäytyy ongelmallisena, koska yhteistä käsitystä laskentaan sisällytettävistä päästöistä ei ole. Epäselvyyksiä syntyy myös siitä, miten hoitonurmikot ja niiden käyttötarkoitukset määritellään eri konteksteissa, ja miten ne ovat vertailtavissa keskenään. Lisäksi nurmilajien ja maaperäolosuhteiden vaihtelu, kasvualustojen koostumus, ilmastotekijät sekä se, painottuuko hiilen arviointi maanpäällisiin vai maanalaisiin varastoihin, vaikuttavat ratkaisevasti hiilitaseen suuruusluokkaan ja suuntaan.

6 Päätelmät

Yhteenvetona voidaan todeta, että kaupunkivihreän hiilensidontaa koskeva tutkimus on vielä vahvassa kehitysvaiheessa. Tutkimuskentällä on paljon avoimia kysymyksiä hiilensidonnan määrällisestä ja laadullisesta arvioinnista eri kaupunkiympäristöissä, mikä korostaa tarvetta lisätä pitkäaikaista, paikallista ja monitieteistä tutkimusta alueen kehittämiseksi ilmastonmuutoksen hillinnässä ja sopeutumisessa.

On myös todettava, että hoitonurmikoiden ilmastovaikutusten arviointi on vahvasti riippuvainen metodologisista ratkaisuista ja kontekstista. Vertailukelpoisten tulosten saavuttaminen edellyttää tutkimusmenetelmien harmonisointia, pitkäaikaisia seurantajaksoja sekä kokonaisvaltaista lähestymistapaa, jossa huomioidaan sekä suorat että epäsuorat vaikutukset.

Tutkimuskentälle tarvitaan myös kattavampia elinkaarianalyyskejä, jotta hoitonurmikoiden vaikutusta ilmastovaikutusten hillintään voidaan täysin arvioida. Kaiken kaikkiaan kirjallisuudessa kuitenkin korostuu, että hoitonurmikoilla on potentiaalia toimia hiilinieluina erityisesti silloin, kun ne perustetaan hiiliviisaasti ja niiden hoidossa tähdätään päästöjen minimointiin, joka vaatii tarkoin ajoitettuja ja mitoitettuja kunnossapitotoimia.

Lähteet

- Ariluoma, M., Leppänen, P.-K., Tahvonen, O., Hautamäki, R., & Ryymin, A. (2023). A framework for a carbon-based urban vegetation typology: A thematic review. *Environmental Development*, 47 (100899). <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2023.100899>
- Ashinze, U.K., Blessing A.E., Aniekan A.U., Preye W.B., & Andrew I.D. (2024). Urban green infrastructure and its role in sustainable cities: A comprehensive review. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 21(2), 928–936. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2024.21.2.0519>
- Bai, Y., & Cotrufo, M. F. (2022). Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. *Science*, 377 (6606), 603–608. <https://doi.org/10.1126/science.abo2380>
- Bandaranayake, W., Qian, Y., Parton, W. J., Ojima, D. S., & Follett, R. F. (2003). Estimation of soil organic carbon changes in turfgrass systems using the century model. *Agronomy Journal*, 95 (3), 558–563. <https://doi.org/10.2134/AGRONJ2003.5580>
- Beard, J. B., & Green, R. L. (1994). The role of turfgrasses in environmental protection and their benefits to humans. *Journal of Environmental Quality*, 23, 452–460. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300030007x>
- Bedoić, R., Čuček, L., Ćosić, B., Krajnc, D., Smoljanić, G., Kravanja, Z., Ljubas, D., Pukšec, T., & Duić, N. (2019). Green biomass to biogas – A study on anaerobic digestion of residue grass. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.224>
- Biella, P., Borghesan, S., Colombo, B., Galimberti, A., Guzzetti, L., Maggioni, D., Pioltelli, E., Ramazzotti, F., Ranalli, R., Tommasi, N., & Labra, M. (2024). Lawn management promoting tall herbs, flowering species and urban park attributes enhance insect biodiversity in urban green areas. *Urban Forestry & Urban Greening*. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128650>
- Blanco-Canqui, H., & Lal, R. (2010). Mechanisms of Carbon Sequestration in Soil Aggregates. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 23(6), 481–504. <https://doi.org/10.1080/07352680490886842>
- Bock, H., Morse, O., Rossi, F., Groffman, P., Sparks, J., & Wickings, K. (2025). Lawn management intensity leads to contrasting effects on belowground ecology and turfgrass aesthetic. *Urban Forestry & Urban Greening*. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128628>
- Bongiorno, G., Bünemann, E., Oguejiofor, C., Meier, J., Gort, G., Comans, R., Mäder, P., Brussaard, L., & De Goede, R. (2019). Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across *pedoclimatic conditions in Europe*. *Ecological Indicators*, 99, 38–50. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2018.12.008>
- Braman, S. K., Latimer, J. G., Oetting, R. D., McQueen, R. D., Eckberg, T. B. & Prinster, M. (2000). *Management strategy, shade, and landscape composition effects on urban landscape plant quality and arthropod abundance*. *Journal of Economic Entomology*, 93(5), 1464-1472. <https://doi.org/10.1603/0022-0493-93.5.1464>

- Braun, R. C., Mandal, P., Nwachukwu, E., & Stanton, A. (2024). The role of turfgrasses in environmental protection and their benefits to humans: Thirty years later. *Crop Science*, 64. <https://doi.org/10.1002/csc2.21383>
- Byers, A., Condrón, L. M., Wakelin, S. A., & Black, A. (2024). Land use intensity is a major driver of soil microbial and carbon cycling across an agricultural landscape. *Soil Biology & Biochemistry*, 196, 109508. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109508>
- Byrne, L. B., & Grewal, P. (2008). Introduction to ecological landscaping: a holistic description and framework to guide the study and management of urban landscape parcels. *Cities and the Environment*, 1(2). <https://doi.org/10.15365/cate.1232008>
- Campbell, C.D., Seiler, J.R., Wiseman, P.E., Strahm, B.D., & Munsell, J.F. (2014). *Soil carbon dynamics in residential lawns converted from appalachian mixed oak stands*. *Forests*, 5 (3), 425–438. <https://doi.org/10.3390/F5030425>
- Carley, D.S., Goodman, D., Sermons, S.M., Shi, W., Bowman, D.C., Miller, G.L., & Rufty, T.W. (2011). Soil organic matter accumulation in creeping bentgrass greens: A chronosequence with implications for management and carbon sequestration. *Agronomy Journal*, 103 (3), 604–610. <https://doi.org/10.2134/AGRONJ2010.0335>
- Chávez-Ortiz, P., Tapia-Torres, Y., Larsen, J., & García-Oliva, F. (2022). Glyphosate-based herbicides alter soil carbon and phosphorus dynamics and microbial activity. *Applied Soil Ecology* 169 (104256). <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104256>
- Chiumenti, A., Pezzuolo, A., Boscaro, D., & Borso, F. (2019). Exploitation of Mowed Grass from Green Areas by Means of Anaerobic Digestion: Effects of Grass Conservation Methods (Drying and Ensiling) on Biogas and Biomethane Yield. *Energies*. <https://doi.org/10.3390/en12173244>
- Chollet, S., Brabant, C., Tessier, S., & Jung, V. (2018). From urban lawns to urban meadows: Reduction of mowing frequency increases plant taxonomic, functional and phylogenetic diversity. *Landscape and Urban Planning*. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.009>
- Christians, N. E., Patton, A. J., & Law, Q. D. (2017). *Fundamentals of turfgrass management* (5. painos). John Wiley & Sons.
- Clay, G., & Worrall, F. (2013). The response of CO₂ fluxes from a peat soil to variation in simulated sheep trampling. *Geoderma*, 197, 59–66. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.12.008>
- Conant, R.T., Cerri, C.E.P., Osborne, B.B., & Paustian, K. (2017). Grassland management impacts on soil carbon stocks: A new synthesis. *Ecological Applications*, 27(2), 662–668. <https://doi.org/10.1002/EAP.1473>
- Conant, R. T., Paustian, K., & Elliott, E. T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11(2), 343–355. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0343:GMACIG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0343:GMACIG]2.0.CO;2)
- Delgado-Baquerizo, M., Reich, P., Trivedi, C., Eldridge, D., Abades, S., Alfaro, F., Bastida, F., Berhe, A., Cutler, N., Gallardo, A., García-Velázquez, L., Hart, S., Hayes, P., He, J., Hseu, Z., Hu, H., Kirchmair, M., Neuhauser, S., Pérez, C., Reed, S., Santos, F., Sullivan, B., Trivedi, P., Wang, J., Weber-Grullon, L., Williams, M., & Singh, B. (2020). Multiple elements of soil biodiversity drive

ecosystem functions across biomes. *Nature Ecology & Evolution*, 4, 210 - 220.
<https://doi.org/10.1038/s41559-019-1084-y>

DeVries, T. (2022) The Ocean Carbon Cycle. *Annual Review of Environment and Resources*, 47.
<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-120920-111307>

Dubeux, J.C.B., Lira, M.A., Simili, F.F., Bretas, I.L., Trumpp, K. R., Bizzuti, B.E., Garcia, L., Oduor, K.T., Queiroz, L.M.D., Acuña, J.J., & Mendes, C.T. (2024). Deep soil organic carbon: A review. *CABI Reviews*. <https://doi.org/10.1079/cabireviews.2024.0024>

Duller, S. J., Macduff, J. H., Allen, D. K., & Mathews, R. (2013). Variation in Traits Associated with Carbon Sequestration for a Range of Common Amenity Grass Species [konferenssijulkaisu].
https://doi.org/10.1007/978-94-007-4555-1_30

Eswaran, H., Van Den Berg, E., & Reich, P. (1993). Organic Carbon in Soils of the World. *Soil Science Society of America Journal*, 57, 192–194.
<https://doi.org/10.2136/SSSAJ1993.03615995005700010034X>

Euroopan komissio. (16.4.2002). *Komission tiedonanto neuvostolle, Euroopan parlamentille, talous- ja sosiaalikomitealle ja alueiden komitealle – Kohti maaperänsuojelun teemakohtaista strategiaa*.
<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/PDF/?uri=CELEX:52002DC0179&from=EN>

Falkowski, P., Scholes, R. J., Boyle, E., Canadell, J., Canfield, D., Elser, J., Gruber, N., Hibbard, K., Högberg, P. (2000). The Global Carbon Cycle: A Test of Our Knowledge of Earth as a System. *Science*, 290(5490), 291–296. <https://doi.org/10.1126/science.290.5490.291>

Francoeur, X., Dagenais, D., Paquette, A., Dupras, J., & Messier, C. (2021). Complexifying the urban lawn improves heat mitigation and arthropod biodiversity. *Urban Forestry & Urban Greening*, 60, 127007. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127007>

Feng, L., Wang, J., Liu, B., Hu, F., Hong, X., & Wang, W. (2024). Does Urban Green Space Pattern Affect Green Space Noise Reduction? *Forests*. <https://doi.org/10.3390/f15101719>

Gaffey, J., Rajuaria, G., McMahon, H., Ravindran, R., Dominguez, C., Jensen, M., Souza, M., Meers, E., Aragonés, M., Skunca, D., & Sanders, J. (2023). Green Biorefinery systems for the production of climate-smart sustainable products from grasses, legumes and green crop residues. *Biotechnology advances*, 108168. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2023.108168>

Gillman, L. N., Bollard, B., & Leuzinger, S. (2023). Calling time on the imperial lawn and the imperative for greenhouse gas mitigation. *Global sustainability*, 6, <https://doi.org/10.1017/sus.2023.1>

Gough, C. M., & Fritz, E. A. (2009). Management and social indicators of soil carbon storage in a residential ecosystem, midlothian, va. *Virginia journal of science*, 60 (4).
<https://doi.org/10.25778/NMD5-XX86>

Grégoire, G., Benjannet, R., & Desjardins, Y. (2022). Contribution of grass clippings to turfgrass fertilization and soil water content under four nitrogen levels. *The Science of the total environment*, 155765. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4034522>

- Gui, X., Xu, X., Zhang, Z., Hu, L., Huang, W., Zhao, L., & Cao, X. (2025). Biochar-amended soil can further sorb atmospheric co2 for more carbon sequestration. *Communications earth & environment*, 6 (1). <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01985-5>
- Guo, Z., Wang, Y., Wan, Z., Zuo, Y., He, L., Li, D., Yuan, F., Wang, N., Liu, J., Song, Y., Song, C., & Xu, X. (2020). Soil dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: Global budget, spatial distribution and controls. *Global Ecology and Biogeography*, 29, 2159–2175. <https://doi.org/10.1111/geb.13186>
- Hao, Z., Li, P., Le, Q., He, J., & J. (2024). Litter and Root Removal Modulates Soil Organic Carbon and Labile Carbon Dynamics in Larch Plantation Ecosystems. *Forests*. <https://doi.org/10.3390/f15111958>.
- Havu, M., Kulmala, L., Kolari, P., Vesala, T., Riikonen, A., & Järvi, L. (2022). Carbon sequestration potential of street tree plantings in Helsinki. *Biogeosciences*, 19, 2121–2143. <https://doi.org/10.5194/bg-19-2121-2022>
- He, Y., Kou, W., Chen, Y., Lai, H., & Zhao, K. (2024). Returning cropland to grassland as a potential method for increasing carbon storage in dry-hot valley areas. *Sustainability*, <https://doi.org/10.3390/su16104150>
- Heinonsalo, J. (toim.) (2020). *Hiiliopas – Katsaus maaperän hiileen ja hiiliviljelyn perusteisiin* (1. painos). Kaarina: Paino-Kaarina. Baltic Sea Action Group. Saatavilla: <https://www.bsag.fi/wp-content/uploads/2020/01/BSAG-hiiliopas-1.-painos-2020.pdf>
- Heinrich, T., Park, H., Orozco, R., Ding, Z., Lopez, V., Losada, M., Steinbeis, L., & Hoffmann, T. (2023). Biochar production from late-harvest grass – Challenges and potential for farm-scale implementation. *Sustainable Production and Consumption*. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2023.02.019>.
- Hellener, A., & Vilkénas, J. (2014). In search for sustainable alternatives to lawns—connecting research with landscape design. *Master's Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala*.
- Heller, R., Brandhorst, C., Hülsemann, B., Lemmer, A., & Oechsner, H. (2023). Comparison of Different Mechanical Pretreatment Methods for the Anaerobic Digestion of Landscape Management Grass. *Energies*. <https://doi.org/10.3390/en16248091>
- Hostetler, M. E. (2003). *A Bird's-Eye View: How Birds Select Habitat*. Department of Wildlife Ecology and Conservation, University of Florida. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3732.5205>
- Huang, X., Ibrahim, M. M., Luo, Y., Jiang, L., Chen, J., & Hou, E. (2024). Land use change alters soil organic carbon: Constrained global patterns and predictors. *Earth's Future*, <https://doi.org/10.1029/2023ef004254>
- Huang, Y., Song, X., Wang, Y., Canadell, J., Luo, Y., Ciais, P., Chen, A., Hong, S., Wang, Y., Tao, F., Li, W., Xu, Y., Mirzaeitalarposhti, R., Elbasiouny, H., Savin, I., Shchepashchenko, D., Rossel, R., Goll, D., Chang, J., Houlton, B., Wu, H., Yang, F., Feng, X., Chen, Y., Liu, Y., Niu, S., & Zhang, G. (2024). Size, distribution, and vulnerability of the global soil inorganic carbon. *Science*, 384, 233 - 239. <https://doi.org/10.1126/science.adi7918>.

- Huang, X., Xiao, J., & Ma, M. (2019). Evaluating the performance of satellite-derived vegetation indices for estimating gross primary productivity using FLUXNET observations across the globe. *Remote Sensing*, 11(4), 431. <https://doi.org/10.3390/rs11040431>
- Huh, K. Y., Deurer, M., Sivakumaran, S., McAuliffe, K., & Bolan, N. (2008). Carbon sequestration in urban landscapes: The example of a turfgrass system in new zealand. *Soil Research*, 46 (7), 610–616. <https://doi.org/10.1071/SR07212>
- Huhtalo, V. (2019) Tapettinurmikko: vaihtoehtoisen nurmikon vertailu kotimaisten ohjeistusten käytäntöihin [opinnäytetyö, Hämeen ammattikorkeakoulu]. <https://urn.fi/URN:NBN:fi:amk-2019052211253>
- Ignatieva, M., Eriksson, F., Eriksson, T., Berg, P., & Hedblom, M. (2017). The lawn as a social and cultural phenomenon in Sweden. *Urban Forestry & Urban Greening*, 21, 213–223. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.12.006>
- Ignatieva, M., Haase, D., Dushkova, D., & Haase, A. (2020). Lawns in Cities: From a Globalised Urban Green Space Phenomenon to Sustainable Nature-Based Solutions. *Land*. <https://doi.org/10.3390/land9030073>.
- Ignatieva, M., Nielsen, S. & Martin, D.J. Recognising lawns as a part of “designed nature”. Pioneering study of lawn’s plant biodiversity in Australian context. *Urban Ecosyst* 28, 137 (2025). <https://doi.org/10.1007/s11252-025-01745-z>
- Ignatieva, M., Wissman, K.A.R., Eriksson, T., Tidåker, P., Hedblom, M., Kätterer, T., Marstorp, H., Berg, P., Eriksson, T., Bengtsson, J. (2015) Lawn as a cultural and ecological phenomenon: A conceptual framework for transdisciplinary research. *Urban For. Urban Green*, 14, 383–387. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.003>
- Itkonen, E., & Kulonen, U.-M. (toim.). (1992). *Suomen kielen etymologinen sanakirja*. Helsinki: SKS.
- Jastrow, J., Amonette, J., & Bailey, V. (2007). Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. *Climatic Change*, 80, 5–23. <https://doi.org/10.1007/S10584-006-9178-3>
- Jiang, S., Zhao, L., Liang, C., Cui, N., Gong, D., Wang, Y. & Zou, Q. (2021). Comparison of satellite-based models for estimating gross primary productivity in agroecosystems. *Agricultural and Forest Meteorology*, 308–309, 108540. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108540>
- Järvi, L., Kulmala, L., Lee, H. S., Ariluoma, M., Havu, M., & Hautamäki, R. (2024). *Hiedanrannan hiilinielut ja hiilinielujen lisäämisen keinot* (CO-CARBON-raportti). CO-CARBON. https://cocarbon.fi/wp-content/uploads/2024/05/Hiedanranta_raportti_final-draft.pdf
- Karvinen, E., Backman, L., Järvi, L., and Kulmala, L.: Soil respiration across a variety of tree-covered urban green spaces in Helsinki, Finland, *SOIL*, 10, 381-406, <https://doi.org/10.5194/soil-10-381-2024>, 2024.
- Kauppapuutarhaliitto (2024) *Kasvuturve on tärkeä materiaali kasvualustoissa*. Haettu 22.8.2025 osoitteesta <https://kauppapuutarhaliitto.fi/kasvuturve-on-tarkea-materiaali-kasvualustoissa/>

- Kekkilä. (n.d.) *Asiantuntija vastaa: Nurmikon siemenseokset ja sopivan seoksen valinta*. Haettu 18.8.2025 osoitteesta <https://www.kekkila.fi/viherrakentaminen/artikkeli/asiantuntija-vastaa-nurmikon-siemenseokset-ja-sopivan-seoksen-valinta/>
- Khalil, M. I., Francaviglia, R., Henry, B., Klumpp, K., Koncz, P., Llorente, M., Madari, B. E., Muñoz-Rojas, M., & Nерger, R. (2019). Strategic management of grazing grassland systems to maintain and increase organic carbon in soils. <https://doi.org/10.5772/INTECHOPEN.84341>
- Kielitoimiston sanakirja. (2025). Kotimaisten kielten keskus. <https://www.kielitoimistonsanakirja.fi/>
- Klingberg, J., Broberg, M., Strandberg, B., Thorsson, P., & Pleijel, H. (2017). Influence of urban vegetation on air pollution and noise exposure - A case study in Gothenburg, Sweden. *The Science of the total environment*, 599–600, 1728–1739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.051>
- Klöffel, T., Barron, J., Nemes, A., Giménez, D., & Jarvis, N. (2023). Soil, climate, time and site factors as drivers of soil structure evolution in agricultural soils from a temperate-boreal region. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4524903>
- Kniivilä, M., Arovuori, K., Auvinen, A.–P., Vihervaara, P., Haltia, E., Saastamoinen, O. & Sievänen, T. (2013). *Miten mitata ekosysteemipalveluita: olemassa olevat indikaattorit ja niiden kehittäminen Suomessa*. PTT Työpapereita 150. Helsinki: Pellervon taloustutkimus. <https://www.ptt.fi/wp-content/uploads/media/liitteet/tp150.pdf>
- Kuka, K., & Joschko, M. (2024). Grassland management intensity determines root development, soil structure, and their interrelationship: Results of a regional study of leptosols in the swabian alps. *Grassland Research*. <https://doi.org/10.1002/glr2.12077>
- Kuronuma, T., Masuda, S., Mito, T., & Watanabe, H. (2023). Inclusive greenhouse gas budget assessment in turfs: From turf production to disposal of grass clippings. *Journal of Environmental Management*, 346, 118919–118919. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118919>
- Künnemann, Tom & Cannavo, Patrice & Guérin, Vincent & Guénon, René. (2022). Soil CO₂, CH₄ and N₂O fluxes in urban forests, treed and open lawns in Angers, France. 10.21203/rs.3.rs-2300500/v1.
- Lal, R., Monger, C., Nave, L., & Smith, P. (2021). The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 376. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>.
- Law, Q. D. (2014). *Defining management strategies to maximize net soil carbon and nitrogen retention in turfgrass systems*. [väitöskirja, Purdue University] https://docs.lib.purdue.edu/open_access_theses/341/
- Li, X., López-Vicente, M., Lucas-Borja, M., Wilcox, B., & Wu, G. (2025). Grass Clippings Mulching Improves Infiltrability of Low-Permeability Dryland Soils. *Air, Soil and Water Research*. <https://doi.org/10.1177/11786221251341609>.
- Liang, C., & Zhu, X. (2021). The soil Microbial Carbon Pump as a new concept for terrestrial carbon sequestration. *Science China Earth Sciences*, 64, 545 - 558. <https://doi.org/10.1007/s11430-020-9705-9>.

- Lisec, U., Povše, M. P., Gselman, A., & Kramberger, B. (2024). Sustainable grassland-management systems and their effects on the physicochemical properties of soil. *Plants*. <https://doi.org/10.3390/plants13060838>.
- Lugato, E., Bampa, F., Panagos, P., Montanarella, L., & Jones, A. (2014). Potential carbon sequestration of European arable soils estimated by modelling a comprehensive set of management practices. *Global Change Biology*, 20(11), 3557–3567. <https://doi.org/10.1111/gcb.12551>
- Luonnonvarakeskus. (20.6.2023). *Suomen yli kahden miljoonan hehtaarin peltoalasta lähes puolet on viljaa – kolmannes rehunurmia*. <https://www.luke.fi/fi/uutiset/suomen-yli-kahden-miljoonan-hehtaarin-peltoalasta-lahes-puolet-on-viljaa-kolmannes-rehunurmia>
- Măcicășan, V., Ocraian, A., Bălc, R., Dicu, T., Bodmer, M., & Roba, C. (2024). How can land use management in traditional cultural landscapes become a policy instrument for soil organic carbon sequestration and climate change mitigation? A transylvanian case study. *Applied Sciences*, 14 (21), 9851-9851. <https://doi.org/10.3390/app14219851>
- Milesi, C., Running, S.W., Elvidge, C.D. ym. Mapping and Modeling the Biogeochemical Cycling of Turf Grasses in the United States. *Environmental Management* 36, 426–438 (2005). <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0316-2>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2025). *History of the Millennium Assessment*. <https://www.millenniumassessment.org/en/History.html>
- Monteiro, J. (2017). Ecosystem services from turfgrass landscapes. *Urban Forestry & Urban Greening*, 26, 151–157. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.04.001>
- Movassagh, A., Betancur-Corredor, B., & Hamer, M. (2024). Promoting carbon storage and health in urban soils through sustainable management practices [konferenssin abstrakti]. *European Geosciences Union General Assembly 2024*. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-13244>
- Neff, J., & Asner, G. (2001). Dissolved Organic Carbon in Terrestrial Ecosystems: Synthesis and a Model. *Ecosystems*, 4, 29–48. <https://doi.org/10.1007/s100210000058>
- Niilo-Rämä, E. (2022). *Kukkanurmikko: kukkivat lajit nurmikon monimuotoisuuden tukena* [opinnäytetyö, Hämeen ammattikorkeakoulu]. <https://urn.fi/URN:NBN:fi:amk-202203223817>
- Norton, B. A., Thomson, L. J., Williams, N. S. G. & McDonnell, M. J. (2013). *The effect of urban ground covers on arthropods: An experiment*. *Urban Ecosystems*, 17, 77–99. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0297-0>
- Olascoaga, B., Oldén, A., Karhu, K., Duploux, A., Halme, P., Vainio, A., & Clayton, S. (2025). A socio-ecological study on a citizen-based initiative to transform urban lawns into meadows within the Helsinki metropolitan area [konferenssin abstrakti]. *ARPHA Conference Abstracts*. <https://doi.org/10.3897/aca.8.e155791>
- Omidvar, N., Ogbourne, S., Xu, Z., Burton, J., Ford, R., Salehin, B., Tahmasbian, I., Michael, R., Wilson, R., & Bai, S. (2023). Effects of herbicides and mulch on the soil carbon, nitrogen, and microbial composition of two revegetated riparian zones over 3 years. *Journal of Soils and Sediments*, 23, 2766–2782. <https://doi.org/10.1007/s11368-023-03530-x>

- Opetushallitus. (2025). *Ekosysteemipalvelut*. Noudettu 1.9.2025 osoitteesta <https://www.oph.fi/fi/oppimateriaali/luovasti-luonnonvaroista/suomen-luonnonvarat/ekosysteemipalvelut>
- Panchal, P., Preece, C., Peñuelas, J., & Giri, J. (2022). Soil carbon sequestration by root exudates. *Trends in plant science*, 27(8), 749–757. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2022.04.009>
- Patterson, T., Massanet-Nicolau, J., Jones, R., Boldrin, A., Valentino, F., Dinsdale, R., & Guwy, A. (2020). Utilizing grass for the biological production of polyhydroxyalkanoates (PHAs) via green biorefining: Material and energy flows. *Journal of Industrial Ecology*, 25(3), 802–815. <https://doi.org/10.1111/jiec.13071>
- Phillips, C., Wang, R., Mattox, C., Trammell, T., Young, J., & Kowalewski, A. (2022). High Soil Carbon Sequestration Rates Persist Several Decades in Turfgrass Systems: A Meta-Analysis. *The Science of the total environment*, 858(3), 159974. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159974>
- Poeplau, C., & Don, A. (2013). Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma*, 192, 189–201. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.003>
- Poeplau, C., Marstorp, H., Thored, K., & Kätterer, T. (2016). Effect of grassland cutting frequency on soil carbon storage – a case study on public lawns in three Swedish cities. *SOIL*, 2(2), 175–184. <https://doi.org/10.5194/SOIL-2-175-2016>
- Prakash, T., & Shimrah, T. (2023). A review on soil carbon sequestration in different land use and land cover. *Ecology, Environment and Conservation*, 29, 332–340. <https://doi.org/10.53550/eec.2023.v29i03s.060>
- Proske, A., Lokatis, S., & Rolff, J. (2022). Impact of Mowing Frequency on Arthropod Abundance and Diversity in Urban Habitats. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4020801>
- Pylkkänen, R. (2007). *Sata vuotta suomalaista puutarhaa*. WSOY.
- Qian, Y., & Follett, R. (2012) Carbon Dynamics and Sequestration in Urban Turfgrass Ecosystems. *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*, 161–172. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2366-5_8
- Qiao, H., Wu, L., Li, C., Yuan, T., & Gao, J. (2024). Microbial perspective on restoration of degraded urban soil using ornamental plants. *Journal of environmental management*, 359, 120920. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120920>
- Raciti, S.M., Groffman, P.M. & Jenkins, J.C. (2011) Accumulation of Carbon and Nitrogen in Residential Soils with Different Land-Use Histories. *Ecosystems* 14, 287–297. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9409-3>
- Rakennustietosäätiö RTS. (2025). *InfraRYL 1/2025. Infrarakentamisen yleiset laatuvaatimukset*. Rakennustieto Oy.
- Reetika, Singh, G., Ishika, Shubham, & Kaushal, S. (2024). Soil management strategies for increasing carbon sequestration: A review. *International Journal of Research in Agronomy*, 7(4), G. <https://doi.org/10.33545/2618060x.2024.v7.i4g.596>

- Reid, W., Mooney, H., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S., & Chopra, K. (2005). *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: synthesis*. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- Reis, A., Biondi, D., & De Oliveira, J. (2022). The role of urban green areas in noise pollution attenuation. *DYNA*. <https://doi.org/10.15446/dyna.v89n220.95822>
- Rui, Y., Jackson, R. D., Cotrufo, M. F., Sanford, G. R., Spiesman, B. J., Deiss, L., Culman, S. W., Liang, C., & Ruark, M. D. (2022). Persistent soil carbon enhanced in mollisols by well-managed grasslands but not annual grain or dairy forage cropping systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119(7). <https://doi.org/10.1073/pnas.2118931119>
- Rumpel, C., Creme, A., Ngo, P., Velasquez, G., Mora, M. D. L. L., & Chabbi, A. (2015). The impact of grassland management on biogeochemical cycles involving carbon, nitrogen and phosphorus. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 15(2), 353–371. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162015005000034>
- Samara, T., & Tsitsoni, T. (2011). The effects of vegetation on reducing traffic noise from a city ring road. *Noise Control Engineering Journal*, 59, 68–74. <https://doi.org/10.3397/1.3528970>
- Sanastokeskus ry. (n.d.). *Ruohovartinen* [Termitietue]. TEPA-termipankki. <https://termipankki.fi/tepa/fi/haku/ruohovartinen>
- Schipper, L. A., & Sparling, G. P. (2011). Accumulation of soil organic C and change in C:N ratio after establishment of pastures on reverted scrubland in New Zealand. 104, 49–58. <https://doi.org/10.1007/S10533-009-9367-Z>
- Selhorst, A. L., & Lal, R. (2012). Effects of Climate and Soil Properties on U.S. Home Lawn Soil Organic Carbon Concentration and Pool. *Environmental Management*, 50, 1177–1192. <https://doi.org/10.1007/S00267-012-9956-9>
- Selhorst A, & Lal R. (2013). Net Carbon Sequestration Potential and Emissions in Home Lawn Turfgrasses of the United States. *Environmental Management*, 51, 198–208. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9967-6>
- Sha, Z., Bai, Y., Li, R., Lan, H., Zhang, X., Li, J., Liu, X., Chang, S., & Xie, Y. (2022). The global carbon sink potential of terrestrial vegetation can be increased substantially by optimal land management. *Communications Earth & Environment*, 3(8). <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00333-1>
- Sharma, S., Jain, P., & Soloman, P. (2023). Carbon Storage Potential of Soil in Diverse Terrestrial Ecosystems. *Nature Environment and Pollution Technology*, 22(4), 1809–1819. <https://doi.org/10.46488/nept.2023.v22i04.009>
- Shchepeleva, A. S., Vasenev, V., Mazirov, I., Vasenev, I. I., Prokhorov, I. S., & Gosse, D. D. (2017). Changes of soil organic carbon stocks and CO₂ emissions at the early stages of urban turf grasses' development. *Urban Ecosystems*, 20, 309–321. <https://doi.org/10.1007/S11252-016-0594-5>

- Siemenkauppiaitten yhdistys ry. (n.d.) *Nurmikkosiementen käyttöluokitus*.
<https://bin.yhdistysavain.fi/1602150/sPDu3l6RnU7yzpp8uVRa0bp20c/Nurmikkosiemenen%20k%C3%A4ytt%C3%B6luokitus%202025.pdf>
- Silvenius, F., Niemeläinen, O., & Kurppa, S. (2016). LCA case study on lawn establishment and maintenance with various peat and compost contents in substrates. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (3), 459–464. <https://doi.org/10.1002/IEAM.1789>
- Smith, M., Cavagnaro, T., Christmas, M., Pound, L., & Facelli, J. M. (2020). Site preparation impacts on soil biotic and abiotic properties, weed control, and native grass establishment. *Restoration Ecology*, 29(1), e13297. <https://doi.org/10.1111/rec.13297>
- Suni, A.M., Fuchs, B., Nissinen, R., Helander, M., Puigbò, P., Saikkonen, K., Muola, A. (2023) Glyphosate-based herbicide use affects individual microbial taxa in strawberry endosphere but not the microbial community composition, *Journal of Applied Microbiology*, 134(2), lxad006. <https://doi.org/10.1093/jambio/lxad006>
- Suomen ympäristökeskus. (n.d.) Ekosysteemipalveluiden turvaaminen on tärkeää ilmastonmuutoksen edetessä. *Ilmasto-opas.fi*. <https://www.ilmasto-opas.fi/artikkelit/ekosysteemipalveluiden-turvaaminen-on-tarkeaa-ilmastonmuutoksen-edetessa>
- Tautges, N. E., Chiartas, J. L., Gaudin, A. C. M., O'Geen, A. T., Herrera, I., & Scow, K. M. (2019). Deep soil inventories reveal that impacts of cover crops and compost on soil carbon sequestration differ in surface and subsurface soils. *Global Change Biology*, 25(11), 3753–3766. <https://doi.org/10.1111/GCB.14762>
- Thompson, G. L., & Kao-Kniffin, J. (2017). Applying biodiversity and ecosystem function theory to turfgrass management. *Crop Science*, 57(S1), 238–248. <https://doi.org/10.2135/cropsci2016.05.0433>
- Thölix, L., Backman, L., Havu, M., Karvinen, E., Soininen, J., Trémeau, J., Nevalainen, O., Ahongshangbam, J., Järvi & L., & Kulmala, L. (2025) Carbon sequestration in different urban vegetation types in Southern Finland. *Biogeosciences*, 22(3), 725–749. <https://doi.org/10.5194/bg-22-725-2025>
- Trémeau, J., Olascoaga, B., Backman, L., Karvinen, E., Vekuri, H., & Kulmala, L. (2024) Lawns and meadows in urban green space – a comparison from perspectives of greenhouse gases, drought resilience and plant functional types. *Biogeosciences*, 21(4), 949–972. <https://doi.org/10.5194/bg-21-949-2024>
- Viherympäristöliitto. (n.d.-a) *Kasvualustasuositukset ja ohjeet*. Haettu 20.11.2025 osoitteesta <https://www.vyl.fi/tietoa-ja-tyokaluja/ohjeet/kasvualustasuositukset/>
- Viherympäristöliitto. (n.d.-b) *Paikalla tehtävät kasvualustat*. Haettu 20.11.2025 osoitteesta <https://www.vyl.fi/tietoa-ja-tyokaluja/ohjeet/kasvualustasuositukset/paikalla-tehtavat-kasvualustat/>
- Viherympäristöliitto. (2017). *Viherrakentamisen yleinen työselostus VRT'17*. H. Tajakka (toim.). Viherympäristöliitto ry.
- Viherympäristöliitto. (2021). *Viheralueiden kunnossapidon yleinen työselostus VKT 2021*. H. Tajakka (toim.). Viherympäristöliitto ry.

- Viheralan tunnusluvut 2014–2015. (2016). *Selvitysraportti*. Viherympäristöliitto ry. Julkaisu 58. H. Tajakka (toim.). Helsinki: Viherympäristöliitto ry.
- Vleeshouwers, L. M., & Verhagen, A. (2002). Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biology*, 8(6), 519–530. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00485.x>
- Walker, K. S., & Chapman, K. E. (2024). The Effects of Cultivation Practices and Fertilizer Use on the Mitigation of Greenhouse Gas Emissions from Kentucky Bluegrass Athletic Fields. *Horticulturae*, 10(8), 869. <https://doi.org/10.3390/horticulturae10080869>
- Wang, R., Mattox, C., Phillips, C. L., & Kowalewski, A. (2022). Carbon Sequestration in Turfgrass–Soil Systems. *Plants*, 11(19), 2478. <https://doi.org/10.3390/plants11192478>
- Wang, S., Li, F., Zhang, P., Jin, S., Tao, X., Tang, X., Ye, J., Nabi, M., & Wang, H. (2017). Ultrasound assisted alkaline pretreatment to enhance enzymatic saccharification of grass clipping. *Energy Conversion and Management*, 149, 409–415. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2017.07.042>
- Wang, Q., Chu, C. J., Zhao, Z., Zhou, D., & Wu, S. (2024). A study of different agricultural practices over a dozen years: Influence on soil CO₂ fixation rates and soil autotrophic microbial communities. *Soil and Tillage Research*, 239. <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106067>
- Ward, S. E., Smart, S. M., Quirk, H., Tallowin, J. R. B., Mortimer, S. R., Shiel, R., Wilby, A., & Bardgett, R. D. (2016). Legacy effects of grassland management on soil carbon to depth. *Global Change Biology*, 22(8), 2929–2938. <https://doi.org/10.1111/GCB.13246>
- Wastian, L., Betz, O., & Unterweger, P. (2016). Influence of the reduction of urban lawn mowing on wild bee diversity (Hymenoptera, Apoidea). *Journal of Hymenoptera Research*, 49, 51–63. <https://doi.org/10.3897/JHR.49.7929>
- Winkler, J., Pasternak, G., Sas, W., Hurajová, E., Koda, E., & Vaverková, M. (2024). Nature-Based Management of Lawns – Enhancing Biodiversity in Urban Green Infrastructure. *Applied Sciences*, 14(5), 1705. <https://doi.org/10.3390/app14051705>
- Xiao, C., Gong, Y., Pei, X., Chen, H., Li, S., Lü, C., Chen, L., Xiaoxian, Z., Zheng, J., & Xie, Y. (2024). Impacts of land-use change from primary forest to farmland on the storage of soil organic carbon. *Applied Sciences*, 14(11), 4736. <https://doi.org/10.3390/app14114736>
- Yan, X., Cheng, J., Wang, Y., & Zhu, M. (2020). Enhanced lignin removal and enzymolysis efficiency of grass waste by hydrogen peroxide synergized dilute alkali pre-treatment. *Bioresour technology*, 301, 122756. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122756>
- Yang, Y., Tilman, D., Furey, G. & Lehman, C. (2019) Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. *Nature Communications* 10(718). <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08636-w>
- Zhang, X., & Yu, F. (2020). Physical disturbance accelerates carbon loss through increasing labile carbon release. *Plant, Soil and Environment*, 66(11), 584–589. <https://doi.org/10.17221/257/2020-pse>