

MIKÄ ON ENERGIA- JA KASVUTURPEEN ELINKAAREN ILMASTOVAIKUTUS?

Maria Pohjala

Pro gradu -tutkielma

Helsingin yliopisto

Metsätieteiden laitos

Metsien ekologia ja käyttö

9/2014

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty Maatalous-Metsätieteellinen tiedekunta		Laitos — Institution — Department Metsätieteiden laitos	
Tekijä — Författare — Author Maria Pohjala			
Työn nimi — Arbetets titel — Title Mikä on energia- ja kasvuturpeen elinkaaren ilmastovaikutus?			
Oppiaine — Läroämne — Subject Metsäekologia			
Työn laji — Arbetets art — Level Pro gradu -tutkielma		Aika — Datum — Month and year 9/2014	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 70+liitteet
Tiivistelmä — Referat — Abstract			
<p>Turvetoimialan toiminnassa turvetuotteiden ilmastovaikutuksen määrittäminen ja kasvihuonekaasu (KHK) -päästöjen vähentämismahdollisuuksien selvittäminen ovat olennaisessa roolissa. Energiaturpeen ilmastovaikutusta on selvitetty paljon käyttäen menetelmänä elinkaarianalyysiä, mutta arviot tutkimusten kesken vaihtelevat huomattavasti. Kasvuturpeen ilmastovaikutusta on tutkittu vähemmän. Tausta-arvoina käytettävien päästölukujen hajonnasta ja sen vaikutuksesta johtopäätösten luotettavuuteen ei kuitenkaan ole edeltäviä tutkimustuloksia.</p> <p>Työssä määritettiin energia- ja kasvuturpeen elinkaarten eri vaiheiden päästökertoimet, havainnollistettiin päästökertoimien hajontaa sekä laskettiin eri turvetuotantoketjuille hiilijalanjäljet ja niiden luotettavuudet. Hiilijalanjälki on ilmastovaikutuksen mittari, ja arviot tässä työssä tehtiin ISO:n teknisen hiilijalanjälkilaskentaohjeistuksen mukaisesti (ISO/TS 14067). Turpeen ilmastovaikutus laskettiin sadan vuoden aikajaksolla ”kehdestä hautaan” summaamalla yhteen elinkaaren aikaiset kasvihuonekaasupäästöt ja vähentämällä mahdolliset nielut. Päästöt turvetuotannon eri vaiheissa jaoteltiin viiteen eri vaiheeseen, johon kuuluvat alkutilanne eli tuotantovara, tuotanto, kuljetus, energia- tai kasvualustakäyttö ja jälkikäyttö. Tutkimuksen aineisto saatiin julkaistuista hiilidioksidin, metaanin ja typpioksiduulin kasvihuonekaasututkimuksista. Päästökertoimet määritettiin vuosittaisten KHK-taseiden keskiarvoina ja vaihtelua havainnointiin keskihajonnoilla. Keskiarvoestimaattien tarkkuutta ja alkutilojen välisiä eroja selvitettiin tilastollisilla testeillä. Energiaturpeen hiilijalanjäljen luotettavuutta arvioitiin variansseilla ja tehtyjen oletusten vaikutusta lopputulokseen herkkyysanalyysillä.</p> <p>Tutkimuksen perusteella suurimmat KHK-päästöt syntyivät suopelloilta ja turvetuotantoalueelta, joilla yhteenlaskettu KHK-päästöjen kohdekohtainen vaihtelu oli myös suurinta. Metaanin vaihtelu oli suurin luonnontilaisilla soilla, kun taas hiilidioksiditaseen vaihtelu oli suurinta suopelloilla ja tämän jälkeen metsäojitetuilla soilla. Typpioksiduulipäästöjen vaihtelu oli suurinta suopelloilla. Suuren vaihtelun vuoksi etenkin metsäojitettyjen turvekankaiden ja suopeltojen hiilidioksidin päästöestimaatit ovat epävarmoja. Ravinteisuustasoilla oli tilastollinen merkitsevyys luonnontilaisten soiden metaanipäästöissä ja metsäojitettyjen soiden typpioksiduulipäästöissä. Pienin energia- ja kasvuturpeen hiilijalanjäljen estimaatti syntyi, kun tuotanto aloitettiin suopellolla. Metsäojitusalueiden ja luonnontilaisten soiden välillä ei ollut suurta eroa hiilijalanjäljessä. Myöskään ravinteisuustasolla ei havaittu olevan suurta merkitystä hiilijalanjälkeen. Jälkikäyttövaihtoehdoista metsitys ja ruokohelven viljely tuottivat kivihiilen hiilijalanjälkeä pienemmän ilmastovaikutuksen, kun taas soistaminen aiheutti kivihiiltä suuremman ilmastovaikutuksen. Hiilijalanjälkiarvion luotettavuus oli suurin luonnontilaisilla soilla ja pienin suopelloilla.</p> <p>Kohdekohtainen vaihtelu suopelloilla ja metsäojitusalueilla oli hyvin suurta verrattuna luonnontilaisiin soihin. Kaikki turvepellot tuottivat runsaasti kasvihuonekaasuja, kun taas metsäojitusalueilla osa kohteista tuotti runsaasti kasvihuonekaasuja mutta osa ei. Metsäojitusalueiden hiilitaseet oli mitattu usealla menetelmällä, mikä on todennäköisesti aiheuttanut lisävaihtelua tuloksiin. Tutkimuksessa ilmeni, että turpeen tapauksessa saavutettaisiin huomattavia päästövähennyksiä suhteessa kivihiileen, jos tuotantoa keskitettäisiin ”hot spot”-alueille, kuten suuripäästöisille metsäojitusalueille. Kasvuturpeen hiilijalanjälkiarvio tässä tutkimuksessa on vain suuntaa-antava, koska sitä koskevaa tutkimusta on tehty hyvin vähän. Lisäksi turpeen elinkaaren vaiheista etenkin tuotantovaiheen ja jälkikäytön kasvihuonekaasutaseet vaativat lisätutkimusta.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords elinkaarianalyysi, energiaturve, hiilijalanjälki, ilmastovaikutus, kasvuturpe, turvetuotanto			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited Viikin tiedekirjasto, Metsätieteiden laitos			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information Ohjaajat: MMT Kari Minkkinen (Helsingin yliopisto), FT Teija Hakalahti-Sirén (Vapo Oy)			

Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty Faculty of Agriculture and Forestry		Laitos — Institution — Department Department of Forest Sciences	
Tekijä — Författare — Author Maria Pohjala			
Työn nimi — Arbetets titel — Title What are the climate impacts of different life cycles of energy and horticultural peat?			
Oppiaine — Läroämne — Subject Forest ecology			
Työn laji — Arbetets art — Level Master's thesis		Aika — Datum — Month and year 9/2014	Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 70+appendix
Tiivistelmä — Referat — Abstract <p>The definition of the climate impact of peat products along with the possibilities to reduce greenhouse gas emissions are in a key role in peat industry. The climate impact of energy peat has been assessed by using the life cycle analysis but the results vary greatly. There are only few studies on the climate impact of horticultural peat available. Further, the deviation of the emission factors utilized in formal studies has not been assessed.</p> <p>In this master's thesis the emission factors and their deviation concerning energy and horticultural peat were calculated. Additionally, the carbon footprints and their reliability concerning different peat production chains were assessed. The carbon footprint is a method to estimate the climate impact of a product. Here the carbon footprint was calculated according to ISO/TS 14067 life cycle analysis publication. The climate impact was calculated by adding the greenhouse gas emissions from "cradle to grave" where the life cycle of peat was divided into five different phases including the pre-phase, extraction (including peat extraction and storage), transport, use and after-use.</p> <p>The data was derived from published greenhouse gas studies with emphasis on the clarification of the coefficients of the pre-production and after-use phases. The focus was on carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O). The emission factors were defined from the yearly averages and the fluctuations were observed through standard deviations. The accuracy of the estimated averages as well as the differences of pre-production phases were assessed by statistical tests and the reliability of the carbon footprint of peat by variance.</p> <p>According to this study the biggest carbon dioxide-emissions and the lowest reliability of the total emission factors were from cultivated peatlands and from peatlands where extraction occurred. The standard deviation of methane was the highest in pristine mires, whereas the standard deviation of the carbon dioxide was the highest in forestry-drained and cultivated peatlands. The standard deviation of N₂O was the highest in cultivated peatlands. According to this study, the emission factors concerning cultivated peatlands and forestry-drained peatlands had considerable risks of uncertainty. A statistical difference occurred in the methane emissions in pristine mires and nitrous oxide emissions in forestry-drained peatlands between low and high nutrient level. The carbon footprint of peat was the smallest when production was started in cultivated peatlands. No major differences were discovered in production started in pristine mires or forestry-drained peatlands or of low or high nutrient level. The best option for after-use was the afforestation and cultivation of green canary grass, which resulted in carbon footprint lower than that of coal. The rewetting resulted in higher climate impact than coal. The reliability of the climate impact estimate was the highest in pristine mires and the lowest in cultivated peatlands.</p> <p>The variation of carbon dioxide emissions in different habitats was high in forestry-drained peatlands: some habitats were considerable sources of carbon dioxide and some were carbon sinks. The carbon dioxide emissions have been calculated by different methods which may result in different CO₂-balance. According to the study, the emissions of the peat industry could be lowered through concentration of production on "hot spot" areas such as forestry-drained soils with high emissions. Due to the limited number of studies, the carbon footprint estimate of horticultural peat in this study is merely indicative. As for the life cycle of peat, further study is required especially on the emissions of production and after-use phases.</p>			
Avainsanat — Nyckelord — Keywords carbon footprint, energy peat, climate impact, horticultural peat, peat production			
Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited Viikki Science Library, Department of Forest Sciences			
Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information Supervisors: Kari Minkkinen (university of Helsinki) and Teija Hakalahti-Sirén (Vapo Ltd.)			

Sisällysluettelo

1. JOHDANTO	1
1.1 Turpeen elinkaaren ilmastovaikutus	1
1.2. Työn tavoitteet ja tutkimuskysymykset	4
2. SUOMEN SUOT JA NIIDEN HYÖDYNTÄMINEN	5
2.1. Suo- ja turvekangastyypit.....	5
2.2. Turvetuotanto ja turvetuotteet	8
2.3. Turpeen tuotantoketju	9
3. ELINKAAREN PÄÄSTÖJEN MÄÄRITYS.....	11
3.1. Soiden ja turvemaiden ilmastovaikutus	11
3.2. Hiilijalanjälki.....	14
3.3. Kasvihuonekaasujen mittausmenetelmät	15
3.3.1. Tutkimuksen aineistossa käytetyt KHK-mittausmenetelmät.....	15
3.4. Turpeen elinkaaren kasvihuonekaasutaseet	18
3.4.1. Alkutilan kasvihuonekaasutaseet	18
3.4.2. Turpeen noston ja käytön kasvihuonekaasutaseet.....	22
3.4.3. Jälkikäytön kasvihuonekaasutaseet	23
4. AINEISTO JA MENETELMÄT	25
4.1. Päästökerroinaineisto	25
4.2.1. Turpeen elinkaari	27
4.2.2. Aineiston keruu ja käsittely.....	29
4.2.3. Elinkaaren päästökertoimet.....	30
4.2.4. Energia- ja kasvuturpeen hiilijalanjälki	31
5. TULOKSET	34
5.1. Turvetuotannon elinkaaren päästökertoimet	34
5.1.1. Alkutilan päästökertoimet	34
5.1.2. Turvetuotannon päästökertoimet.....	42
5.1.3. Energia- ja kasvuturpeen käytön päästökertoimet	43
5.1.4. Jälkikäytön päästökertoimet.....	43
5.1.5. Turpeen elinkaaren osavaiheiden päästöjen vertailu.....	44
5.2. Energia- ja kasvuturpeen hiilijalanjälki	48
5.2.1. Energiaturve	48
5.2.2. Kasvuturve	51
6. TULOSTEN TARKASTELU	52
6.1. Turpeen päästökertoimet elinkaaren eri vaiheissa	52
6.2. Päästökertoimien hajonta ja luotettavuus.....	54
6.3. Energia- ja kasvuturpeen hiilijalanjäljen määrittäminen	55

6.4. Lisätutkimustarpeet	57
6.5. Tutkimuksen virhelähteet.....	59
7. JOHTOPÄÄTÖKSET	60
8. KIITOKSET	62
LÄHTEET.....	63
LIITTEET	71

KÄSITTEET

Yksiköt

CO_2 -ekv.	hiilidioksidiekvivalentti
g	gramma
m^2	neliometri
m^3	kuutiometri
MJ	megajoule
v	vuosi

Lyhenteet

ARCA	<i>”Actual rate of carbon accumulation”, mallilla laskettu hiilen kertymisnopeus suohon nykyhetkellä (Clymo 1984). Malli huomioi turpeen hajotuksen koko turvekerroksessa.</i>
CH ₄	<i>Metaani</i>
CO ₂	<i>Hiilidioksidi</i>
DOC	<i>”Dissolved organic carbon”, vedessä liuenneena oleva orgaaninen hiili, joka soiden tapauksessa on valtaosin humusta.</i>
GWP ₁₀₀	<i>Ilmaston lämmityspotentiaali, eli kerroin, joka ilmaisee kunkin kasvihuonekaasun massan ilmastoä lämmittävää vaikutusta suhteessa hiilidioksidiin 100 vuoden aikana.</i>
IPCC	<i>Hallitusten välinen ilmastonmuutospaneeli</i>
KHK	<i>Kasvihuonekaasu</i>
LORCA	<i>”Long term rate of carbon accumulation”, pitkän aikavälin hiilen kertymän keskiarvo.</i>
N ₂ O	<i>Typpioksiduuli</i>
NEE	<i>”Net ecosystem exchange”, ekosysteemin ja ilmakehän välinen hiilidioksiditase.</i>

Käsitteet

Akrotelma	<i>Suon pohjaveden yläpuolinen, hapellinen kerros, jossa suurin osa karikkeen hajoamisesta tapahtuu.</i>
Alkutila/Vertailutila	<i>Ennen turvetuotannon aloittamista turvetuotantokentän päästöjen suuruus, jotka vähennetään tuotannon päästöistä.</i>
Autotrofinen hengitys	<i>Hiilidioksidipäästöt, jotka syntyvät kasvien elintoiminnoista</i>
Bioenergia	<i>Energia, jota saadaan uusiutuviasta biopolttoaineista, kuten metsistä, soista ja pelloilta.</i>
Elinkaarianalyysi (LCA)	<i>Menetelmä, jonka avulla arvioidaan tuotteen, prosessin tai toiminnon ympäristövaikutukset koko elinkaaren ajalta.</i>
Energiaturve	<i>Turve, jota hyödynnetään sähkön- ja lämmöntuotantoon.</i>
Heterotrofinen hengitys	<i>Hiilidioksidipäästöt, jotka syntyvät maaperästä juuriston ja turpeen hajotessa pieneliöiden ja mikrobien toimesta.</i>
Hiilidioksidiekvivalentti	<i>Tapa kuvata kasvihuonekaasujen ilmastoa lämmittävää vaikutusta yhteismitallisesti hiilidioksidina. Lasketaan kertomalla kunkin kaasun massa IPCC:n määrittämällä GWP -arvolla.</i>
Hiilijalanjälki	<i>Kasvihuonekaasupäästöjen ja -poistumien summa ilmaistuna hiilidioksidiekvivalentteina elinkaaren ajalta.</i>
Ilmastonmuutos	<i>Ilmakehän lisääntyvästä kasvihuonekaasupitoisuudesta johtuva ilmaston lämpeneminen.</i>
Jäkäläturvekangas	<i>Karuin turvekangastyyppejä, joka vastaa kangasmetsän CIT-kasvupaikkaa, ja jonka kasvillisuus koostuu mm. männyistä ja jäkälistä (Jätkg).</i>
Karikeri	<i>Kuolleet lehdet, neulaset, oksat ja juuret sekä kokonaiset kuolleet puut, jotka päätyvät maaperään vaikuttaen maaperän hiilitaseeseen.</i>
Kasvihuonekaasu	<i>Ilmakehässä luontaisesti tai ihmisen toimesta esiintyvä kaasu, joka aiheuttaa ilmaston lämpenemistä häiritsemällä auringon lämpösäteilyn pääsyä ilmakehästä takaisin avaruuteen.</i>
Kasvihuonekaasun lähde	<i>Prosessi, jossa ilmakehään vapautuu kasvihuonekaasua.</i>
Kasvihuonekaasun nielu	<i>Prosessi, jossa kasvihuonekaasua sitoutuu ilmakehästä.</i>

KHK-päästökerroin	<i>Elinkaaren kasvihuonekaasupäästöt (positiivinen) tai nielut (negatiivinen), jotka turpeen yhteydessä ilmoitetaan pinta-alaa kohden (g/m^2) ja polttovaiheessa tuotettua energiamäärää kohden (g/MJ).</i>
Kasvuturve	<i>Turve, jonka käyttötarkoitus on puutarhataloudessa ja maataloudessa kasvualustoina ja maanparannuksessa.</i>
Katotelma	<i>Suon pohjaveden alapuolinen hapeton kerros, johon turvetta kerääntyy hitaan hajoamisen seurauksena.</i>
Kiertoaika (metsä)	<i>Aika uudistamisesta päätehakkuuseen.</i>
Kokonaishengitys	<i>Hengityksestä aiheutuvat hiilidioksidipäästöt, joihin lasketaan sekä auto- että heterotrofinen hengitys (edellä).</i>
Kulju	<i>Suon keskustan märkä painanne.</i>
Maaperän hiilitase	<i>Hiilitase, joka lasketaan karikekertymän ja heterotrofisen hengityksen suhteena.</i>
Maatuneisuusaste	<i>Turpeen maatuneisuus, jota kuvataan von Post asteikoilla 1-10, jossa 1 kuvaa täysin maatumatonta ja 10 täysin maatunutta turvetta.</i>
Minerotrofinen suo	<i>Ravinteikas suo, joka saa ravinteensa pohja- ja valumavesistä.</i>
Mustikkaturvekangas	<i>Turvekangas, joka vastaa ravinteikkuusasteeltaan kangasmetsien MT- (eli mustikkatyypin) kasvupaikkaa, jolle tyypillistä on järeä puusto (Mtkg).</i>
Nettahiilidioksiditase	<i>Ekosysteemin kokonaishiilidioksiditase, joka kuvaa kaikkien ekosysteemin hiilidioksidivirtojen lähteiden ja nielujen summaa (NEE).</i>
Ombrotrofinen suo	<i>Karu, vähäravinteinen suo, joka saa ravinteensa ainoastaan sadevedestä.</i>
Ombrotrofisoituminen	<i>Suoekosysteeminen muutos minerotrofisesta suosta ombrotrofiseksi suoksi.</i>
Puolukkaturvekangas	<i>Turvekangastyyppi, joka vastaa VT-kasvupaikkaa ja jonka kenttäkasvillisuus koostuu pääosin metsävarvuista (Ptkg).</i>
PK-lannoite	<i>Fosforista ja kaliumista koostuva ravinneseos, jota lisätään metsään puuston kasvun turvaamiseksi.</i>
Ruohoturvekangas	<i>Ravinteikkain turvekangas, jossa tyypillisesti esiintyviä lajeja ovat jalot lehtipuut ja saniaiset (Rhtkg).</i>

Sarkaoja	<i>Turvetuotantoalueen kuivatusoja, josta vedet ohjataan kokoojaojaan.</i>
Suo	<i>Kasviyhdyksunta, joka tuottaa turvetta ja, jonka pohjakerroksen peittävydestä vähintään 75 % on rahkasammalta, turpeen paksuus on yli 30 cm ja tuhkapitoisuus alle 40 %.</i>
Säteilypakote	<i>Suure, joka kuvaa maapallolle saapuvan ja poistuvan säteilyn välistä eroa, joka ilmaistaan tehona pinta-alaa kohden ($W m^{-2}$).</i>
Toiminnallinen yksikkö	<i>Vertailuyksikkö, jota kohden elinkaariarviointi on laskettu. Mahdollistaa eri tuotteiden keskinäisen vertailun.</i>
Turve	<i>Eloperäinen maalaji, jota syntyy suon hapettomissa ja kosteissa oloissa hitaan hajotustoiminnan seurauksena.</i>
Turvekangas	<i>Ojitettu suo, jonka vallitseva kenttäkasvillisuus koostuu kangasmaan lajeista, ja joka luokitellaan ravinteikkuutensa perusteella jäkälä-, varpu-, puolukka-, mustikka- ja ruohoturvekangastyyppeihin.</i>
Varputurvekangas	<i>Turvekangastyyppi, joka vastaa CT-kasvupaikkaa, ja jonka kenttäkasvillisuus koostuu pääosin rämevarvuista.</i>

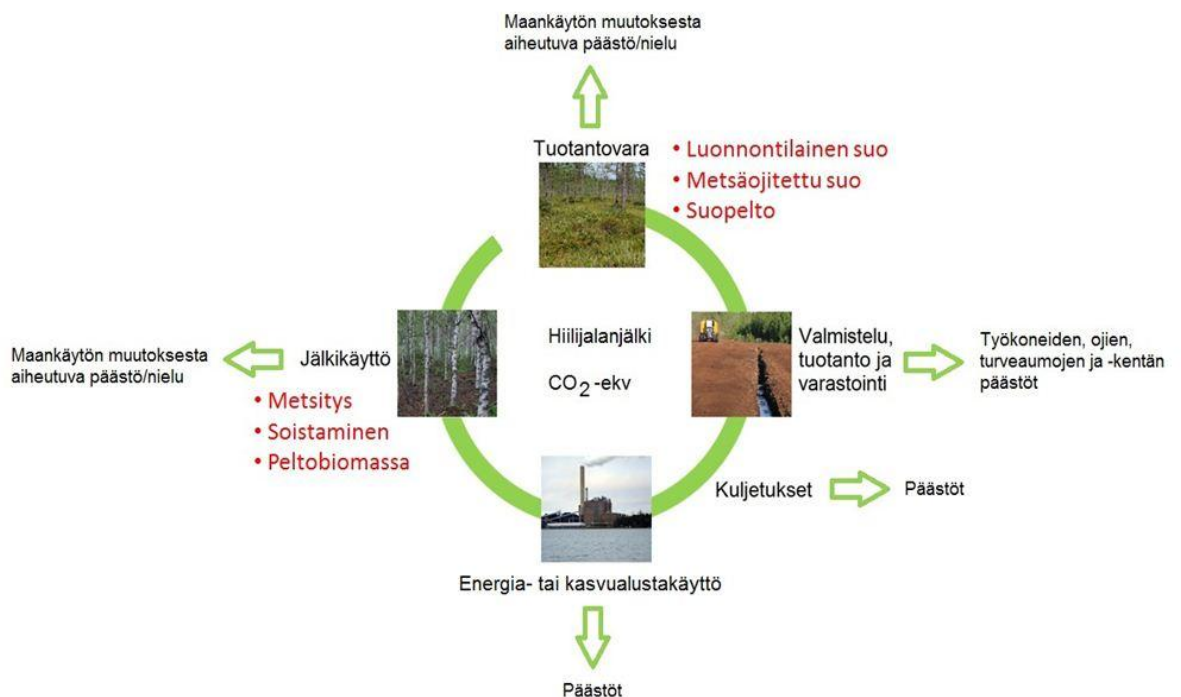
1. JOHDANTO

1.1 Turpeen elinkaaren ilmastovaikutus

Turpeella on merkittävä rooli Suomen energian tuotannossa ja sillä on merkitystä mm. työllisyyden ja energiaomavaraisuuden ylläpitäjänä (Kirkinen ym. 2007, b). Turpeen osuus Suomessa käytetyistä polttoaineista on viime vuosina ollut n. 5 % (Tilastokeskus 2012, b). Turve luokitellaan IPCC:n eli hallitusten välisen ilmastopaneelin mukaan ”*turpeeksi*” fossiilisten ja uusiutuvien polttoaineiden välimaastoon (IPCC 2006). Turpeen toinen tärkeä käyttömuoto on ympäristöturpeet esimerkiksi kasvuturpeena kasvihuoneissa ja viherrakentamisessa, ja tällä hetkellä 10 % Suomessa nostetusta turpeesta hyödynnetäänkin ympäristöturpeina (Leinonen ym. 2010).

Ilmastonmuutos on globaali uhka, jonka on ennustettu nostavan maapallon lämpötilaa tulevaisuudessa useita asteita (ACIA 2005). Ilmastovaikutuksen arviointi on olennainen osa turvetoimialan toimintaa ilmaston kannalta edullisimman tuotantoketjun määrittämiseksi ja päästöjen minimoimiseksi. Etenkin energiaturpeen ilmastovaikutusta on selvitetty suhteellisen paljon käyttäen menetelmänä elinkaarianalyysiä, mutta arviot tutkimusten kesken vaihtelevat huomattavasti. Turpeen ilmastovaikutuksen määrittäminen perustuu kunkin elinkaaren vaiheen päästökertoimien määrittämiseen, jotka taas pohjautuvat kasvihuonekaasumittauksiin tai tehtyihin oletuksiin. Edelliset tutkimukset ovat hyödyntäneet päästökeroinarvioissaan pelkästään muutamia kasvihuonekaasumittauksia johtuen vähäisestä tutkimustiedosta. Päästökertoimia on käsitelty keskiarvopäästöinä ja herkkyysanalyysit on tehty minimi- ja maksimiarvoilla. Tällä laskentamenetelmällä ei kuitenkaan saada luotettavaa kuvaa päästöestimaattien hajonnasta kohteiden välillä ja ilmastovaikutusarvion luotettavuus jää epävarmaksi. Päästökertoimien luotettavuuden arviointia ei ole aikaisemmin tehty, vaikka ottamalla huomioon koekohteiden välinen vaihtelu saataisiin informaatiota niistä elinkaaren vaiheen päästöistä, joihin tulisi kohdistaa lisätutkimusta. Lisäksi turvetuotantoon otettavien luonnontilaisten tai ojitettujen soiden luokittelu ilmastovaikutustarkastelussa suhteessa kohteen ravinnetasoon on ollut osin puutteellista ja päästöjen määrittämiseen on käytetty useita eri mittausmenetelmiä, joista osa mittaa maaperän ja osa koko ekosysteemin kasvihuonekaasutasetta.

Hiilijalanjälki on mittari, joka laaditaan tietyn tuotejärjestelmän kasvihuonepäästöjen ja -poistumien summana (ISO 2013) ja sen arvioinnissa käytetään elinkaariarviointimenettelyä (LCA-menetelmä). Turpeen ilmastovaikutus lasketaan vakiintuneen käytännön mukaan ”kehdestä hautaan” summaamalla yhteen elinkaaren aikaiset kasvihuonekaasupäästöt ja vähentämällä mahdolliset nielut. Tulos ilmoitetaan hiilidioksidiekvivalentteina toiminnallista yksikköä, kuten pinta-alaa, kohden. Päästöt, jotka toimivat tutkimuksen syötteinä jaotellaan viiteen eri vaiheeseen, johon kuuluvat alkutilanne eli tuotantovara, tuotanto (sisältää valmistelun, tuotannon ja varastoinnin), kuljetus, energia- tai kasvualustakäyttö ja jälkikäyttö (Holmgren ym. 2006) (kuva 1). Alkutilalla tarkoitetaan turvetuotantoalueeksi valmisteltavan alueen päästöjä ennen turvetuotannon aloittamista. Näistä tiedoista pystytään määrittämään energiaturpeelle koko elinkaaren kattava hiilijalanjälki. Turpeen tuotannon ilmastovaikutusta tarkasteltaessa turvetuotantoalueen päästöistä vähennetään alkutilan päästöt, jotta on mahdollista selvittää itse tuotannon aiheuttama ilmastovaikutus (Kirkinen ym. 2007, b). Tässä tutkimuksessa ilmastovaikutusarviointi suoritettiin kansainvälisen standardoimisliiton (ISO) luoman hiilijalanjälkimäärittämisen ISO/TS 14067 periaatteiden mukaan. Standardia on kehitetty luomaan yhtenäinen analyysimenetelmä, jonka perusteella tuotteen tai prosessin ilmastovaikutus on helposti määritettävissä yhdenmukaisin säännöin ja rajauksin.



Kuva 1. Turpeen tuotantoketjun vaiheet eri vaihtoehtoineen ja niistä syntyvät päästöt ja mahdolliset nielut (Kuva T. Hakalahti-Sirén).

Turvetta nostetaan luonnontilaisilta ja metsäojitetuilta soilta sekä suopelloilta. Turpeen ilmastovaikutuksia tarkasteltaessa keskeisimmät kasvihuonekaasut ovat hiilidioksidi (CO₂), metaani (CH₄) sekä typpioksiduuli (N₂O). Soiden ja turvemaiden kasvihuonekaasupäästöt ja -nielut riippuvat turpeen ja kasvupaikan ominaisuuksista, maankäytöstä, sekä ilmastollisista ja maantieteellisistä seikoista (Höglund ja Martinsson 2013). Aikaisempien elinkaaritutkimusten mukaan turve on ilmaston kannalta kivihiltä parempi energiamuoto sadan vuoden aikajänteellä, jos turvetta nostetaan alun perin suuripäästöisiltä soilta (Nilsson ja Nilsson 2004; Hagberg ja Holmgren 2008; Kirkinen ym. 2007a,b; Seppälä ym. 2010). Suopeltojen kasvihuonekaasupäästöt ovat muihin alkutiloihin verrattuna suuremmat johtuen ojituksen lisäämästä hajotuksesta ja viljelytoimista, mistä johtuen useissa tutkimuksissa suopeltojen on todettu olevan ilmaston kannalta edullisin vaihtoehto turvetuotannon aloittamiselle (Kirkinen ym. 2007, b). Jos turvetta nostetaan luonnontilaiselta suolta, minkä jälkeen alue soistetaan, turpeen todettiin olevan kivihiltä huonompi energianlähde (Hagberg ja Holmgren 2008). Elinkaaritöiden johtopäätökset ovat kuitenkin vahvasti riippuvaisia siitä, millä aikaperspektiivillä päästöjä tarkastellaan ja mitkä ovat tutkimuksen rajaukset sekä oletuspäästökertoimet eri elinkaaren vaiheille (Höglund ja Martinsson 2013).

Aikaisempien elinkaaritöiden mukaan turpeen ilmastovaikutustarkastelussa on oleellista keskittyä pelkkien ”piipun päästä” tulevien päästöjen mittaamisen sijaan koko elinkaaren kattavaan tarkasteluun. Vaikka n. 90 % kasvihuonepäästöistä muodostuu turvetta poltettaessa (Holmgren ym. 2006), turpeen ilmastovaikutustarkasteluissa pitäisi huomioida etenkin jälkikäytön ja alkutilan tuoma mahdollinen päästökompensaatio tai lisäpäästöt (Hagberg ja Holmgren 2008). Alueen jälkikäytöllä on merkittävä rooli päästövähennyksissä; metsityksellä, soistamisella tai ruokohelven viljelyllä entiselle tuotantoalueelle muodostuu hiilidioksidin nielu (Seppälä ym. 2010). Alkutilan päästöt voivat olla huomattavia. Näin ollen pelkän polton aiheuttamat päästöt eivät turpeen tapauksessa kuvaa todellista ilmastovaikutusta, ja jos vertaillaan turpeen ja kivihillen päästöjä, huomataan polton päästöjen olevan turpeella jopa kivihiltä suuremmat (taulukko 1). Puun päästökerroin on turvettakin suurempi, mutta sen on sovittu olevan puustobiomassan hiilinielun johdosta 0. Tämä seikka on ristiriidassa turpeen päästökertoimen kanssa, sillä kuten metsä, myös suot ovat luonnostaan hiilen nieluja (Seppä 2002).

Taulukko 1. Polttoaineiden päästökertoimet (IPCC 2006; Tilastokeskus 2005).

POLTTOAINE	PÄÄSTÖKERROIN (g CO ₂ /MJ)
Jyrsinturve	106,0
Kivihiili	94,6
Maakaasu	56,1
Puu	0 (sopimus), 109,6 (oikea)

1.2. Työn tavoitteet ja tutkimuskysymykset

Tämän pro gradu -työn tavoitteena on koostaa uusin tutkimustieto erilaisten soiden ja turvekankaiden päästökertoimista sekä määrittää näiden perusteella jyrsinturvemenetelmällä tuotetulle energia- ja kasvuturpeelle koko elinkaaren kattava ilmastovaikutus käyttäen työkaluna ISO/TS 14067 mukaista elinkaarianalyysiiä. Elinkaarianalyysin avulla lasketaan energia- ja kasvuturpeelle elinkaaren hiilijalanjäljet ja pohditaan kasvihuonekaasupäästöjen minimointiehdotuksia turvetuotannossa vertaamalla erilaisia turvemaita ja niiden päästöjä. Hiilijalanjälkiestimaatille lasketaan myös alkutilojen hiilidioksidin päästökertoimen minimi- ja maksimiarvolla avulla herkkyysanalyysi, josta voidaan päätellä CO₂:n päästökertoimen vaikutus tulokseen. Pro gradu -työssä pohditaan lisäksi päästökertoimien määrittämisen haasteita sekä verrataan alkuperäistutkimusten välisiä kasvihuonekaasupäästöjä ja erojen mahdollisia vaikutuksia ohjeistuksen (ISO/TS 14067) mukaiseen hiilijalanjälkiarvioon.

Aineiston perusteella lasketaan päästökertoimien lisäksi niiden epävarmuudet erilaisille turvetuotantoon otettaville turvemaille, jotka tässä tapauksessa ovat luonnontilaiset ja metsäojitetut suot ja suopellot. Lisäksi alkutilanteessa huomioidaan eri kasvupaikkojen ravinteisuustasot ja niiden mahdollinen vaikutus kasvihuonekaasupäästöihin ja -nieluihin, sekä muodostetaan käsitys päästökertoimien luotettavuudesta turvetuotannon eri vaiheissa. Tarkoituksena on myös pohtia mahdollisia epävarmuustekijöitä hiilijalanjäljen määrittämisessä ja sen kelvollisuudesta ilmastovaikutuksen arvioinnissa. Työssä keskitytään viimeisiin turpeen ilmastovaikutuksia käsitteleviin elinkaaritöihin.

Työn tutkimuskysymykset:

1. Mitkä ovat turvetuotannon erilaisten alkutilojen, tuotannon aikaiset sekä jälkikäytön kasvihuonekaasujen päästökertoimet ja niiden vaihtelu kohteiden välillä?
2. Mikä on energia- ja kasvuturpeen koko elinkaaren kattava ilmastovaikutus?
3. Kuinka luotettava on turvetuotannon hiilijalanjäljen ennuste?
4. Mikä turpeen elinkaaren vaihe aiheuttaa eniten vaihtelua turvetuotannon hiilijalanjälkiestimaattiin?

2. SUOMEN SUOT JA NIIDEN HYÖDYNTÄMINEN

2.1. Suo- ja turvekangastyypit

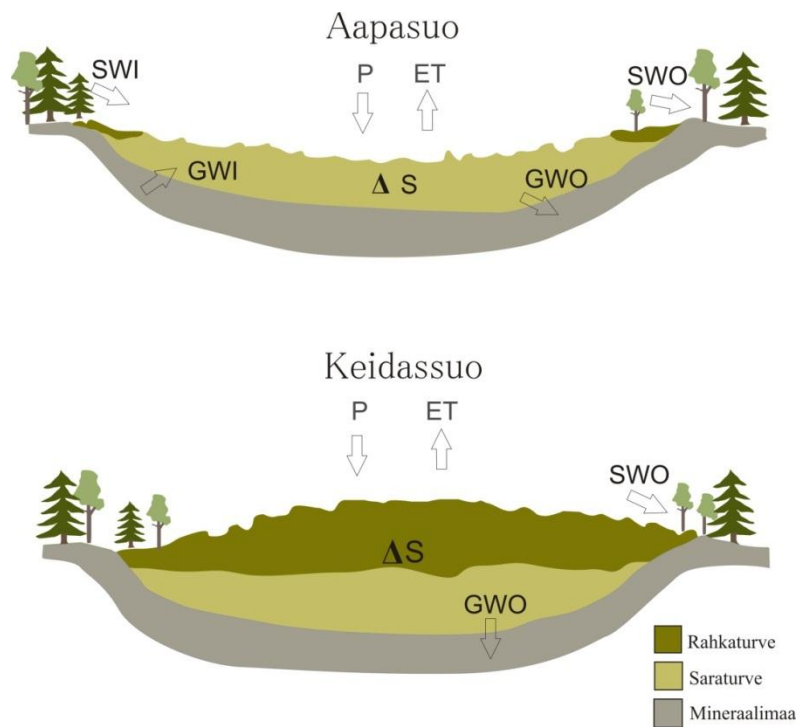
Suot ovat ekosysteemejä, jotka hitaan hajoamistoimintansa takia muodostavat turvetta (Clymo 1984; Valkama 2007). Suomen soiden kokonaispinta-alan arvioidaan olevan 9,4 miljoonaa hehtaaria, eli kolmasosa Suomen pinta-alasta on suota (Leijting 1999), joihin on arvioitu varastoituneen hiiltä n. 5,3 miljardia tonnia (www.gtk.fi).



Kuva 2. Ombrotrofinen suo (keidassuo) Siikanevalla (68° 58.054' N, 34° 97.98' E) ja minerotrofinen suo (aapasuo) Taivaanrannanvevalla (64° 43.888' N, 24° 43.06' E) (kuvat N. Salojärvi).

Luonnontilaiset suot luokitellaan pinnanmuotonsa ja ekohydrologiansa mukaan joko aapa- tai keidassoihin (Pajunen 2005) sekä ravinnetaloutensa puolesta joko ravinteikkaisiin minerotrofisiin tai karumpiin ombrotrofisiin soihin (Seppä 2002) (kuvat 2 ja 3). Kokonaisuudessaan minerotrofisen (aapasuo) suoekosysteemi saa ravinteensa valumavesistä (Bridgham ym. 1999), kun taas ombrotrofisella (keidassuo) suolla ravinteet ovat peräisin ainoastaan sadevedestä ja ilmalaskeumasta (Pajunen 2005).

Aapasoiden ($\text{pH} > 4$) (Laine ja Vasander 1998) vallitsevat kasvilajit ovat saroja (*Carex* sp.) ja keidassoiden ($\text{pH} < 4$) (Laine ja Vasander 1998) rahkasammalia (*Sphagnum* sp.). Aapasuot ovat märkiä, puuttomia, laajoja ja tasaisia tai hieman kaltevia soita, kun taas keidassuot ovat kasvillisuudeltaan karuja soita, joissa keskiosa kohoaa reunaosia korkeammalle. Aapasuot ovat kehittyneet alueille, joilla haihtuminen on vähäistä ja lumensulamisedesiä on paljon eli Keski- ja Pohjois-Suomeen, kun taas Etelä-Suomen vallitseva suotyyppe on keidassuo (Seppä 2002). Suomen kaikki keidassuot ovat kuitenkin alun perin syntyneet minerotrofisina soina, ja ajan kuluessa turvekerroksen paksuuntuessa nämä ovat alkaneet rahkoittua (ombrotrofisoitua) ja muuttuneet keidassoiksi (Valkama 2007). Keidassoidenkin reunaosat, eli laiteet ovat minerotrofisia systeemejä ja laiteen laajuus vaihtelee eri keidassoiden välillä huomattavasti (Rydin ja Jeglum 2006).

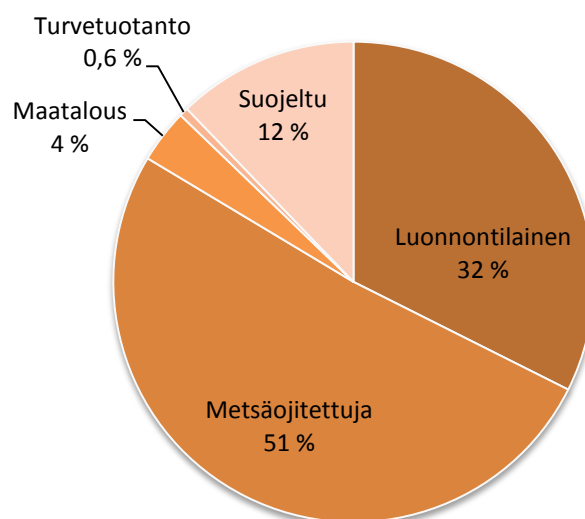


Kuva 3. Ombrotrofisen keidassuon ja minerotrofisen aapasuon vesitaseen komponentit (P = sade, ET = haihdutus, SWO = pintavalunta, GWO = pohjavalunta, SWI = pintavalunta suolle, GWI = pohjavalunta suolle). Ombrotrofisen suo saa ravinteensa ainoastaan sadevedestä, kun taas minerotrofista suota ruokkii myös pinta- ja pohjavalunta (kuva: Rydin ja Jeglum (2006), uudelleenpiirtänyt N. Salojärvi).

Kun suo ojitetään, veden pinta laskee, suon pintakerros eli akrotelma vajoaa ja suon kasvillisuus alkaa muuttua kohti kangasmaille tyypillistä lajistoa (Laine 1989). Muuttuvia soita on perinteisesti luokiteltu muutoksen asteen mukaan seuraavasti: *Ojikoilla* soiden pintakävyllisyys on vielä vallitsevaa kuivatusvaikutuksen vähyyden

vuoksi, *muuttumilla* se on selvästi muuttunut kohti kangasmaakasvillisuutta ja *turvekangasasteella* kangasmaan lajit (kuten kangasmaan sammaleet) vallitsevat (Laine 1989). Metsäojitetut suot luokitellaan ravinteikkuutensa perusteella useaan eri ryhmään, jotka vastaavat puuntuottokyvyltään kangasmaiden kasvupaikkaluokituksia, ja joille on ominaista oma ravinteikkuutta kuvaava lajistonsa. Reheviä kasvupaikkoja turvekankailla ovat ruoho- (Rhtg) ja mustikkaturvekangas (Mtkg) ja karumpia kasvupaikkoja puolukka- (Ptkg), varpu- (Vatkg) ja jäkäläturvekangas (Jätkg). Nykyluokituksen (Laine 1989) mukaan turvekangastyyppeihin luokitellaan kaikki metsäojitetut suot riippumatta siitä, onko suo saavuttanut turvekangasasteen.

Suomessa turvemaita hyödynnetään metsätaloudessa, maataloudessa ja turvetuotannossa (kuva 4). Soiden osuus metsätalousmaasta on 34 % (8,7 milj. ha) (Metsätaloustilastollinen vuosikirja 2013). Luonnontilaisten soiden pinta-ala Suomessa on n. 4 milj. hehtaaria, kun taas metsäojitetujen soiden pinta-ala on n. 4,7 milj. ha (Metsätaloustilastollinen vuosikirja 2013). Soiden raivaus viljelytarkoituksiin on vähentynyt huomattavasti viime vuosikymmeninä ja vain osa Suomen alkuperäisistä turvepelloista on enää viljelykäytössä. Maljasen ym. (2010) mukaan turvemaita viljellään tällä hetkellä n. 0,85 milj. ha pinta-alalla, joka vastaa n. 12 prosenttia kokonaispeltoalasta. Turvetuotannon osuus on soiden ja turvemaiden kokonaispinta-alasta n. 0,6 %. Turvetuotantoon otettujen suopeltojen määrä on vähäinen (Selin ym. 1999) ja luonnontilaisten soiden käyttö turvetuotannossa on laskussa (Soiden ja turvemaiden kansallinen strategia 2011). Selinin (1999) mukaan valtaosa turvetuotantoon otetuista soista on ollut aikaisemmin ojitettuja avosoita tai kitukasvuista metsää kasvavaa suota.



Kuva 4. Turvemaiden käyttö Suomessa (kuva: www.turveinfo.fi).

2.2. Turvetuotanto ja turvetuotteet

Turpeen vuosituotanto on viime vuosina ollut säästä riippuen 10–37 milj. m³ (Tilastokeskus 2012, a). Tästä valtaosa käytetään energiaturpeena ja vajaa 10 % ympäristöturpeina (Flyktman 2005). Turpeesta 90 % korjataan jyrshinturpeena ja loput palaturpeena (Leijting 1999). Turpeen käyttö 2000-luvun energiantuotannossa on ollut n. 20–29 TWh vuodessa (www.energia.fi), kattaen sähköntuotannosta n. 7 % ja kaukolämpötuotannosta n. viidenneksen (www.vapo.fi, a). Turpeen energiakäyttöä perustellaan muun muassa sen kotimaisuudella eli se lisää energiaomavaraisuutta ja huoltovarmuutta (Työ- ja elinkeinoministeriö 2009). Huoltovarmuudella tarkoitetaan ”kykyä sellaisten yhteiskunnan taloudellisten perustoimintojen ylläpitämiseen, jotka ovat välttämättömiä väestön elinmahdollisuuksien, yhteiskunnan toimivuuden ja turvallisuuden sekä maanpuolustuksen materiaalien edellytysten turvaamiseksi vakavissa häiriöissä ja poikkeusoloissa” (www.huoltovarmuus.fi). Turve on tärkeä polttokattiloissa tarvittava oheispolttoaine, joka edistää uusiutuvan puuenergian käyttöä. Lisäksi turpeella on suuri rooli alueellisessa ja paikallisessa työllistämässä (Maa- ja metsätalousministeriö 2011).

Hyvin maatuneet syvemvät suon turvekerroksen osat soveltuvat parhaiten energiantuotantoon korkean hiilipitoisuutensa ja lämmitysarvonsa vuoksi (Väisänen 2014). Heikosti maatuneet vaaleat turpeen osat soveltuvat muun muassa kasvualustakäyttöön. Vaalean, kasvuturpeeksi kutsutun turpeen (maatuneisuusaste H1 – H4) otollisin nostopaikka on luonnontilainen rahkasuo (Helander suullinen, 2014), jolla vähän maatuneen turvekerroksen paksuus on suurin (Reinikainen suullinen, 2014). Uudet tuotantoalueet ovat tulevaisuudessa valtaosin metsäojitusalueita (Soiden ja turvemaiden kansallinen strategia 2011), joiden rahkaturpeen osuus on yleensä kasvupaikan ravinteisuudesta riippuen vain n. 10 cm (Helander suullinen, 2014). Kasvualustojen materiaalina käytetään jonkin verran myös maatonutua tummaa turvetta (maatuneisuusaste H5 – H10) käyttötarkoituksesta riippuen. Ympäristöturpeiden, joihin luokitellaan kasvuturpeen lisäksi myös kuivike- ja imeytysturpeet, määrä kokonaistuotannosta vaihtelee alueellisesti hyvin paljon, ollen vuonna 2014 Itä- ja Keski-Suomessa n. 6 %, Lounais-Suomessa noin 12 % ja Pohjois-Suomessa alle 1,5 % (Helander suullinen, 2014). Kasvuturpeen vuosittainen käyttö on n. 2,5 milj. m³ (Leinonen 2010).

Kasvu- ja ympäristöturvetuotteet jaotellaan Suomessa asiakasryhmittäin maatalouden käyttämiin kuivike- ja imeytysturvetuotteisiin, ammattilaisten kasvualustatuotteisiin (kasvihuoneviljelijät ja viherrakentaminen) sekä kuluttajatuotteisiin (Leinonen ym. 2010). Vaalea turve sopii hyvin kasvualustojen rakenneosaksi, sillä se sitoo ravinteita, ja sillä on hyvä nesteenpidätyskyky (Leinonen 2010). Ammattikäytössä kasvihuonekäytön jälkeen kasvuturvetta käytetään pelloilla maanparannusaineena, jolla korkean humuspitoisuutensa takia on edullinen vaikutus maan pieneliötoimintaan, maan fysikaaliseen rakenteeseen, kasvien vesi- ja ravinnetalouteen ja kasvien stressinsietokykyyn (Heinonen ym. 1992).

2.3. Turpeen tuotantoketju

Turvetta nostetaan toukokuusta syyskuun alkuun ja tuotanto on hyvin riippuvaista helteistä ja sademääristä (Maa- ja metsätalousministeriö 2011). Energiaturpeen elinkaaren aikaista ilmastovaikutusta käsittelevissä tutkimuksissa energiaturpeen tuotanto on tyypillisesti jaettu alkutilaan, n. 20–30 vuotta kestävään tuotantoketjuun, turpeen hyödyntämiseen ja sen jälkeiseen tuotantoalueen jälkikäyttöön (kuva 1). Näitä vaiheita yhdessä kutsutaan turpeen elinkaareksi. Turvetuotannon ensimmäisessä vaiheessa eli alkutilassa valitaan paikka (luonnontilainen suo, metsäojitettu suo, suopelto), jolta turvetta nostetaan. Sitä seuraa kuivatus ojittamalla, jonka jälkeen puusto, ylin kärkekerros ja pintakasvillisuus raivataan pois. Tämä vie aikaa n. 3-5 vuotta. Seuraavassa vaiheessa (n. 15–20 vuotta) suoritetaan turpeen tuotanto eli nosto, kuivatus, varastointi. Tämän jälkeen turve kuljetetaan kasvuturvetehtaalte, kasvihuoneelle tai voimalaitokseen, jossa seuraa turpeen käyttö tai jatkojalostaminen.

Turvetta nostetaan yleensä joko jyrsin- tai palaturpeena (www.turveinfo.fi). Jyrshinturvemenetelmässä, joka on yleisin turpeennostomenetelmä, turpeen pinnasta jyrsitään 20–40 mm paksu turvekerros, joka kuivataan kentällä. Yleensä kuivatus vie n. kaksi vuorokautta ja jyröstä käännetään 1-3 kertaa kuivatuksen edistämiseksi. Turve kerätään esimerkiksi imuvaunulla ja varastointi tapahtuu aumoihin. Ylivuotiset aumat peitetään aumamuoveilla varastotappioiden vähentämiseksi. Yksi auma saattaa sisältää useita kymmeniä tuhansia kuutiometrejä turvetta (Kirkinen 2005).

Turpeen tuotantoaika suolla riippuu turvekerroksen paksuudesta ja laadusta. Kasvuturvetuotanto suoritetaan Suomessa energiaturpeen noston kanssa siten, että tuotantovaiheen alussa heikosti maatuneet turpeen osat, eli vaalea turve, nostetaan

suosta ensin, minkä jälkeen energiaturpeen tai mahdollisesti tumman kasvuturpeen tuotanto aloitetaan (Reinikainen suullinen, 2014). Kun vaalea turve on nostettu, suon pohjaosista saadaan vielä energiaturvetta (Reinikainen suullinen, 2014). Hyvillä kasvuturvesoilla kasvuturvetta tuotetaan 10–25 vuoden ajan. Ojitetut turvekankaat eivät sovellu kasvuturvetuotantoon yhtä hyvin kuin luonnontilaiset suot, koska suon pintaosa voi ojituksen vuoksi olla maatunutta ja sisältää runsaasti puiden juuria (Salo suullinen, 2014).

Turvetuotannon loputtua alueen jälkikäytöstä huolehditaan yleensä joko metsittämällä, viljelemällä tai ennallistamalla turvemaata suoksi maanomistajan toiveiden mukaan (Nilsson ja Nilsson 2004; Kirkinen ym. 2007, b; Väisänen 2014). Jälkikäyttötavan valintaan vaikuttavat muun muassa kasvupaikan vesitalous, topografia ja suopohjan ominaisuudet (www.vapo.fi, b). Metsityksessä puusto voidaan viljellä (istutus, kylvö) tai uudistaa luontaisesti. Toimenpiteessä valitaan kasvupaikalle sopiva puulaji, jota voidaan soveltaa perinteiseen metsänkasvatukseen tai energiapuun kasvatukseen (Issakainen ja Huotari 2007). Turvemaata voidaan hyödyntää metsityksen jälkeen bioenergian tai ainespuun tuotantoon, minkä edistämiseksi kasvupaikka usein lannoitetaan (Issakainen ja Huotari 2007). Aron (suullinen, 2014) mukaan 10–20 cm on optimaalinen jäännösturpeen paksuus metsityskohteilla. Varsinkin paksummilla turvemaidella maaperä tulisi lannoittaa joko puutuhkalla tai PK-lannoitteella, minkä jälkeen kivennäisravitseminen hoituu normaalisti juuriston kautta turpeen alla olevasta kivennäismaasta, jos jäännösturpeen paksuus ei muodostu rajoittavaksi tekijäksi. Erityisen tehokas menetelmä olisi turvekerroksen ja kivennäismaan sekoittaminen, mutta sitä ei tällä hetkellä juuri tehdä (Aro suullinen, 2014).

Soistamisen eli ennallistamisen tarkoituksena on muuttaa turvesuo pohjaturvetta muodostavaksi ja hiilidioksidia sitovaksi ekosysteemiksi vesittämällä alue ja mahdollisesti kylvämällä rahkasammalta (Tuittila ym. 1999). Veden pinnan noustessa muodostuneita kosteikoita voidaan käyttää myös virkistykseen (esimerkiksi lintujen tarkkailu, metsästys), jolloin niitä pitää hoitaa aktiivisesti poistamalla rantojen pajukkoa ja kaislikkoa (www.vapo.fi, c). Muutoin alue kasvaa pikku hiljaa umpeen. Ruokohelven (*Phalaris arundinacea*) viljely on nykyään suhteellisen vähän käytetty jälkikäyttömuoto, mutta koska se saattaa tuottaa satoa jopa 10–12 vuotta (Kirkinen ym. 2007, b), se on myös hyvä vaihtoehto tuotantoalueen jälkikäyttömuodoksi. Ruokohelpeä

voidaan käyttää bioenergian tuottamiseen, mutta nykyisellä voimalaitoskannalla sen käyttö on osoittautunut haasteelliseksi (Leinonen ym. 2007).

3. ELINKAAREN PÄÄSTÖJEN MÄÄRITYS

3.1. Soiden ja turvemaiden ilmastovaikutus

Tuotteen tai prosessin ilmastovaikutusta voidaan tarkastella usealla eri tavalla. Turvetuotannon eri vaiheiden ilmastovaikutusta on kuvattu usein säteilypakotteella ja GWP -arvolla. Säteilypakote kuvaa säteilytasapainon muutosta maapallolla pinta-alaa kohden ($W m^{-2}$) ajan funktiona. Säteilytasapainon avulla pystytään mittaamaan energia, joka on absorboitunut maapallolle tietyssä ajassa. Negatiivinen arvo kuvaa maapalloa viilentävää vaikutusta ja positiivinen arvo lämmittävää vaikutusta (Kirkinen ym. 2007, b; Minkkinen ym. 2008; Ojanen ym. 2012; Höglund ja Martinsson 2013). Säteilypakote on hetkellinen arvo, mutta myös kumulatiivista säteilypakotetta on käytetty esimerkiksi eri maankäyttömuotojen vertailussa (Holmgren ym. 2006).

Lämmityspotentiaali (GWP) ilmaisee kunkin kasvihuonekaasun yhden massapohjaisen yksikön säteilypakotevaikutuksen suhteessa hiilidioksidin säteilypakotteeseen tietynä ajanjaksona. Yksikkönä ovat hiilidioksidiekvivalentit (CO_2 -ekv.), joka on yksinkertaistettu tapa kuvata kaikkien kasvihuonekaasujen yhteistä ilmastovaikutusta (integroitua säteilypakotetta) tietyllä aikajaksolla kertomalla kunkin kaasun massa IPCC:n määrittämällä GWP_{100} -arvolla (Uppenberg ym. 2001). Metaanille lämmityspotentiaali sadan vuoden aikaperspektiivillä on 28 ja typpioksiduulille 365 (IPCC 2013). GWP- perusteista menetelmää on kuitenkin kritisoitu, sillä arvot ovat riippuvaisia valitusta aikaskaalasta (Väisänen 2014). IPCC on määrittänyt GWP -arvot 100 vuoden lisäksi myös 20 ja 500 vuodelle. Jos halutaan tarkastella jatkuvaa ilmastovaikutusta, lämmityspotentiaalien sijaan käytetään säteilypakotetta (Savolainen ym. 1994).

Turpeen elinkaaren aikaisista ilmastovaikutuksista on tehty useita tutkimuksia (Savolainen 1994; Wihersaari 1996; Nilsson ja Nilsson 2004; Hagberg ja Holmgren 2008; Kirkinen ym. 2007a,b; Seppälä ym. 2010; Höglund ja Martinsson 2013; Väisänen 2014). Ilmastovaikutusta on tarkasteltu tiettyjen skenaarioiden avulla, joissa alkutilaksi on määritelty kasvihuonekaasutaseet luonnontilaiselta suolta, metsäojitetulta suolta tai suopelloilta ja jälkikäyttömuodoksi metsitys, soistaminen tai ruokohelven viljely.

Analyysin perustana ovat alkutilan eli vertailutilan päästöt, jotka vähennetään turvetuotantoketjun päästöistä. Turpeen ilmastovaikutus lasketaan kaavalla:

$$I = I_P - I_R,$$

jossa I on ilmastovaikutus, I_P on turpeen tuotantoketjun päästöt huomioiden kaikki tuotannon vaiheet ja jälkikäytön ja I_R on vertailutilan päästöt (Kirkinen ym. 2007, a).

Elinkaarien kasvihuonevaikutuksia on edellisissä tutkimuksissa vertailtu joko kumulatiivisella tai hetkellisellä säteilypakotteella joko yhtä tuotettua energiayksikköä kohden tai dimensiottomana yksikkönä (E_{abs}/E_{po}), joka ilmaisee päästöjen ja nielujen kumulatiivista säteilypakotetta suhteessa polttoaine-energiaan (Kirkinen ym. 2007, a). Päästökertoimet kullekin elinkaaren vaiheelle on tutkimuksissa ilmoitettu kohteen pinta-alaa kohden ($g\ m^{-2}$), paitsi kuljetus- ja polttovaiheessa tuotettua energiamäärää kohden ($g\ MJ^{-1}$) (Kirkinen 2005). Elinkaarianalyyseissa nielut usein ilmaistaan negatiivisina ja lähteet positiivisina lukuarvoina (Kirkinen ym. 2007, a). Elinkaarianalyyseissä toiminnallisina yksikköinä energiaturpeen tapauksessa on käytetty ilmastovaikutusta suhteessa tuotettuun energiayksikköön (MJ) ja kasvuturpeen tapauksessa kuution kasvuturvetta (m^3). Elinkaarien tarkastelujaksojen pituudet ovat usein olleet 20, 100 ja 300 vuotta (Nilsson ja Nilsson 2004; Holmgren ym. 2006; Kirkinen ym. 2007, b; Väisänen 2014). Aikaperspektiivin kasvaessa myös epävarmuustekijät kasvavat ja kasvihuonekaasupäästöjen vähentäminen edellyttäisi ilmastovaikutusten vähentämistä myös lyhyellä aikaperspektiivillä (Maa- ja metsätalousministeriö 2011). Seppälä ym. (2010) mukaan 100 vuoden tarkasteluketju onkin pisin suositeltava aikaskaala ilmastovaikutustarkasteluissa.

Turpeen elinkaareissa suurin osa päästöistä on peräisin turpeen poltosta (Leijting 1997; Mälkki ja Frilander 1997; Väisänen 2014). Tulokset riippuvat kuitenkin olennaisesti siitä, mille ajalle turpeen ilmastovaikutukset lasketaan (Väisänen 2014). Mitä pidempää ajanjaksoa tarkastellaan, sitä pienemmäksi turpeen ilmastovaikutus muodostuu, koska tällöin laskennassa korostuvat enemmän turpeen käytön alku- ja jälkikäyttötilanteet (Minkkinen ja Laine 2001). Elinkaarianalyysien tarkkuus riippuu myös olennaisesti eri vaiheille käytetyistä päästökerroinarvoista, etenkin niistä vaiheista, joista on vähän tutkimustietoa.

Turvetuotannon elinkaaren ilmastovaikutusta on pidetty usein puubioenergian kanssa fossiilisia polttoaineita huomattavasti parempana vaihtoehtona 100 vuoden aikaskaalalla (Wihersaari 1996). Aikaisemmat elinkaarityöt (Nilsson ja Nilsson 2004; Holmgren ym. 2006; Kirkinen ym. 2007, b; Hagberg ja Holmgren 2008; Höglund ja Martinsson 2013) päätyivät vertaillessaan eri turvetuotantoketjujen ja kivihiilen ilmastovaikutuksia tulokseen, jossa 100 vuoden aikajänteellä kaikkien turvetuotantoketjujen ilmastovaikutukset olivat verrattavissa kivihiilen ilmastovaikutukseen ensimmäisten 30–40 tarkasteluvuoden aikana, mutta tämän jälkeen energiaturpeen päästöt olivat jopa 50 % kivihiieltä alhaisemmat, jos alkutilana oli suopelto, ja jälkikäyttö suoritettiin metsittämällä. Turvetuotantoketjuissa turvetta nostettiin suopelloilta, luonnontilaisilta tai metsäojitetuilta soilta, ja jälkikäyttömuotona oli joko metsittäminen tai soistaminen. Tutkimusten perusteella turpeennostoa tulisi välttää ojittamattomilta soilta, sillä tällöin energiaturpeen ilmastovaikutus oli kivihiilen tasolla. Turvetuotannon aloittaminen metsäojitetulla suolla aiheutti hieman pienemmän ilmastovaikutuksen kuin tuotannon aloittaminen luonnontilaisella suolla.

Seppälän ym. (2010) elinkaarityön mukaan luonnontilaisten ja karujen metsäojitetujen soiden käyttö turvetuotantoon aiheutti 100 vuoden aikaskaalalla likimain samansuuruisen ilmastovaikutuksen kuin kivihiilen käyttö energiaksi riippumatta turvetuotantoalueen jälkikäyttömuodosta, kun taas 300 vuoden aikaskaalalla metsityksen tuoma hiilinielu pienensi huomattavasti ilmastovaikutusta suhteessa kivihiiileen. Metsäojitetuilta soilta nostetun energiaturpeen ilmastovaikutus oli riippuvainen kasvupaikasta ja turvekerroksen poistamisen tuomasta kasvulisäyksestä. Elinkaarityön mukaan rehevä kasvupaikka aiheutti pienemmän ilmastovaikutuksen kuin karu kasvupaikka, sillä rehevä kasvupaikka oli karua kasvupaikkaan suurempi kasvihuonekaasujen lähde. Lisäksi metsityksen tuottama hiilinielu oli suurempi tuottavilla kuin karuilla kasvupaikoilla (Seppälä ym. 2010). Jälkikäytön ilmastovaikutuksista on vielä vähän tutkimustuloksia, mutta on selvää, että sekä metsitys että soistaminen edesauttavat hiilinielun muodostamisessa ja myös tutkimukset ruokohelven viljelystä ovat olleet positiivisia (Kirkinen ym. 2007, b). Nilsson ja Nilsson (2004) totesivat nopean kiertoajan kasvien jälkikäyttökasvatuksen vähentävän päästöjä hiilen elinkaaren verrattuna jopa 65 %, kun alkutilana oli suuripäästöinen pelto. Myös uusien, vähäpäästöisten turpeennostomenetelmien, joissa tuotantoala on kasvipeitteetön lyhyemmän ajan, kehityksen on havaittu olevan tuotantovaiheen osalta merkittävässä roolissa päästövähennyksissä (Hagberg ja Holmgren 2008; Seppälä ym. 2010).

Edellisten elinkaaritutkimusten mukaan ilmastovaikutuksiltaan edullisin vaihtoehto on turvetuotannon keskittäminen turvepelloille, tämän jälkeen metsäojitusalueille ja huonoin vaihtoehto luonnonsoille (Kirkinen 2005; Holmgren ym. 2006; Hagberg ja Holmgren 2008; Seppälä ym. 2010; Höglund ja Martinsson 2013; Väisänen ym. 2013). Väisänen (2014) mukaan metsäojitusalueista turvetuotantoa kannattaisi harjoittaa kaikkein rehevimmillä turvekankailla, jotka tutkimuksessa olivat mustikka- puolukka ja ruohotyypin turvekankaita, joilla vallitseva puulaji oli hieskoivu. Väitöskirjan mukaan päästövähennys sadan vuoden aika-akselilla voisi olla jopa 30 % edellisten elinkaaritöiden päästöihin verrattuna, joiden oletuksena on käytetty keskimääräisen metsäojitusalueen päästöjä. Alkutilan ravinteisuustasojen merkitystä elinkaaren ilmastovaikutukseen on tutkittu niukasti, mutta esim. Hagberg ja Holmgren (2008) päätyivät tulokseen, jossa turvetuotannon keskittäminen ravinteikkaille soille (kuten reheville metsäojitusalueille) aiheutti pienemmän ilmastovaikutuksen kuin tuotannon aloitus karuilla ojitusalueilla tai luonnontilaisilla soilla.

3.2. Hiilijalanjälki

Hiilijalanjälki on tapa kuvata tuotteiden tai palveluiden ilmastovaikutusta. Tuotteen tai tuotannon hiilijalanjälki määritellään tietyn tuotejärjestelmän kasvihuonepäästöjen ja -poistumien summana hiilidioksidiekvivalentteina perustuen elinkaarianalyysiin (LCA) (ISO/TS 14067). Elinkaarianalyysi on yksinkertaistava standardoitu työkalu, joka mahdollistaa tuotteen potentiaalisten ympäristövaikutusten arvioinnin "kehdestä hautaan" eli ottaen huomioon kaikki ennen tuotantoa, sen aikana olevat sekä jälkeiset päästöt ja mahdolliset nielut. Hiilijalanjälkilaskentaa varten on tehty erillinen tekninen ohjeistus kansainvälisen standardoimisjärjestö ISO:n toimesta, jolla ei kuitenkaan ole vielä standardin asemaa. Hiilijalanjälkilaskentaohjeistuksen mukaan tuotteen potentiaalinen ilmastovaikutus lasketaan käytännössä kertomalla vapautuneen tai poistuneen kasvihuonekaasun massa sen GWP₁₀₀-arvolla, joka edustaa kunkin kaasun lämmityspotentiaalia suhteessa hiilidioksidiin (100 vuoden aikana), ja on dokumentoitava selvitysraporttiin hiilidioksidiekvivalenttien massana toiminnallista yksikköä kohden.

Teknisen ohjeistuksen mukaiseen hiilijalanjäljen laskentaan sisältyvään elinkaarianalyysiin (ISO 14067:2013) kuuluvat 1) tavoitteiden määrittely 2) inventaarioanalyysi, 3) vaikutusarviointi ja 4) tulosten tulkinta. Elinkaariarvioinnilla

saadaan tietoa päätöksentekoon, ja mahdollisesti pystytään vähentämään tuotteiden ja palveluiden ympäristökuormitusta. Ohjeistuksen käyttö on vapaaehtoista, mutta niiden käyttö lisää vertailukelpoisuutta eri toimijoiden välillä. On hyvä tiedostaa, että LCA -menetelmä ottaa huomioon vain potentiaalisen ympäristövaikutuksen eikä kuitenkaan välttämättä todista todellista ympäristövaikutusta. Menetelmän heikkoutena ovatkin nähty aikaperspektiivin valinta ja systeemin rajaus (Väisänen 2014).

3.3. Kasvihuonekaasujen mittausmenetelmät

3.3.1. Tutkimuksen aineistossa käytetyt KHK-mittausmenetelmät

Kasvihuonekaasujen mittausmenetelmä riippuu kasvupaikasta ja sen maankäytöstä. Puustoisilla soilla on usein hyödynnetty tornimittausta, kun taas kammiomittaukset soveltuvat erityisesti puuttomille soille (Minkkinen suullinen, 2014). Turvemaiden ja soiden kasvihuonekaasutasetta voidaan mitata usealla eri tavalla, joista kolme päämittausmenetelmää on meteorologinen kovarianssimenetelmä eli tornimenetelmä (eddy-covariance, EC), jota hyödynnetään usein CO₂-mittauksissa (Grelle ja Lindroth 1996), staattiset ja dynaamiset kammiomittaukset (CO₂, CH₄ ja N₂O-mittauksissa) ja hiilivaraston muutosmittaukset (C → CO₂ ja CH₄). Tässä tutkimuksessa käytetyssä aineistossa hiilidioksidimittauksia on suoritettu kaikilla kolmella menetelmällä, kun taas metaani- ja typpioksiduulipäästöt on mitattu kammioilla. Turvemaakosysteemin, eli tässä tutkimuksessa turvetuotannon alkutilan, CO₂-päästöjä voidaan määrittää tutkimalla nettohiilidioksiditasetta (NEE), joka huomioi ekosysteemin kaikki hiilidioksidin virrat, tai pelkkiä maaperän orgaanisen aineen hajoamisesta johtuvia päästöjä, eli heterotrofista maahengitystä (R_{het}).

3.3.1.1. Tornimittaus (Eddy covariance)

Tornimenetelmässä ilmakehän ja maan välinen nettohiilidioksiditase (NEE), johon määritetään koko ekosysteemin kasvihuonekaasuvirtojen päästö- ja poistumakomponentit, mitataan latvuston yläpuolelta mittaustornista eddy covariance -menetelmällä (Lohila ym. 2011). Mittalaite tallentaa hiilidioksidipitoisuuden ja tuulen nopeuden ja suunnan tietyssä pisteessä useita kertoja sekunnissa, minkä vuoksi datasta voidaan määrittää hiilidioksidivirtojen suuruus ja suunta (Meyer ym. 2013). Tuloksena saadaan koko ekosysteemille integroitu hiilidioksiditase, johon kuuluvat maahengitys ja kaikki kasvillisuuskerrokset (Minkkinen ja Laine 2001). Tornimittaukset soveltuvat täten myös puustoisten kasvupaikkojen hiiliasemittausmenetelmäksi (Minkkinen

suullinen, 2014). Useissa tutkimuksissa taseita on mitattu yli vuoden ajalta, kun taas osassa tutkimuksia tase on määritetty pelkästään kasvukauden ajalta.

3.3.1.2. Kammiomittaus

Ekosysteemin osien kaasuvoita (CO_2 , CH_4 ja N_2O) voidaan määrittää staattisilla tai dynaamisilla kammioilla, jotka käyttötarkoituksensa perusteella luokitellaan joko pimeä- tai valokammioihin (Minkkinen ja Laine 2001). Dynaamisissa kammioissa on ilmankiertojärjestelmä ja kaasunäytteet ohjautuvat suoraan kaasuanalyysijärjestelmään, kun taas staattisissa mittauksissa kaasunäytteet kerätään tietyin väliajoin ja analysoidaan laboratoriossa kaasugromatografilla (Moore ja Roulet 1991). Kammiomenetelmällä määritetään kasvihuonekaasutaseita pienemmässä mittakaavassa kuin tornimenetelmällä (esim. kasviyhteisötasolla), ja kokeellisten käsittelyjen teko esim. eri maahengityskomponenttien erottamiseksi on sillä helpompaa (Minkkinen suullinen, 2014).

Maaperän ja pintakasvillisuuden muodostaman systeemin hiilen vaihtoa (NEE tai NEE_{ff} , ff=forest floor) voidaan mitata kasvillisuuden päältä läpinäkyvillä kammioilla (esim. Riutta ym. 2007). Mittaustulos, joka on siis autotrofisen ja heterotrofisen hengityksen eli kokonaishengityksen (R_{tot}) sekä fotosynteesin (P) erotus, antaa suoraan hetkittäisen hiilidioksidin taseen kammion edustamalle alalle. Metodi toimii siis lähinnä puuttomilla soilla, joskin sitä on käytetty myös puustoisilla soilla (esim. Badorek ym. 2011), mutta silloin puuston osuus hiilitaseeseen tulee arvioida erikseen. Pidempien aikojen (kasvukausi, vuosi) taseet lasketaan yleensä mallittamalla fotosynteesi ja kokonaishengitys ympäristötekijöiden, kuten valon, lämpötilan ja lehtialan, funktiona.

Mitattaessa läpinäkymättömillä eli ns. pimeillä kammioilla saadaan tulokseksi kokonaishengitys (R_{tot}). Jos mitataan alalta, josta maanpäällinen kasvillisuus on poistettu, saadaan maahengitys (R_{soil}), joka sisältää heterotrofisen hengityksen (R_{het}) sekä mahdollisesti kammion ulkopuolisten kasvien juurten autotrofista hengitystä. Jotta tästä päästään maan hiilidioksidin taseeseen, täytyy päästöstä vähentää vielä mahdollinen juuristohengitys sekä mitattavan koealan kokonaiskariketuotos (Ojanen ym. 2012). Heterotrofista hengitystä (R_{het}) eli hiilidioksidin vapautumista hajoavasta orgaanisesta aineesta voidaan mitata suljetuilla kammioilla maan päältä, kun maanpäällinen kasvillisuus on poistettu ja juuret katkottu (Ojanen ym. 2012). Kasvien

hajoavien juurten osuus hiilidioksidipäästöistä saattaa olla jopa 10–40 % maan kokonaishengityksestä (Silvola ym. 1996).

Kasvien ja puiden kuolleen orgaanisen aineksen eli karikkeen tuotos yleensä mallinnetaan käyttäen taustatietona puuston ja kasvillisuuden kasvua (Ojanen ym. 2013). Hienojuurten uusiutuvuuden aiheuttamat epävarmuustekijät vaikuttavat maanalaisten osien kariketuotannon määritykseen ja tämä aiheuttaa virhelähdettä kariketuotoksen arvioihin (Ojanen ym. 2012). Kammiomittauksissa hetkelliset kaasuvuot lasketaan kammion kaasupitoisuuden muutoksena ajan suhteen (Meyer ym. 2013), ja vuotuiset kasvihuonekaasutaseet interpoloimalla mittausten väliset hetkelliset vuot ja integroimalla ne (Moore ja Roulet 1991) tai mallittamalla vuot ympäristötekijöiden vaihtelun mukaan (Lohila ym. 2011). Kaasumittauksia tulisi tehdä 1–2 viikon välein koko kasvukauden ajan ja 2–4 viikon välein talviaikaan, jotta aineistoa voitaisiin pitää kattavana ja luotettavana (Minkkinen ja Laine 2001).

Ojanen ym. (2012) vertasi kahden eri kammiomittauksiin perustuvan menetelmän (R_{het} ja R_{floor}) eroja suhteessa tornimittausten tuloksiin. R_{het} -menetelmässä mitattiin pimeäkammioilla maahengitystä heterotrofisen hengityksen ja kariketuotoksen avulla, kun juurten vaikutus oli eliminoitu, ja R_{floor} -menetelmässä läpinäkyvillä kammioilla turvekankaan maaperän hiilitasetta kokonaishengityksen avulla mukaan lukien puuston juuriston hengityksen. Varsinkin läpinäkyvällä kammioilla suoritetun R_{floor} -menetelmän haasteina olivat hiilen sidonnan ja perustuotannon määrityksen epätarkkuus. Lisäksi satunnaisvirhe R_{floor} -menetelmässä oli R_{het} -menetelmää suurempi. Läpinäkyvän kammiomittauksen heikkoutena nähtiin lisäksi karikekertymän estimointi ja juuriston uusiutumisenopeuksien vaikutus maahengityksen tulokseen, kun taas suljetun kammion menetelmän heikkoutena nähtiin olevan juurten katkomisen vaikutus maaekosysteemiin sekä maanalaisen karikekertymän estimointi. Ojanen ym. (2012) tutkimuksen mukaan maaperän heterotrofista hengitystä mittaava suljettu kammion menetelmä soveltuu paremmin maaperän päästöjen laskentaan kuin läpinäkyvän kammion menetelmä.

Kammiomittausten metodien tarkkuus (mm. käytettävät regressiomallit) eivät vielä ole tornimenetelmän tasolla ja mittausajankohta-aukkojen mallinnus ja fotosynteesin estimointi saattaa olla hyvinkin epätarkkaa (Meyer ym. 2013). Tornimenetelmä on kuitenkin hintava, eikä tästä syystä sovellu useita mittauspisteitä vaativiin laajojen

alueiden tutkimuksiin (Ojanen ym. 2013). Lohila ym. (2007) mukaan tornimenetelmä on ainoa luotettava tapa määrittää koko ekosysteemin kattava hiilitase, tosin menetelmän epävarmuustekijänä on ympäristötekijöiden, kuten tuulten vaikutus mittaustuloksiin (Meyer ym. 2013).

3.3.1.3. Hiilivarastomittaus

Hiilen pitkän aikajakson nieluja ja päästöjä voidaan mitata myös maaperän hiilivaraston muutoksena ajan suhteen toistamalla mittaus samalla pisteellä kahtena eri ajankohtana turvekairaa apuna käyttäen (Minkkinen ja Laine 1998; Simola ym. 2012). Menetelmää voidaan hyödyntää esimerkiksi tutkiessa ojituksen vaikutusta ennen ja jälkeen toimenpiteen (Simola ym. 2012). Vaikka menetelmä on yksinkertainen, sen ongelmana ovat määrittystarkkuuteen vaikuttavat tekijät (esim. turpeen tiheyden suuri spatiaalinen satunnaisvaihtelu, turpeen painuminen) ja tarve vähintään kymmenen vuoden aineistoon (Minkkinen ja Laine 2001).

3.4. Turpeen elinkaaren kasvihuonekaasutaseet

3.4.1. Alkutilan kasvihuonekaasutaseet

3.4.1.1. Luonnontilainen suo

Hiiltä kertyy ekosysteemiin puuston ja kasvillisuuden fotosynteesissä ja kasvussa eli perustuotannossa sekä kuolleen orgaanisen aineksen eli karikkeen muodossa. Luonnontilaiset suot ovat hiilidioksidin nieluja eli ne poistavat ilmakehästä hiilidioksidia (Turunen ym. 2002). Tämä perustuu siihen, että suon hiilen sidonta on hajotusta suurempaa, koska pohjavedenpinta on lähellä maan pintaa ja pitää sen alaisen maan hapettomana. Suurin osa kasvien fotosynteesissä sidotusta hiilestä hajoaa turpeen hapellisessa pintakerroksessa (akrotelma), mutta osa hiilestä kerääntyy syvempään hapettomaan kerrokseen (katotelma), jossa karikkeen hajotustoiminta on hidasta (Clymo 1984). Lisäksi hiilidioksidia vapautuu ilmakehään kasvillisuuden hengityksessä (Minkkinen ym. 2007, a). Hiilen kertyminen on vahvasti riippuvainen maantieteellisestä sijainnista ja suotyypistä, ollen etelässä pohjoista ja nuorilla soilla vanhoja soita suurempaa (Minkkinen ja Laine 1998). Perustuotannon on havaittu olevan minerotrofisilla soilla ombrotrofisia soita huomattavasti suurempaa, johtuen minerotrofisien kasvien kuten sarojen suuresta tuotannosta (Mäkilä ja Goslar 2008). Lisäksi topografialla on merkitystä päästöjen muodostumiseen: kuljut ja lammikot eli

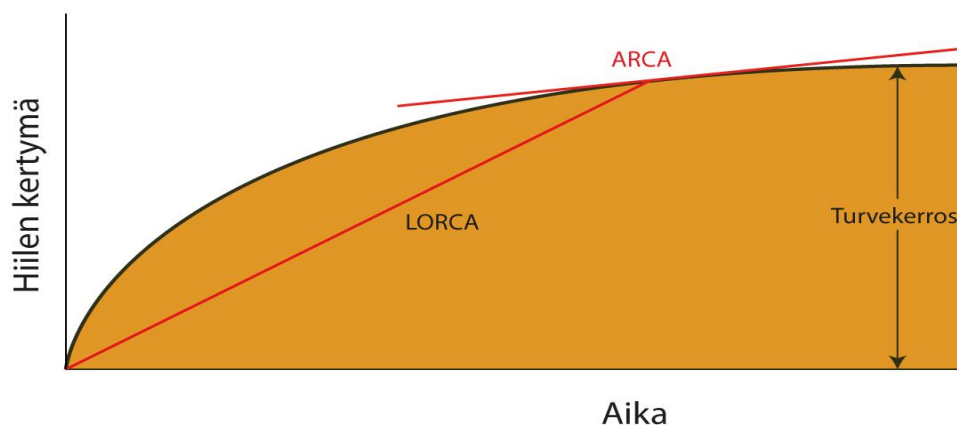
suon määrittävät osat sitovat hiilidioksidia ja tuottavat metaania korkeammalla olevia määrittäjä enemmän (Waddington ja Roulet 1996).

Luonnontilaiset suot ovat merkittäviä metaanin lähteitä (Tuittila ym. 2000; Minkkinen ym. 2007, b). Metaania syntyy suon hapettomassa katotelmassa, jossa metanogeeniset bakteerit hajottavat orgaanista ja kaasumaista hiiltä. Metaania erittyy katotelmasta kuplimalla, diffuusiolla tai sarojen tuuletussolukoiden (aerenkyymi) kautta (Matthews ja Fung 1987). Metaania erittyy vähemmän soilla, joilla on puustoa (Nykänen ym. 1998). Tähän vaikuttaa kasvillisuuden ja puuston haihdunta, mikä laskee veden pinnan tasoa johtaen metaanin erittymisen vähenemiseen.

Soiden päästöt riippuvat kasvupaikan ravinteisuudesta. Minerotrofisilta (reheviltä) soilta vapautuu ombrotrofisia (karuja) soita enemmän metaania ilmakehään sarakasvillisuuden vuoksi (Nykänen ym. 1998), mutta ne saattavat muodostaa merkittävämmän hiilidioksidin nielun (Saarnio ym. 2007; Mäkilä ja Goslar 2008). Toisaalta ombrotrofisten soiden on pitkällä aikavälillä huomattu kerryttävän hiiltä minerotrofisia soita enemmän, mikä johtuu ombrotrofisoitumisen aiheuttamasta happamoitumisesta, joka vaikuttaa hajotuksen vähenemiseen (Granath ym. 2010). Happamoitumista tapahtuu rahkasammalten lisääntymisen myötä (Clymo ym. 1984). Rahkasammalvaltaisten soiden turpeen on havaittu lisäksi maatuvan sarasoita hitaammin (Mäkilä ja Grudström 2008). Typpioksiduulia ei luonnontilaisilla soilla muodostu johtuen vähäisestä nitraatin ja hapen määrästä (Maljanen ym. 2004).

LORCA -menetelmä (long term carbon accumulation rate) perustuu keskimääräiseen hiilen kertymisnopeuteen (massa/ikä, kuva 5). LORCA -arvojen perusteella ombrotrofisten keidassoiden vuotuisen hiilen kertymän on havaittu olevan minerotrofisia aapasointa suurempi (Turunen ym. 2002). Hiilen pitkäaikaiskertymä keidassoilla oli $20,8 \text{ g C m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja aapasoilla $16,9 \text{ g C m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (Turunen ym. 2002). Suurin hiilenkertymänopeus oli nuorilla rahkasoilla (ombrotrofiset keidassuot), joilla happamoituminen vähensi hajotustoimintaa. Kerrostumisnopeus oli kuitenkin riippuvainen suon iän lisäksi ilmastollisista tekijöistä ja pinnan viettosuhteista (Saarnio ym. 2007; Mäkilä ja Grundström 2008). Koska LORCA -menetelmä antaa hiilen sidonnalle vain keskimääräisen historiallisen arvon, voi arvo olla harhainen estimaatti nykyiselle kertymälle. Tämän vuoksi turpeen kertymistä on pyritty mallittamaan ottamalla huomioon suohon kertyvä turvemassa ja sen jatkuva hajotus koko

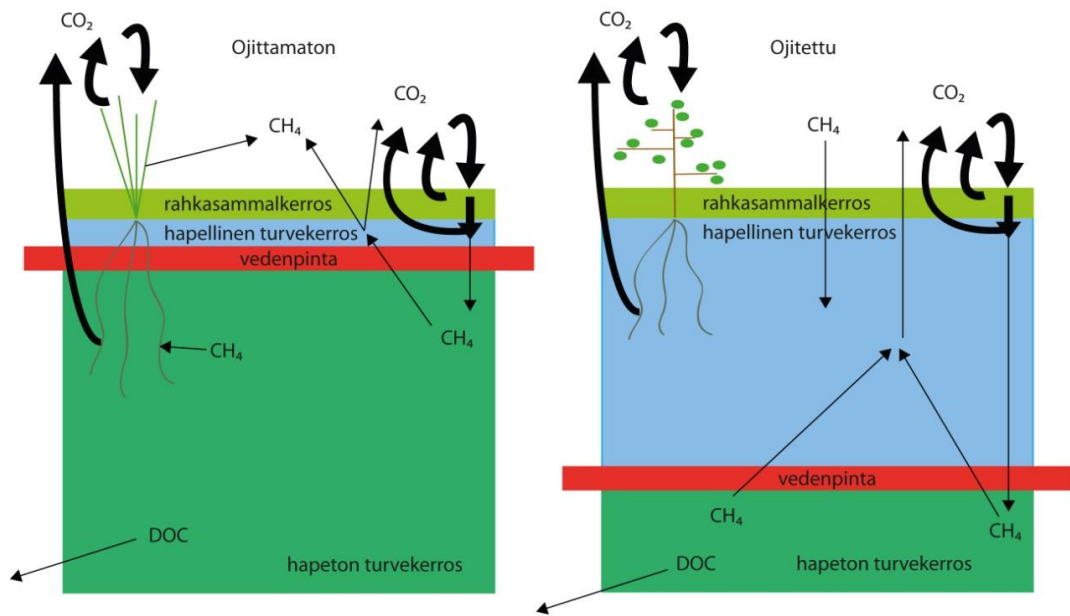
turvekerroksessa. Näin saatu estimaatti on ARCA (actual rate of carbon accumulation) (kuva 5). Turunen ym. (2002) totesi LORCA -menetelmällä saadun aineiston pitävän sisällään vain paksuturpeisia, vanhoja rahkasoita eikä se selitä tämän hetkistä hiilen kertymätasoa, johon vaikuttavat ilmastolliset ja autogeeniset (kuten happamoituminen) prosessit. Soiden hiilen kertymä on vahvasti riippuvainen kunkin vuoden ilmastotekijöistä (Alm ym. 1999, a).



Kuva 5. LORCA ja ARCA. Turvekerros käsittää turvepatsaan tiheyden (akrotelma ja katotelma). ARCA ($\text{g C m}^{-2} \text{v}^{-1}$) kuvaa hetkellä t turvekerroksen kasvun nopeutta, kun taas LORCA ($\text{g C m}^{-2} \text{v}^{-1}$) pitkän ajan hiilen kertymän keskiarvoa (kuva: mukailen Clymo ym. 1984).

3.4.1.2. Metsäojitetut suot

Kun suo ojitetaan, turpeen lämpötila laskee ja turvekerros vajoaa ensimmäisinä vuosikymmeninä jopa 15–40 cm (Mäkilä ja Goslar 2008) (kuva 6), jolloin turpeen tiheys ja hapellisen kerroksen tilavuus kasvaa (Minkkinen ym. 2008). Turpeen hajoaminen lisääntyy erityisesti suon hapellisissa pintaosissa, ja kasvillisuus alkaa kehittyä kohti kangasmaiden kasvillisuutta (Minkkinen ym. 2008). Hajoamiseen vaikuttaa kohteen ojitussuhteetti (Hargreaves ym. 2003) ja ravinteisuus, ja ravinteikkailla turvekankailla turve keskimäärin hajoaa karuja turvekankaita nopeammin suuremman turpeen tiheyden, saravaltaisen kasvillisuuden ja suuremman ravinteiden määrän johdosta (Ojanen ym. 2012).



Kuva 6. Suon ojitusvaikutus (kuva: T. Riutta).

Ravinteikkaampi turvekangas on useissa tutkimuksissa karua kasvupaikkaa suurempi hiilidioksidin lähde (Martikainen ym. 1995; Ojanen ym. 2013), minkä epäillään johtuvan karujen kasvupaikkojen vahvasta juuristoallokoinnista sekä hitaammasta hajotustoiminnasta (Minkkinen ym. 2008; Lohila ym. 2011). Tutkimustulokset metsäojitettujen soiden CO₂-taseista, jotka sisältävät lisäksi biomassaan ja karikkeeseen sitoutuvan hiilen, ovat olleet ristiriitaisia, eikä nykytiedon valossa ole selvää, ovatko Suomen turvekankaat kokonaisuudessaan enemmän hiilidioksidin nieluja vai lähteitä (Ojanen ym. 2014). Minkkisen ja Laineen (1998) mukaan ojitus ei useimmiten muuttanut turvemaata hiilidioksidin lähteeksi. Vaikka maaperän hiilivarasto useiden tutkimusten perusteella pienenee metsäojituksen jälkeen, myös hiilen virta maaperään kasvaa. Kasvillisuuden nettoperustuotanto ja biomassa lisääntyvät ojituksen myötä, mikä lisää myös kariketuotosta (Meyer ym. 2013). Minkkisen ja Laineen (1998) tutkimuksessa erityisesti karujen kasvupaikkojen nettoperustuotannon lisääntyminen (esimerkiksi puuston hienojuurten kasvu ja puusto) vaikuttivat kasvupaikan hiilen kertymän lisääntymiseen ojituksen jälkeen.

Veden pinnan lasku käynnistää kasvillisuussukcession, jossa suokasvit korvautuvat kangasmaan kasveilla. Sarojen vähenemisen ja hapellisen hajotuksen lisääntymisen myötä metaanipäästöt laskevat ojituksen myötä lähes nolnaan (Nykänen ym. 1998; Lohila ym. 2011) ja turvekankaan maaperästä saattaa muodostua metaanin nielu (Lohila ym. 2011). Metsäojitetut suot saattavat tosin olla eräissä tapauksissa huomattavia

metaanin lähteitä johtuen ojien päästöistä tai ojituksen epäonnistumisesta (Minkkinen ja Laine 2006; Minkkinen ym. 2008). Ojien päästöt ovat luonnontilaisten soiden päästöjen tasolla (Ojanen ym. 2012). Metsäojitettu suo muuttuu usein typpioksiduulin lähteeksi veden pinnan laskun ja pH:n kasvun aiheuttaman lisääntyneen typen mineralisaation myötä varsinkin rehevillä kasvupaikoilla (Martikainen ym. 1993; Minkkinen ym. 2008).

3.4.1.3. Suopellot

Ojitus maatalouskäyttöön aiheuttaa suuria muutoksia turvemaan päästöihin. Suopelloilla turve hajoaa nopeasti ja niiltä vapautuu runsaasti hiilidioksidia ilmakehään tehokkaan kuivatuksen ja kasvillisuuspeitteen epäsäännöllisyyden vuoksi (Maa- ja metsätalousministeriö 2011). Suopelloilla rehevämpi kasvupaikka (laidun) on karua kasvupaikkaa suurempi hiilidioksidin ja typpioksiduulin lähde johtuen mahdollisesti kasvupaikan korkeasta C/N-suhteesta (Menyailo ym. 2002). Lannoitukset ja maanmuokkaus lisäävät typpioksiduulipäästöjä suopelloilla (Maljanen ym. 2006). Metaanipäästöt ovat suopelloilla kuivatuksen johdosta vähäiset (Minkkinen ja Laine 1998), mutta niitä syntyy kuivatusojista.

3.4.2. Turpeen noston ja käytön kasvihuonekaasutaseet

Turvetuotannon valmistelun päästöt johtuvat ojituksesta ja kasvillisuuden poistamisesta. Puuttuvan kasvillisuuden vuoksi tuotantoalueen maapohja ei enää sido hiiltä ja turpeen hajoaminen aiheuttaa hiilidioksidipäästöjä (Hyvönen ym. 2009). Tuotantovaiheessa turvetuotantoalueen kokonaispäästöt koostuvat tuotantokentän, ojien ja aumojen päästöistä (Sundh ym. 2000; Alm ym. 2007), jotka ovat riippuvaisia kunkin kohteen maaperän kosteudesta ja ilmasto-olosuhteista (Alm. ym. 2007). Tuotantokentältä, aumoista ja ojista vapautuu hiilidioksidia ja kentältä ja aumoista typpioksiduulia. Valtaosa päästöistä tulee tuotantokentältä sen suhteessa suuremman pinta-alan vuoksi. Alm ym. (2007) tutkimus osoitti metaanipäästöjen tulevan ojista ja aumoista ja näiden päästöjen olevan talvella suuret. Aumat kattoivat Kirkisen ym. (2007, a) tutkimuksessa n. 5 % kasvihuonekaasujen kokonaispäästöistä. Aumojen päästöt on määritetty peittämättömistä aumoista (Ahlholm ja Silvola 1990). Ojien CH₄-päästöjen on todettu olevan samaa tasoa kuin metsäojitusalueiden ojissa (Alm ym. 2007).

Turpeen kuljetuksen ja polttoaineen (rekka-autot) päästöt ovat suhteellisen pienet (1,1 g CO₂ MJ⁻¹) (Leijting 1999). Energiaturpeen polton päästöt eivät vaihtelee juurikaan (±8 g CO₂ MJ⁻¹) eri tutkimusten välillä ja IPCC:n (2006) määrittämää päästökerrointa (106,0 g

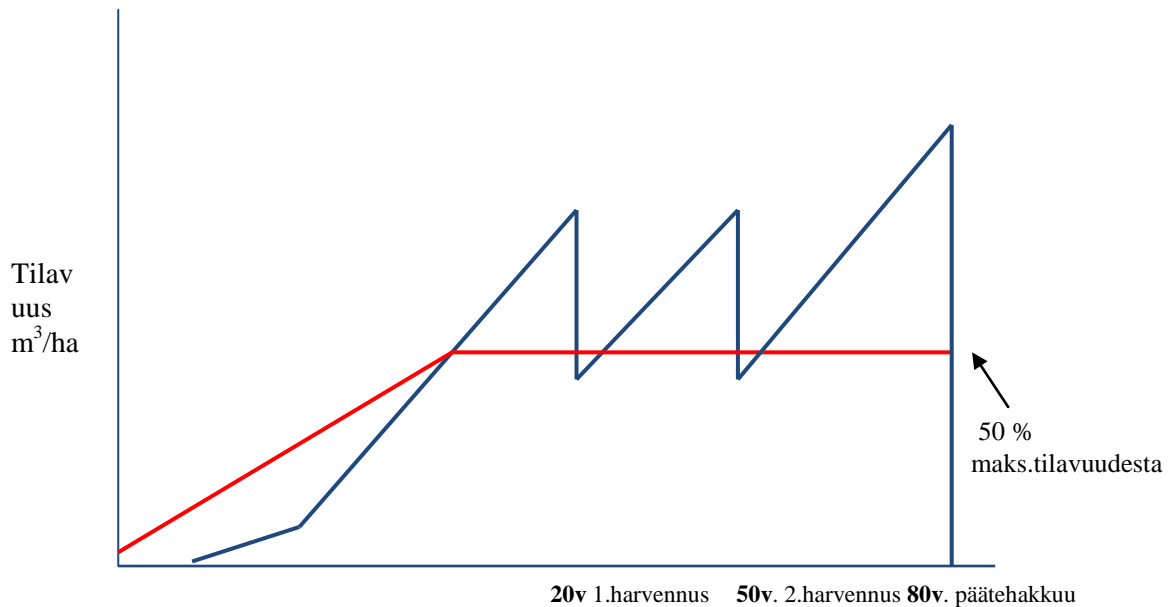
CO₂ MJ⁻¹) voidaan pitää luotettavana. Kasvuturpeen osalta huomattavimmat hiilidioksidipäästöt syntyivät turpeen hajotessa kasvualustakäytössä, mutta tutkimuksia kasvuturpeen käytön päästöistä on tehty vielä vähän. Aiheelle olisi lisätutkimustarvetta, sillä päästöestimaatit perustuvat tällä hetkellä vain arvioihin. Konsulttiyhtiön Quantisin (2012) laatimassa kasvuturpeen elinkaaren aikaisia ympäristövaikutuksia tarkastelevassa raportissa kasvuturpeen oletettiin hajoavan täysin sadan vuoden aikajaksolla, ja että päästöt vähenevät ajan suhteen eksponentiaalisesti. Toisin sanoen hajoaminen on nopeinta heti käytöstä poiston jälkeen.

3.4.3. Jälkikäytön kasvihuonekaasutaseet

3.4.3.1. Metsitys

Suopohjan metsityksen CO₂ -päästöt ja -nielut koostuvat maanpäällisen ja -alaisen karikkeen ja kasvavan puuston biomassan hiilitaseesta sekä jäännösturpeen hajoamisesta (Kirkinen 2005). Aihetta on tutkittu Suomessa vähän, mikä aiheuttaa suurta epävarmuutta metsityksen päästökerroin-arvioihin (Minkkinen ja Laine 2001). Se, kuinka nopeasti ja kuinka paljon hiiltä sitoutuu kasvavaan metsään ja poistuu hajoavan jäännösturpeen mukana, aiheuttaa suurta kohdekohtaista vaihtelua. Metsitetyn suopohjan metaanipäästöt ovat vähäisiä.

Puuston hiilen sidonta alkaa pikku hiljaa uuden puusukupolven myötä, ja metsätalouskäytössä olevan metsitysalueen puut sitovat hiiltä muutaman vuosikymmenen ajan puuston ja maanalaisen biomassan kasvaessa (HMS 2001–2006). Puuston hiilinielun yksinkertaistamiseksi elinkaarilaskelmissa on käytetty mallia, jossa puusto sitoo hiiltä siihen asti, kunnes nielu saavuttaa 50 % päätehakkuun maksimibiomassasta (kuva 7).



Kuva 7. Metsityksen hiilensidonnin malli, jossa puuston biomassan (sininen viiva, m³/ha) kasvu on arvioitu suomalaisen metsätalouden hakuu- ja harvennusrytmin perusteella (kaksi harvennusta ja päätehakkuu), ja jossa hiilen sidonta (punainen viiva) lakkaa sen saavutettua 50 % päätehakkuun maksimitilavuudesta (Kirkinen ym. 2007, a).

Mäkiranta ym. (2007) tutki metsityksen typpioksiduulipäästöjä, ja metsityksen havaittiin olevan typpioksiduulin lähde. Tämän johtuneen siitä, että suonpohjaturve on hyvin maatonut, ja se yleensä sisältää runsaasti typpeä (2390–4027 kg ha⁻¹ 10 cm paksuisessa kerroksessa) (Aro ym. 1997). Erityisesti jos turvekerrosta rikotaan (maanmuokkaus, kivennäismaan lisäys tai sekoitus turpeeseen), typpioksiduulipäästöt kasvavat (Aro ym. 1997). Metsityskohteet ovat yleensä hyvin kuivatettuja, mikä lisää typpioksiduulin muodostumista (Aro suullinen, 2014).

Jäännösturpeen käyttäytymistä metsitysalueilla on tutkittu vähän. Aro ja Kaunisto (2003) seurasivat metsitettyjen suonpohjien turpeen paksuuden kehitystä 18 vuoden ajan. Turpeen paksuus oli keskimäärin hieman jopa kasvanut metsityksen jälkeen, mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevää. Tästä voidaan päätellä, että jäännösturpeen hajoaminen oli hidasta ja se kompensoitui maaperän kärkekertymällä. Jäännösturpeen vähäinen hajoaminen voi johtua jäljellä olevan turpeen vanhasta iästä ja sen sisältämistä vaikeasti hajoavista yhdisteistä. Seppälän ym. (2010) ja Nilssonin ja Nilssonin (2004) elinkaaritöissä oletettiin, että metsitys on ensimmäisten vuosien ajan (noin 20 vuotta) hiilidioksidin päästölähde jäännösturpeen hajoamisen vuoksi, minkä jälkeen rehevillä suonpohjilla biomassatuotos korvaa päästöt. Tutkimuksissa oletettiin jäännösturpeesta syntyvien hiilidioksidipäästöjen vähenevän eksponentiaalisesti ensimmäisen kiertoajan ajan (noin 100 vuotta) kunnes 50 % jäännösturpeesta on maatonut. Lopun oletettiin

säilyvän maaperässä hajoamattomana. Toisaalta Nilsson ja Nilsson (2004) oletivat turpeen hajoavan täydellisesti pikku hiljaa ja siitä syntyvien päästöjen vähenevän eksponentiaalisesti nollaan 300 vuoden aikana (Seppälä ym. 2010).

3.4.3.2. Soistaminen ja ruokohelven viljely

Soistamisesta on tehty vain vähän kasvihuonekaasututkimuksia, mistä syystä päästökerroinarviot ovat suhteellisen epävarmoja. Soistamisen tarkoituksena on ennallistaa turvetuotantoalue mahdollisimman lähelle luonnontilaista suoekosysteemiä. Tuittila ym. (1999) havaitsi suopohjan vesittämisen eli soistamisen vähentävän hiilidioksidipäästöjä soistamattomiin suopohjiin verrattuna, kun kasvillisuus oli kolonisoitunut alueelle. Hiilen sidonta käynnistyi soistamisaloilla jo muutamassa vuodessa, kun vedenpinta pidettiin pintaturpeen tasalla (HMS 2001–2006) Soistaminen kuitenkin johti metaanipäästöihin, jotka seurasivat viiveellä orgaanisen aineksen sidontaa (HMS 2001–2006). Nilsson ja Nilsson (2004) ja Kirkinen ym. (2007, a) oletivat elinkaaritöissään soistamisen tuottavan selvän hiilidioksidin nielun, mutta metaanipäästöjen palautuvan luonnontilaisten soiden päästöjen tasolle. Typpioksiduulipäästöt oletettiin soistamisen jälkeen merkityksettömiksi (Nilsson ja Nilsson 2004).

Ruokohelven viljelyn on aikaisempien elinkaaritutkimusten mukaan havaittu olevan ilmastosyistä varteen otettava vaihtoehto turvetuotantoalueen jälkikäyttömuodoksi (Kirkinen ym. 2007, b). Ruokohelven on varsinkin sateisina vuosina havaittu tuottavan suuren hiilidioksidinielun (Shurpali ym. 2009), sillä maahan karikkeena tuleva hiilen virta on suurempi kuin orgaanisen aineen hajotuksessa poistuva hiilen virta (Shurpali ym. 2010). Koska ruokohelpeä käytetään bioenergian tuotantoon, tietty saanto poistuu pellolta vuosittain. Väisäsen (2014) väitöskirjatyön mukaan lyhyeen kiertoaikaan perustuvat energiakasvit ovat koko elinkaarta tarkasteltaessa vähäpäästöisiä, sillä vaikka biomassa poltetaan, ilmakehään vapautunut hiili sitoutuu nopeasti takaisin uuden biomassan kasvun myötä.

4. AINEISTO JA MENETELMÄT

4.1. Päästökerroinaineisto

Tässä tutkimuksessa käytetty aineisto (liitteenä) koostui Euroopan, Venäjän ja Kanadan soiden ja turvemaiden ja maankäytön kasvihuonekaasutasemittauksista, jotka rajoittuvat

boreaaliselle ja temperaattiselle vyöhykkeelle. Vaikka tarkoituksena oli laskea päästökertoimet suomalaiselle energia- ja kasvuturpeelle, päästölaskennassa hyödynnettiin myös muiden lähes samankaltaisten ilmastovyöhykkeiden dataa kattavan yleiskuvan luomiseksi.

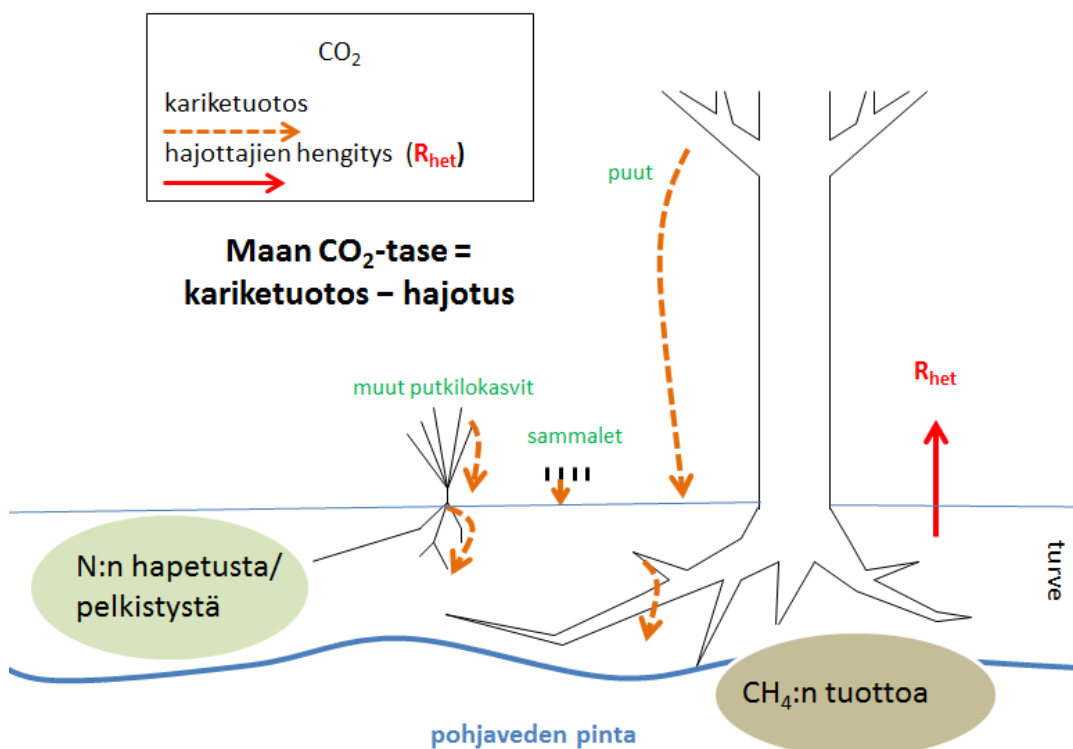
Työhön mukaan otetut kasvihuonekaasututkimukset turvetuotannon alkutilassa eli suopelloilla, metsäojitusalueilla tai luonnonsoilla, jälkikäytössä eli soistamisessa, metsityksessä tai ruokohelven viljelyssä ja tuotantoalueella perustuvat valtaosin tieteellisissä, vertaisarvioituissa kausijulkaisusarjoissa julkaistuihin kasvihuonekaasumittaustuloksiin. Aineiston mukaan ottamiseksi edellytettiin vähintään yhden vuoden mittausjakso, jossa mittauksia oli tehty ympäri vuoden. Vertailuaineistona käytettiin IPCC:n uusinta 2014-vuoden maankäytön ja maankäytön muutoksen raportoinnin päästökerroinohjeistusta (IPCC 2013–14). Ohjeistuksen päästökertoimet perustuvat useiden eri maiden asiantuntijoiden julkaisemiin mittaustuloksiin, ja boreaaliselle, temperalliselle ja trooppiselle ilmastovyöhykkeille on esitetty omat kertoimensa. Polton päästöt saatiin IPCC:n turpeen polton suosituksen päästökerroinohjeistuksesta (IPCC 2006).

Tutkimusaineistoon sisällytettiin kolmella erilaisella mittausmenetelmällä (kammio-, torni- ja hiilivarastomittaukset) saatuja tuloksia, ja kaikkia näitä menetelmiä pidettiin yhtä luotettavina lopputuloksen kannalta. Aineiston päästö- ja nielumittaukset luokiteltiin turvetuotannon elinkaaren vaiheisiin, joiden kasvihuonekaasutaseet (tarkastellaan suhteessa pinta-alaan) ilmoitettiin yksikössä $\text{g KHK m}^{-2} \text{v}^{-1}$ ja kuljetuksen ja polton päästöt yksikössä g KHK MJ^{-1} .

Tämän tutkimuksen päästökerroinmäärityksissä hiilidioksidin osalta huomioitiin maaperän aiheuttamat suorat päästöt ilmakehään. Huomioon otettiin maaperän karikkeen, turpeen ja maanalaisten juurten hajoamisen aiheuttamat päästöt (R_{het}) (kuva 8). Liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) päästöjen mahdollisesti aiheuttamia epäsuoria hiilidioksidipäästöjä ei otettu huomioon hiilidioksidilaskennassa, sillä ne ovat muihin päästöihin verrattuna pienet, DOC -huuhtouman ollessa luonnontilaisella suolla keskimäärin $33 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{v}^{-1}$ (Sallantaus ym. 1992). Maankäytön merkitys DOC -huuhtouman tuottajana tunnetaan vielä puutteellisesti. Lisäksi liuenneen orgaanisen hiilen mineralisaation merkitys suhteessa kasvihuonekaasupäästöihin on aihe, jota

pitäisi tutkia enemmän. Tässä suhteessa työssä käytetty laskentamenetelmä eroaa IPCC:n (2013–14) päästölaskentaohjeistuksesta.

Puustobiomassan kasvudynamiikan ottaminen mukaan metsäojitettujen soiden hiilitaseeseen on hankalaa johtuen suurista vaihteluista puuston rakenteesta, kasvussa sekä metsänhoitotoimenpiteissä (Minkkinen suullinen, 2014) Puuston hiilivarasto on myös väliaikainen, koska se vapautuu takaisin ilmakehään puutuotteiden valmistuksen ja käytön myötä. Näiden syiden vuoksi puuston hiilivarastojen muutokset metsäojitetuilla soilla jätettiin pois hiilidioksiditaseen estimoinnista. Menetelmä on tältä osin yhdenmukainen IPCC:n (2013–14) päästölaskentaohjeistuksen kanssa.



Kuva 8. Turvekankaan maaperän hiilitase ja kasviuonekaasukomponentit (kuva: P. Ojanen). Tutkimuksessa maaperän hiilidioksiditaselaskennassa huomioitiin maaperän hajottajien hengitys eli turpeen hajoaminen sekä karikkeen ja maanalaisten juurten aiheuttamat hajonnan päästöt (R_{het}).

4.2.1. Turpeen elinkaari

Tutkimuksen kasviuonekaasuvirrat muodostuvat hiilidioksidista (CO_2), metaanista (CH_4) ja typpioksiduulista (N_2O). Energia- ja kasvuturpeen käyttötarkoitukset ovat erilaiset, mistä syystä molemmille tuotteille määritettiin omat tarkasteluketjunsä. Molempien turvetuotteiden tarkasteluketju luokiteltiin viiteen vaiheeseen, joiden pituus määrittäi kunkin elinkaaren vaiheen arvioituun kestoön. Kasviuonekaasumittaukset luokiteltiin tarkastellun suon perusteella joko ravinteikkaisiin (minerotrofisiin) tai

karuihin (ombrotrofisiin) kasvupaikkoihin, sillä kasvupaikan ravinteisuustasolla on suuri vaikutus KHK-taseisiin (Ojanen ym. 2012). Turvetuotanto- ja käyttövaiheen oletettu kesto tässä tutkimuksessa oli 20 vuotta. Jälkikäytön, joka huolehdittiin joko metsityksellä, soistamalla tai viljelemällä alueella ruokohelpeä, kesto oli 80 vuotta, jolloin koko elinkaaren kestoksi tässä tutkimuksessa määriteltiin 100 vuotta. Energiaturpeen elinkaari ja tutkimuksen järjestelmärajaus oli:

1) Vertailutila eli alkutila 100 vuotta:

- Luonnontilainen suo
 - Ombrotrofinen eli karu suo
 - Minerotrofinen eli rehevä suo
- Metsäojitettu suo
 - Karu turvekangas
 - Rehevä turvekangas
- Suopelto

2) Turvetuotantoalueen päästöt: tuotanto 20 vuotta, josta 100 % tuotantoalueen päästöistä allokoitiin energiaturvetuotannon päästöiksi.

3) Kuljetus ja polttoainepäästöt voimalaan

4) Poltto

5) Turvetuotantoalueen jälkikäyttö 80 vuotta:

- Metsitys
- Soistaminen
- Ruokohelven viljely

Hiihijalanjätkilaskenta tehtiin vaalealle (maatuneisuusaste: H1-H4) kasvuturpeeksi käytettävälle turvelaadulle. Tutkimuksessa näitä oletettiin tuotettavan vain kahdelta eri alkutilalta, joiksi valittiin yleisimmät tuotantotyytit eli ombrotrofinen luonnonsuo ja karu metsäojitusalue (Teija Hakalahti-Sirén suullinen, 2014).

Kasvuturpeen elinkaaren järjestelmärajaus oli:

1) Vertailutila eli alkutila 100 vuotta:

- Luonnontilainen suo
 - Ombrotrofinen eli karu suo

- Metsäojitettu suo
 - Karu turvekangas

2) Kasvuturvetuotanto 20 vuotta, josta oletettiin tilanteessa 1) kasvuturvetuotannon kattavan puolet ja energiaturvetuotannon puolet niillä soilla, joilla kasvuturvetuotantoa harjoitetaan eli tutkimuksessa turvetuotantoalueen kokonaispäästöistä allokoitiin 50 % ja tilanteessa 2) kasvuturpeen oletettiin kattavan 10 % tuotantovaiheen päästöistä.

3) Käyttö ja tuotteen hylkäys

4) Kuljetus ja polttoainepäästöt käyttökohteeseen

5) Turvetuotantoalueenjälkikäyttö 80 vuotta:

- Metsitys
- Soistaminen
- Ruokohelven viljely

Mukaan laskettiin myös turvetuotantoalueen (turvekenttä, aumat ja ojastot), turpeen käsittelyn ja keruun sekä kuljetuksen päästöt. Tutkimuksessa ojien pinta-alaksi oletettiin metsäojitetuilla soilla 2,5 % ojitetun suon kokonaisalasta ja turvetuotantoalueilla 7 % turvetuotantoalueen kokonaisalasta. Aumat kattoivat turvetuotantoalueen kokonaispinta-alasta 2,5 %.

4.2.2. Aineiston keruu ja käsittely

Tutkimukset, joissa elinkaaren päästöjä oli määritetty vain kasvukausikohtaisesti, integroitiin koko vuoden päästöiksi kertomalla ne tutkimuskohtaisesti määritetyllä kertoimella (yleensä 1,5). Lisäksi päästöt, jotka oli ilmoitettu hiilenä tai typpinä, muutettiin kaasumuotoon niiden molekyyliarakenteiden massaan perustuvilla muunnoskertoimilla (www.epa.gov):

C → CO₂: 3,664

C → CH₄: 1,336

N → N₂O: 1,571

Yksittäiset, keskiarvosta poikkeavat päästö- ja nieluhavainnot jätettiin keskiarvo-mediaani- ja hajontatarkastelusta kokonaan pois, jos tutkimuksen perusteella kävi ilmi arvon olevan peräisin poikkeuksellisista ympäristöoloista (esimerkiksi kuivuus tai sade) tai vain yksittäisen vuoden mittaisesta tutkimuksesta, joiden täten katsottiin aiheuttavan harhaa laskettuihin tunnuksiin. Poikkeukselliset arvot kuvattiin kuitenkin osana vaihteluväliä kuvaavaa pistediagrammia. Jokaiselle elinkaaren vaiheelle luotiin oma

laskentataulukonsa, johon vuotuiset päästöt ja nielut luokiteltiin kaasukohtaisesti. Tunnusluvut laskettiin taulukkolaskentaohjelmalla (Excel) ja tilasto-ohjelmalla (SPSS).

4.2.3. Elinkaaren päästökertoimet

4.2.3.1. Energiaturve ja kasvaturve

Julkaistujen kasvihuonekaasumittausten tulosten perusteella jokaiselle elinkaaren vaiheelle määritettiin vuosittainen kaasukohtainen keskimääräinen päästökerroin ($\text{g m}^{-2} \text{v}^{-1}$, polttovaiheelle g MJ^{-1}). Energiaturpeen tapauksessa toiminnallinen eli vertailuyksikkö oli 1 MJ polttoaine-energiaa ja kasvaturpeelle m^3 vaaleaa kasvaturvetta. Lisäksi aineistosta määritettiin päästökertoimille vaihteluväli eli minimi ja maksimi, mediaaniarvo (keskimmäinen arvo), keskiarvo sekä sen keskihajonta ja 95 %:n luottamusväli. Näiden avulla havainnoitiin kunkin päästökerroinestimaatin vaihtelua kohteiden välillä ja keskiarvoestimaatin luotettavuutta. Päästölukujen x_1, x_2, \dots, x_n keskihajonnan (s) laskemiseen käytettiin kaavaa 1:

$$s = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (1)$$

Kaavassa s on keskihajonta ja n = havaintoarvojen lukumäärä. Lasketuista suureista (elinkaari ja kaasukohtainen päästökeskiarvo, keskihajonta ja 95 %:n luottamusväli) tehtiin kuvaajat, joiden avulla havainnollistettiin kohdekohtaista vaihtelua päästökerrointen sisällä sekä keskimääräisten päästökerroin arvioiden epävarmuutta.

Kasvupaikkojen keskiarvojen välisiä tilastollisia eroja testattiin kahden riippumattoman otoksen t-testillä. Testin oletusten (normaalijakautuneisuus ja varianssien yhtäsuuruus) paikkansapitävyys varmistettiin ennen testausta. Mitä pienempi p-arvo testin tuloksena oli sitä merkitsevämpi ravinteisuustasojen keskiarvojen välinen ero oli. Tulosten tulkinta tehtiin seuraavasti:

- Jos p-arvo on alle 0,05, niin ero on tilastollisesti melkein merkitsevä.
- Jos p-arvo on alle 0,01, niin ero on tilastollisesti merkitsevä.
- Jos p-arvo on alle 0,001, niin ero on tilastollisesti erittäin merkitsevä.

4.2.4. Energia- ja kasvuturpeen hiilijalanjälki

Määritettyjen päästökertoimien (inventarioanalyysi) perusteella energia- ja kasvuturvetuotannon koko elinkaarelle laskettiin hiilijalanjälki summaamalla elinkaaren eri osavaiheiden kasvihuonekaasupäästöt ja -nielut (vaikutusarviointi). Energiaturpeen tapauksessa estimaattien epävarmuutta tarkasteltiin määrittämällä keskimääräiselle hiilijalanjälkiestimaatille kunkin osavaiheen sekä koko ketjun päästökerrointen varianssit ja keskihajonnat (kaavat 6 ja 7). Tässä selvityksessä hiilijalanjäljen määrittäminen jaettiin eri energiaturpeen tarkasteluketjuihin, joissa vaihtelivat alkutila sekä turvetuotantoalueen jälkikäyttötoimenpiteet. Tarkasteluketjujen (edellä) oli tarkoitus siis havainnollistaa, kuinka suuri hiilijalanjälki syntyy vaihtelemalla jälkikäyttötappaa ja alkutilannetta.

Turpeen korjuu tehtiin jyrshinturvemenetelmällä ja sen päästöihin laskettiin kaikki korjuun aikaiset päästöt kentiltä, ojista ja aumoista. Turvetuotannon valmistelun päästöjä ei huomioitu elinkaarianalyysissä, sillä päästöistä ei ole tutkimustietoa. Kasvuturpeen tapauksessa käytön päästöt ovat peräisin turpeen hajoamisesta kasvualusta- ja maanparannuskäytössä. Kasvuturpeen on todettu hajoavan kokonaan 10 vuoden aikana (Tahvonen 2014, suullinen), joten vaalean turpeen sisältämän hiilen oletettiin vapautuvan ilmakehään 10 vuodessa. Turvetuotantoalueen metsityksen päästöissä oletettiin, että maaperän hiilitase on 0, mikä perustuu Aron ja Kauniston (2003) tutkimukseen, jossa turvekerroksen paksuus metsityksen jälkeen ei muuttunut merkittävästi 18 vuoden tarkastelujakson aikana.

Hiilijalanjälkilaskenta suoritettiin muuttamalla saadut keskiarvopäästöestimaatit hiilidioksidiekvivalenteiksi kertomalla kunkin kaasun päästöt kaasun omalla GWP_{100} -arvolla. Hiilijalanjälkihojeistuksen mukaan tarkoitus oli saada kaikki turvetuotannon päästöt yhteismitallisiksi samaan yksikköön, jotta vertailu tuotantoketjujen välillä on mahdollista. GWP -arvot (taulukko 2) on määritetty IPCC:n (2013) toimesta ja ne ilmaisevat kumulatiivista säteilypakotetta kaasun nykyisen massan ja valitun aikaperspektiivin välillä suhteessa hiilidioksidiin (Uppenberg ym. 2001). Saadut päästökertoimet muutettiin kaasukohtaisesti hiilidioksidiekvivalenteiksi kaavalla 2:

$$\text{CO}_2\text{-ekv.}(\text{TH}) = \text{GWP}_i(\text{TH}) * E_i, \quad (2)$$

jossa E kuvaa kaasun i päästöjä (massa/aika*pinta-ala), GWP ajalle (TH) määritettyä lämmityspotentiaaliarvoa ja $CO_2\text{-eq.}$ hiilidioksidiekvivalenttien määrää kaasulle i käyttämällä GWP -arvoa ajalle TH (Väisänen 2014) (taulukko 2).

Taulukko 2. IPCC:n (2013) määrittämät GWP_{100} -arvot hiilidioksidille, metaanille ja typpioksiduulille.

KASVIHUONEKAASU	GWP ₁₀₀
CO ₂	1
CH ₄	28
N ₂ O	265

Leinonen ja Hillebrand (2000) määrittivät maaperän turpeen energiasisällöksi 3384 MJ m⁻², kun turvekerroksen paksuus on 2 m ja keskimääräinen suon energiantiheys 0,47 MWh suo-m⁻³. Tätä oletusta hyödyntäen kaikki energiaturpeen elinkaaren kasvihuonekaasupäästöt (g m⁻² v⁻¹) muutettiin polttoenergiaa kohden (g MJ⁻¹) jakamalla ne luvulla 3384, jolloin tarkasteluketjujen päästöt pystyttiin summaamaan yhteen. Hiilidioksidiekvivalentti- ja polttoaine-energiamuunnoksen jälkeen sadan vuoden kattava elinkaaren hiilijalanjälki (H , g CO₂-ekv. MJ⁻¹) määritettiin energiaturpeelle kaavalla 3:

$$\mathbf{H(Et)}_{100} = (\mathbf{B/x*20v} + \mathbf{C} + \mathbf{D} + \mathbf{E/x*80v}) - \mathbf{A/x*100v} \quad (3)$$

jossa A on alkutilan keskiarvopäästöt (g m⁻² v⁻¹), B tuotantoalueen keskiarvopäästöt (g m⁻² v⁻¹), C kuljetuksen keskiarvopäästöt (g MJ⁻¹), D polton päästöt (g MJ⁻¹), E jälkikäytön keskiarvopäästöt (g m⁻² v⁻¹) ja x 3384 MJ m⁻². Kertoimet ilmaisevat kunkin vaiheen kestoa, joissa turvetuotannon päästöt ilmenevät joka vuosi 20 vuoden ajan ja jälkikäytön 80 vuoden ajan. Referenssitilan päästöt esiintyivät 100 vuotta.

Kasvuturpeen hiilijalanjäljen toiminnallinen yksikkö oli g CO₂-ekv.m⁻³, joka muutettiin yksiköstä g MJ⁻¹ taulukon 3 kuivatuoretiheyden (ρ , kg m⁻³) ja kuiva-aineen tehollisen lämpöarvon ($q_{p,net,d}$, MJ kg⁻¹) perusteella. Koko elinkaaren kattava hiilijalanjälki ($H(Kt)_{100}$, g CO₂-ekv. m⁻³) määritettiin kasvuturpeelle kaavalla 4:

$$H(Kt)_{100} = (B/x * 20v * y * \rho * q_{p,net,d} + C * 1692 \text{ MJ/m}^3 + D + E/x * 80v * \rho * q_{p,net,d}) - A/x * 100v * \rho * q_{p,net,d} \quad (4)$$

jossa A on alkutilan (karu metsäoijitettu tai karu luonnontilainen suo) keskiarvopäästöt ($\text{g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$), B tuotantoalueen keskiarvopäästöt ($\text{g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$), joista 50 % tai 10 % allokoitiin syntyvän pelkästään kasvuturvetuotannossa (y), C kuljetuksen keskiarvopäästöt (g MJ^{-1}), D käytön eli hajoamisen päästöt ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-3}$), E jälkikäytön keskiarvopäästöt ($\text{g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$) ja x 3384 MJ m^{-2} . Kuljetuksen päästöjen oletettiin olevan samat kuin energiaturpeen tapauksessa, sillä kuljetuksen päästöt eivät oletettavasti riipu siitä, mitä turvetuotetta kuljetetaan. Yksikkömuunnos laskettiin Leinosen ja Hillebrandin (2000) tutkimustulosten perusteella (edellä).

Kasvuturpeen oletettiin hajoavan täysin 10 vuoden sisällä käytöstä poistamisen jälkeen. Johtuen tutkimustiedon puutteesta, tässä työssä ei voitu ottaa huomioon kasvuturpeen maata parantavaa ja kasvien kasvua lisäävää vaikutusta (Tahvonen suullinen, 2014). Hajoamisen päästöt $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-3}$ ($D(Kt)$) määritettiin vaalean turpeen hiilipitoisuuden (taulukko 3) avulla (kaava 5):

$$D(Kt) = C_d * 1000 * 3,664 \quad (5)$$

Taulukko 3. Kasvuturpeen ominaisuuksia.

	Kasvuturve (H1-H4)	Viite
Kuivatuoretiheys (kg/m^3), ρ	68	Virtanen ym. 2003
Hiilipitoisuus kuiva-aineessa, w%	49,4	Vesterinen 2003
Hiilipitoisuus (C kg/m^3), C_d	33,6	Laskettu edellisistä
Kuiva-aineen tehollinen lämpöarvo (MJ/kg), $q_{p,net,d}$	18,4	Virtanen ym. 2003

Tuotannon päästöjen allokoinnin vaikutusta kasvuturpeen hiilijalanjälkeen selvitettiin herkkyysanalyysin avulla, jossa tuotannon kokonaispäästöistä 50 % tai 10 % oletettiin aiheutuvan kasvuturvetuotannosta. Energiaturpeen hiilijalanjälkilaskennassa tuotannon päästöistä ei vähennetty mahdollisen kasvuturvetuotannon aiheuttamia päästöjä, koska se todettiin lopputuloksen kannalta merkityksettömäksi. Energiaturpeen hiilijalanjäljen

herkkyyttä alkutilan päästöarvoille tutkittiin laskemalla sille hiilijalanjälkiestimaatit alkutilan aineiston CO₂:n minimi- ja maksimiarvoilla.

Koko elinkaaren hiilijalanjäljen estimaatin epävarmuutta arvioitiin laskemalla sille keskihajonta. Ensin laskettiin keskihajonta ja varianssi jokaiselle elinkaaren vaiheelle kaavalla 6:

$$s(H_i) = sd_i * T_i, \quad (6)$$

jossa s(H_i) on elinkaaren vaiheen keskihajonta, T_i on elinkaaren vaiheen i pituus vuosina ja sd_i keskiarvopäästön keskihajonta. Varianssi saadaan korottamalla keskihajonta toiseen potenssiin. Sitten koko elinkaaren hiilijalanjäljen estimaatin epävarmuus laskettiin elinkaaren vaiheiden varianssien summan neliöjuurena (kaava 7):

$$s(H) = \sqrt{(s(A))^2 + (s(B))^2 + (s(C))^2 + (s(D))^2 + (s(E))^2} \quad (7)$$

Koska kuljetuksen, polton ja ruokohelven viljelyn päästö- ja nielukertoimet perustuivat vain yhteen tutkimukseen ja kasvuturpeen päästömääritys omiin laskelmiin, oli niille määritetty keskihajonta 0. Myöskään ruokohelven viljelyn vaikutusta ei voitu taten huomioida keskihajontalaskelmissa.

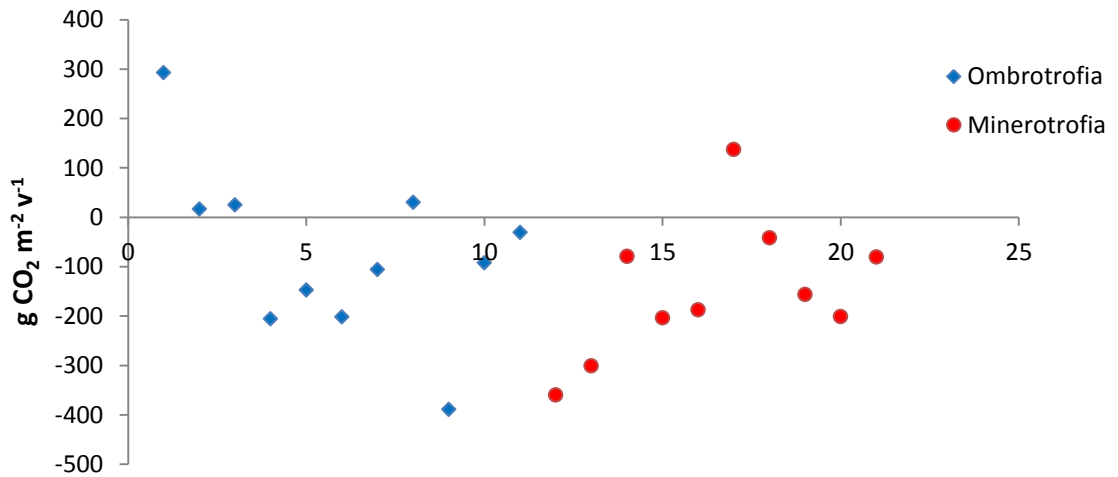
5. TULOKSET

5.1. Turvetuotannon elinkaaren päästökertoimet

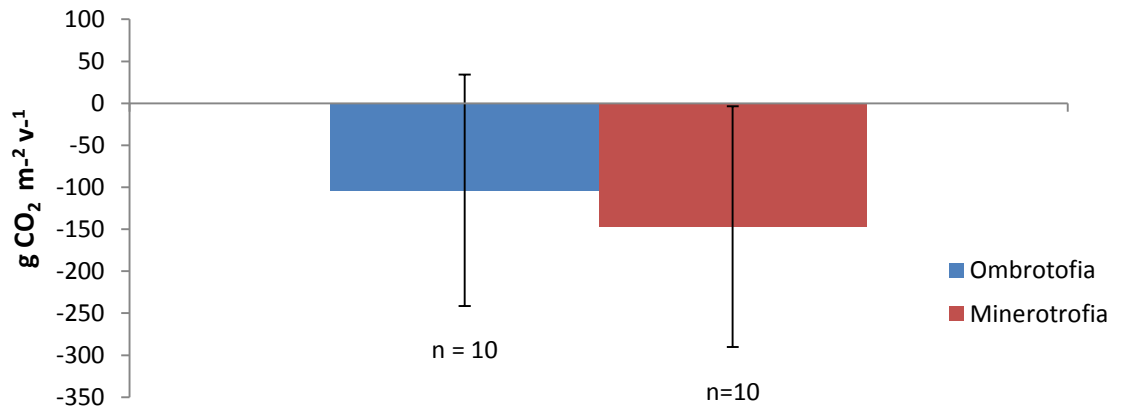
5.1.1. Alkutilan päästökertoimet

5.1.1.1. Luonnontilainen suo

Luonnontilaisten soiden hiilidioksiditase vaihteli ombrotrofisilla soilla -389 ja 293 g CO₂ m⁻² v⁻¹ välillä (kuva 9). Almin ym. (1999) tutkimus, jossa mitattiin yhden vuoden ajan poikkeuksellista kuivuutta (arvo 1), jätettiin kuitenkin pois tunnuslukestimaateista. Hiilidioksiditaseen keskiarvoksi saatiin -104 g CO₂ m⁻² v⁻¹, mediaaniarvoksi -99 g CO₂ m⁻² v⁻¹ ja keskihajonnaksi ±137 g CO₂ m⁻² v⁻¹ (kuva 10). Minerotrofisilla soilla tase vaihteli -359 ja +137 g m⁻² v⁻¹ välillä (kuva 9) keskiarvon ollessa -147 g CO₂ m⁻² v⁻¹. Mediaaniarvo ja keskihajonta olivat -171 g CO₂ m⁻² v⁻¹ ja ±140 g CO₂ m⁻² v⁻¹ (kuva 10).

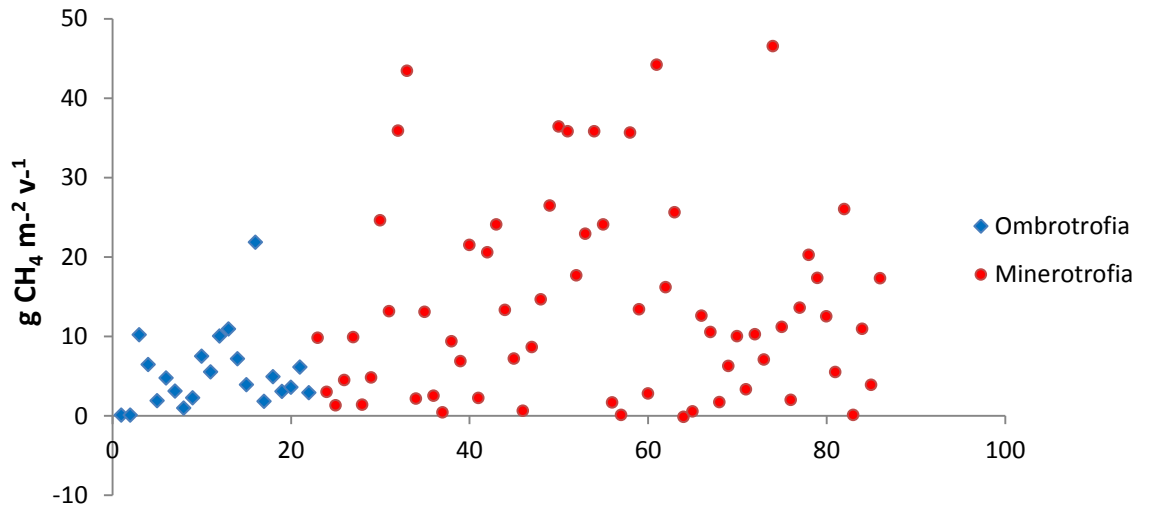


Kuva 9. Karujen (ombrotrofisten) ja rehevien (minerotrofisten) luonnontilaisten soiden hiilidioksidipäästöt eri kohteissa. Negatiivinen päästö tarkoittaa sidontaa.

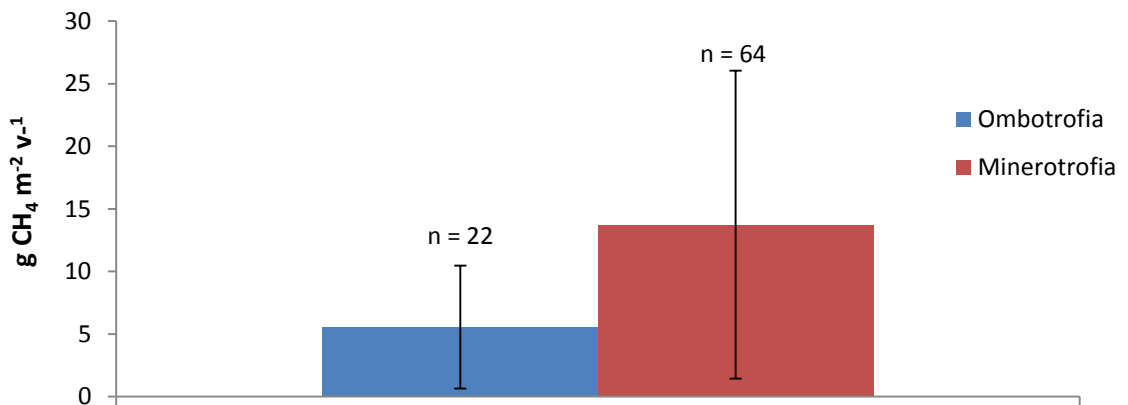


Kuva 10. Karujen (ombrotrofisten) ja rehevien (minerotrofisten) luonnontilaisten soiden hiilidioksidin päästökeseiarvot ja keskihajonnat. Negatiivinen päästö tarkoittaa sidontaa.

Metaanipäästöt ombrotrofisilla soilla vaihtelivat eri tutkimuksissa $0,115\text{--}21,87 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja minerotrofisilla soilla $-0,13\text{--}46 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 11) välillä. Ombrotrofisten soiden keskiarvopäästöksi ja mediaaniarvoksi saatiin $5,4 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja $4,7 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja minerotrofisten soiden $13,8 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja $10,7 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 12). Keskihajonta oli karuilla soilla $\pm 4,8 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja ravinteikkailla soilla $\pm 12,4 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 12). Typpioksiduulipäästöt olivat karuilla soilla 0 ($n = 0$), kun taas rehevillä minerotrofisilla soilla N_2O -päästöjen keskiarvo ja mediaani olivat $0,08 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ sekä keskihajonta $\pm 0,06 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ($n=2$).



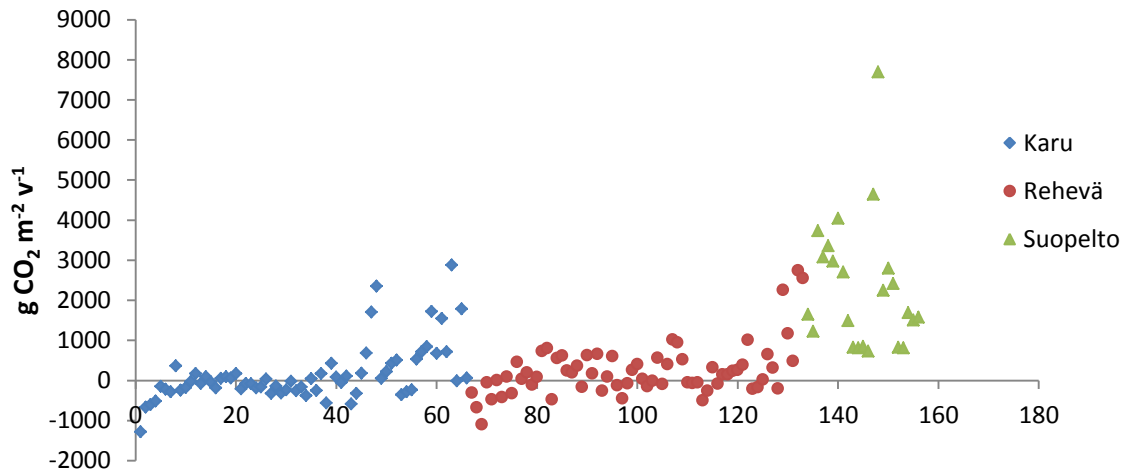
Kuva 11. Karujen (ombrotrofisten) ja rehevien (minerotrofisten) luonnontilaisten soiden metaanipäästöt eri kohteissa.



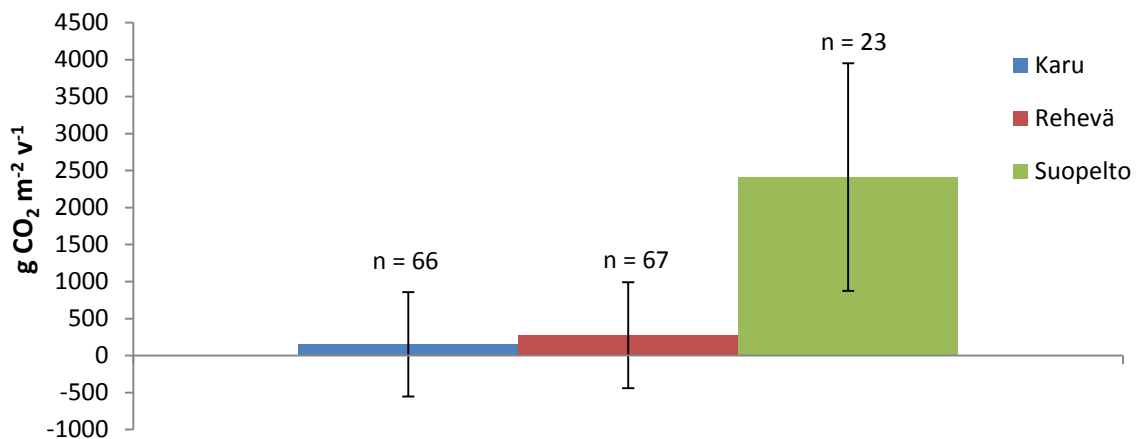
Kuva 12. Karujen (ombrotrofisten) ja rehevien (minerotrofisten) luonnontilaisten soiden metaanipäästökeskiarvot ja keskihajonnat.

5.1.1.2. Metsäojitettu suo ja suopelto

Metsäojitetuilla soilla hiilidioksidipäästöt erosivat luonnontilaisista soista huomattavasti. Karujen turvekankaiden maaperän hiilidioksidipäästöt vaihtelivat -1280 ja $2882 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 13) välillä keskiarvon ollessa $152 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 14) ja mediaanin $-19 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$. Rehevillä ojitetulla turvekankailla keskiarvopäästöestimaatti ja mediaani hiilidioksidille oli $250 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja $148 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 14) päästöjen vaihdellessa -1092 ja $+2749 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ välillä (kuva 13). Keskihajonnat karuilla turvemaidilla olivat $\pm 706 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja rehevillä turvemaidilla $\pm 657 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 14). Suopeltojen hiilidioksidipäästöjen vaihteluväli oli 736 – $7700 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 13). Hiilidioksidin keskiarvopäästö oli $2338 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$, mediaaniarvo $1690 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja keskihajonta $\pm 1643 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 14).



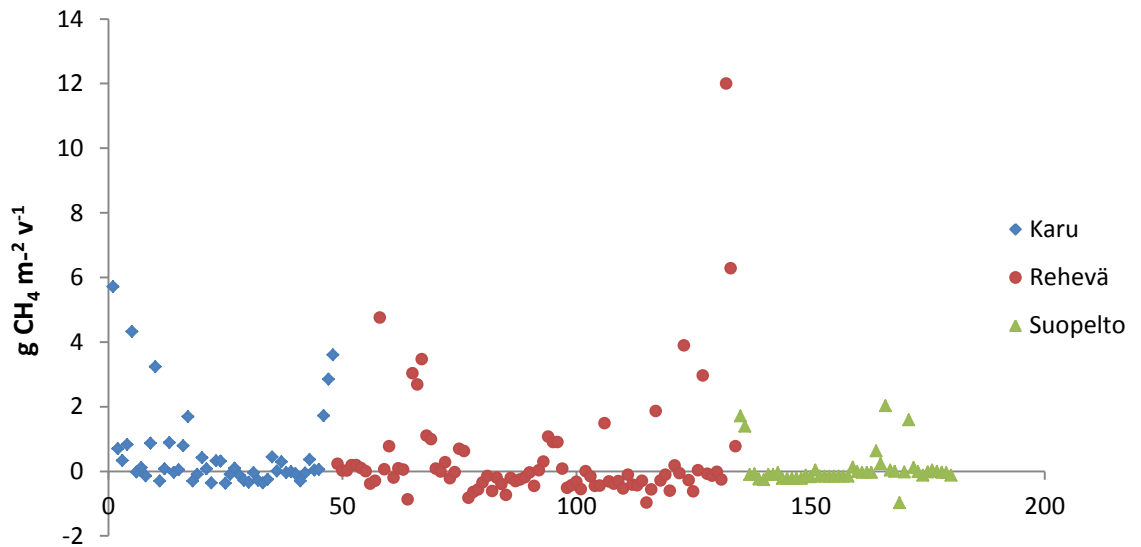
Kuva 13. Metsäojitettujen karujen ja rehevien turvekankaiden ja suopeltojen maaperän hiilidioksidipäästöt eri kohteissa. Negatiivinen päästö tarkoittaa sidontaa.



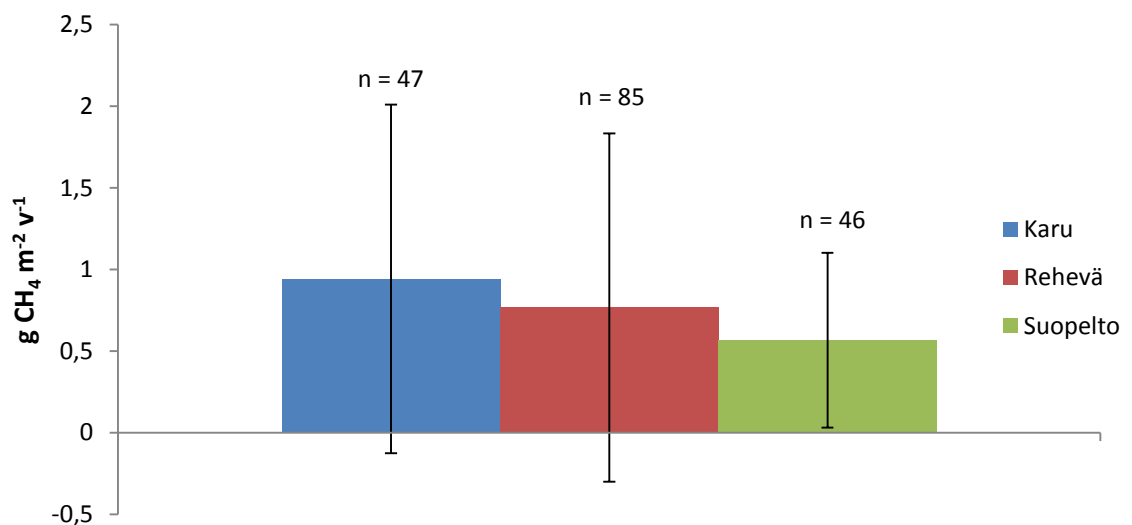
Kuva 14. Karujen ja rehevien metsäojitettujen turvekankaiden sekä suopeltojen keskimääräiset maaperän hiilidioksidipäästökeskiarvot ja keskihajonnat.

Metaanipäästöt olivat samansuuruiset sekä rehevillä että karuilla metsäojitetuilla turvekankailla. Karujen turvekankaiden metaanipäästöjen keskiarvo oli ojat mukaan lukien $0,94 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 16), mediaani $0,05 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja päästöjen vaihteluväli $0,36\text{--}5,72 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 15). Rehevien turvekankaiden metaanipäästöjen keskiarvo oli $0,77 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$, mediaani $-0,10 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 16) ja vaihteluväli $-0,97\text{--}12,5 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$. Maksimiarvo jätettiin epätyypillisenä pois keskiarvolaskuista, koska kyseisen suon kuivatus oli epäonnistunut (kuva 15). Ojien päästöestimaatti suhteutettuna koko ojitusalueeseen molemmille kasvupaikoille oli $0,5 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja se lisättiin metaanitaseen keskiarvoestimaattiin. Karujen ja rehevien turvemaiden metaanipäästöjen keskihajonnat olivat $\pm 1,1$ ja $\pm 1,2 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 16). Suopelloilla metaanipäästöt olivat suhteellisen pienet: keskiarvopäästön, mediaanin ja keskihajonnan ollessa ojat mukaan lukien $0,57 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$, $-0,06 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja

$\pm 0,55 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 16). Ojien päästöt kasvattivat päästöjä huomattavasti ollen myös suopelloilla arviolta $0,5 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$.



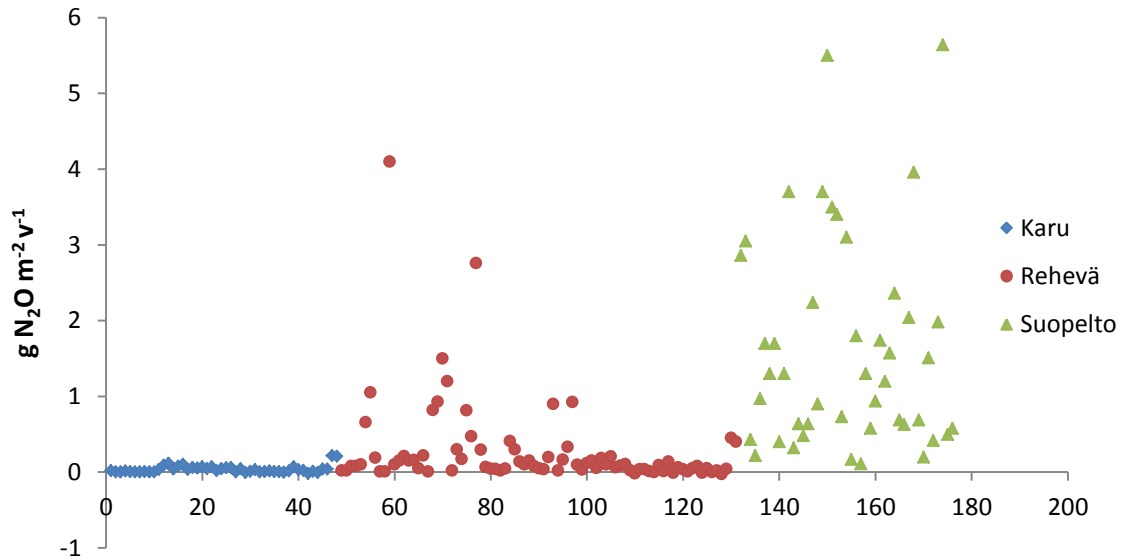
Kuva 15. Metsäoijitettujen karujen ja rehevien turvekankaiden ja suopeltojen metaanipäästöt eri kohteissa. Rehevien metsäoijitettujen soiden maksimiarvo ei ole mukana keskiarvolaskuissa. Negatiivinen päästö tarkoittaa sidontaa.



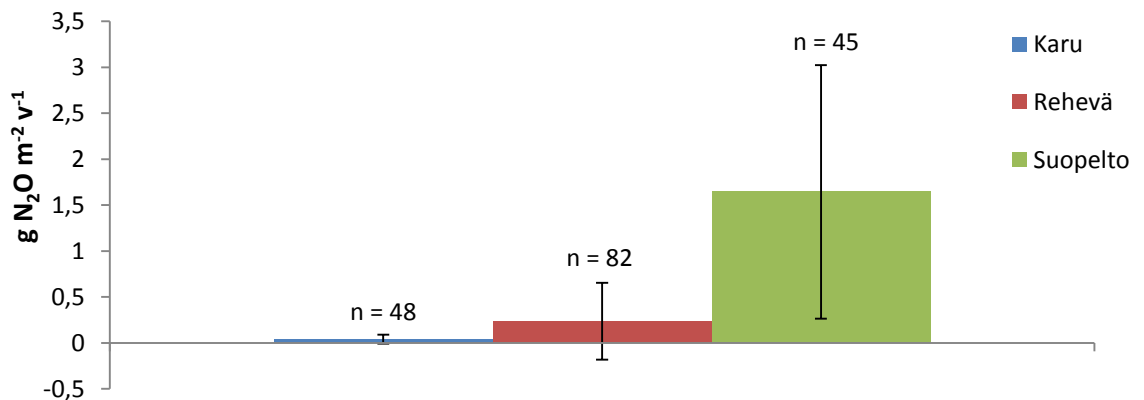
Kuva 16. Karujen ja rehevien metsäoijitettujen soiden ja suopeltojen keskimääräiset metaanipäästöt (mukaan lukien ojat) ja keskihajonnat.

Karujen metsäoijitettujen soiden typpioksiduulipäästöjen vaihteluväli oli $-0,02-0,22 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 17) keskiarvo $0,04 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ v}^{-1}$, mediaani $0,02$ ja keskihajonta $\pm 0,05 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 18). Rehevien turvemaiden päästöjen vaihteluväli oli $-0,03-4,26 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (kuva 17), joista yli $4 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ arvot jätettiin pois keskiarvolaskuista poikkeuksellisten sateiden takia, jotka lisäsivät päästöjä yhden vuoden mittauksen aikana (Maljanen ym. 2010). Päästöjen keskiarvo oli $0,24 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2}$

v^{-1} , mediaani $0,09 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} v^{-1}$ ja keskihajonta $\pm 0,4 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} v^{-1}$ (kuva 18). Suopeltojen typpioksiduulipäästöt olivat metsäojitettujen soiden päästöjä huomattavasti suuremmat: keskiarvo oli $1,64 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} v^{-1}$, mediaani $1,3 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} v^{-1}$ ja keskihajonta $\pm 1,4 \text{ g N}_2\text{O m}^{-2} v^{-1}$ (kuva 18).



Kuva 17. Metsäojitettujen karujen ja rehevien turvekankaiden ja suopeltojen typpioksiduulipäästöt eri kohteissa.



Kuva 18. Karujen ja rehevien metsäojitettujen soiden ja suopeltojen keskimääräiset typpioksiduulipäästöt ja keskihajonnat.

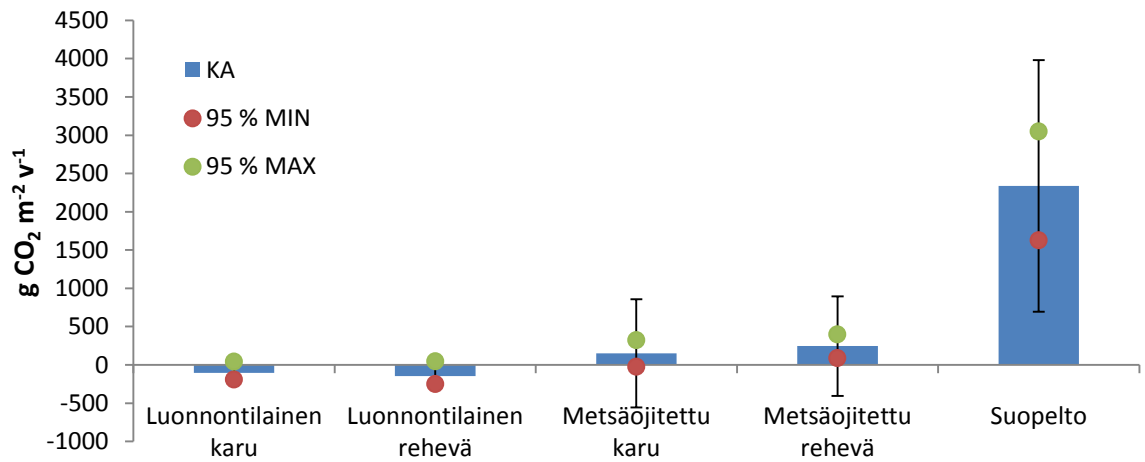
Maaperän päästöarvot hiilidioksidille ovat IPCC:n mukaan boreaalisen vyöhykkeen karuille metsäojitetuille turvemaille $91 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ ja reheville metsäojitetuille turvemaille $341 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ (IPCC 2013–14). Metaanipäästöarvot karuille ja reheville metsäojitusalueille ovat $0,7$ ja $0,2 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja typpioksiduulipäästöt $0,022$ ja $0,32 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$.

5.1.1.3. Alkutilojen kasvihuonekaasutaseiden erot eri alkutiloissa ja kasvupaikkatyypeillä

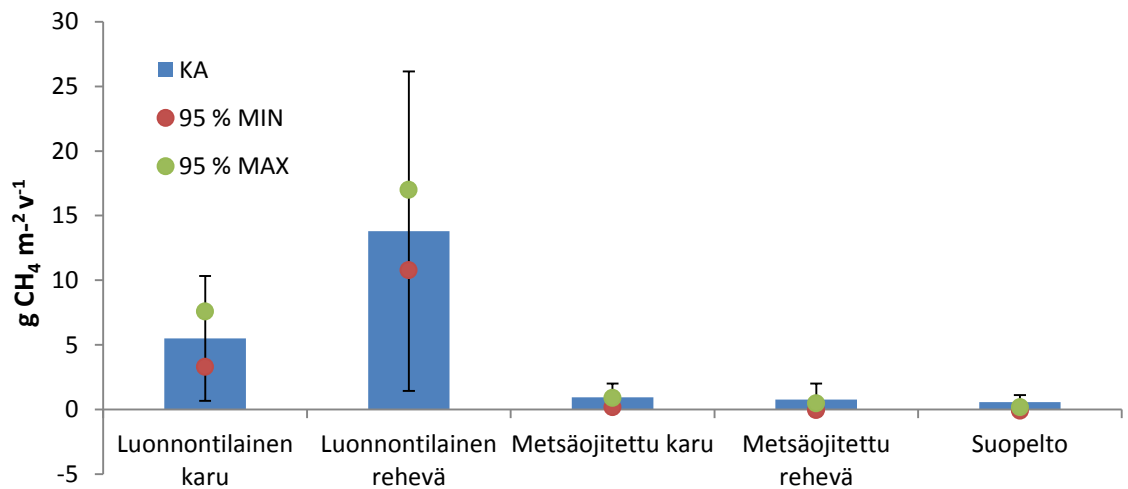
Luonnontilaisten soiden ravinteisuusaste ei vaikuttanut hiilidioksiditaseen keskiarvoon tilastollisesti merkitsevästi ($p > 0,05$, taulukko 4). Metaanin osalta päästöt erosivat kuitenkin tilastollisesti merkitsevästi rehevien ja karujen luonnonsoiden välillä ($p < 0,01$). Metsäojitetuilla soilla ravinteisuusaste ei vaikuttanut tilastollisesti merkitsevästi hiilidioksidi- tai metaanipäästöihin ($p > 0,05$). Typpioksiduulipäästöjen suhteen havaittiin ravinteisuustasojen välillä tilastollisesti merkitsevä ero ($p < 0,01$). Suopeltojen hiilidioksidin keskimääräisen päästökertoimen 95 %:n luottamusväli oli alkutiloista suurin eli estimaatti sisältää paljon epävarmuutta (taulukko 4, kuva 19). Luonnontilaisten soiden keskimääräisen CO₂-päästökertoimen estimaatti oli alkutiloista tarkin. Metaanin keskimääräisen päästökertoimen luottamusväli oli huomattavasti suurempi luonnontilaisilla soilla kuin muissa alkutiloissa (taulukko 4, kuva 20). N₂O-päästöjen epävarmuus oli suurinta suopelloilla ja pienintä karuilla metsäojitusalueilla (kuva 21).

Taulukko 4. Turvetuotannon eri alkutilojen kasvihuonekaasupäästöjen keskiarvot g KHK m⁻² v⁻¹ (KA) (ojien päästöt suluissa), niiden 95 % luottamusvälit (g KHK m⁻² v⁻¹) ja p-arvot alkutilojen eri ravinteisuustasojen välillä. Negatiivinen päästö tarkoittaa sidontaa.

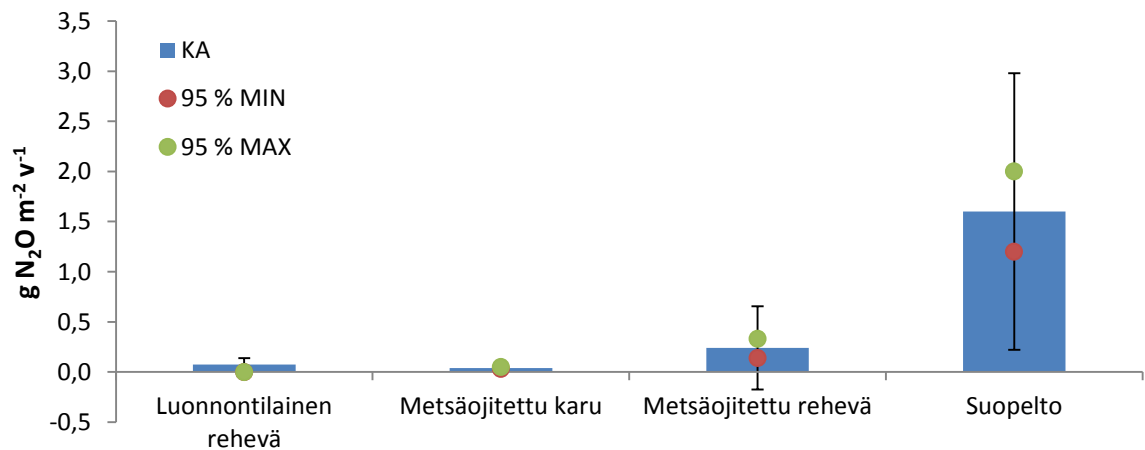
Alkutila	Kasvihuonekaasut (keskiarvo, 95 % luottamusväli, p-arvo)								
	CO ₂			CH ₄			N ₂ O		
	KA	95 %	p-arvo	KA	95 %	p-arvo	KA	95 %	p-arvo
Luonnontilainen suo									
• Ombrotr.	-104	-190-44	0,301	5,4	3,3-7,6	0,003	-	-	-
• Minerotr.	-147	-248-47		13,8	10,8-17,0		-	-	-
Metsäojitettu suo									
• Karu	152	-21-325	0,427	0,44 (ojat 0,5)	0,2-0,9	0,608	0,04	0,03-0,05	0,005
• Rehevä	250	89-400		0,27 (ojat 0,5)	-0,02-0,5		0,24	0,15-0,41	
Suopelto	2340	1628-3049	-	0,07 (ojat 0,5)	-0,1-0,2	-	1,6	1,2-2,0	-



Kuva 19. Eri alkutilojen hiilidioksidin keskiarvopäästöt, keskihajonnat ja keskiarvojen 95 %:n luottamusvälit.



Kuva 20. Eri alkutilojen metaanin keskiarvopäästöt, keskihajonnat ja keskiarvojen 95 %:n luottamusvälit.



Kuva 21. Eri alkutilojen typpioksiduulin keskiarvopäästöt, keskihajonnat ja keskiarvojen 95 %:n luottamusvälit.

5.1.2. Turvetuotannon päästökertoimet

Turvetuotantovaiheessa turvetuotantoalueen kasvihuonekaasupäästöt koostuvat turvetuotantokentän, turveaumojen ja kuivatusojien päästöistä. Aumojen (per aumapinta-ala), ojien ja turvetuotantokentän kasvihuonekaasupäästöjen keskiarvo, mediaani ja keskihajonta on esitetty taulukossa 5. Näiden pinta-alojen suhteista laskettuna koko turvetuotantoalueen kokonaishiilidioksidipäästöjen keskiarvoksi saatiin 1390 g CO₂ m⁻² v⁻¹, metaanin 2,6 g CH₄ m⁻² v⁻¹ ja typpioksiduulin 0,1 g N₂O m⁻² v⁻¹. IPCC:n päästökerroin hiilidioksidille turvetuotantoalueella on noin 1030 g CO₂ m⁻² v⁻¹ ja metaanille 0,6 g CH₄ m⁻² v⁻¹ (IPCC 2013–14). IPCC:n päästökerroin arvioissa ei huomioitu aumojen päästöjä (IPCC 2013–14).

Taulukko 5. Turvetuotantoalueen kohdekohtaiset hiilidioksidi-, metaani- ja typpioksiduulipäästöjen keskiarvot, mediaanit ja keskihajonnat. n on tutkimuskohteiden lukumäärä.

Turvetuotantoalueen KHK-päästöt (g m ⁻² v ⁻¹)	CO ₂			CH ₄			N ₂ O		
	KA	MD	SD	KA	MD	SD	KA	MD	SD
Kenttä	749 (n=7)	870	±222	0,41 (n=6)	0,24	±0,26	0,01 (n=5)	0,08	±0,1
Sarkaojat (7 % tuotantoalasta)	25,4 (n=10)	484	±382	1,5 (n=7)	1,1	±1,8	-	-	-
Aumat (2,5 % tuotantoalasta)	619 (n=2)	620	±163	0,6 (n=2)	0,62	±0,18	>0,01 (n=2)	>0,01	-

Kuljetuksen päästöt olivat Leijtingin (1999) tutkimuksessa 0,55 g MJ⁻¹ ja sekä turvetuotannossa käytettävien koneiden päästöt 0,54 g MJ⁻¹. Tällöin työkoneiden ja kuljetuksen päästökertoimeksi saatiin yhteensä 1,1 g MJ⁻¹, kun keskimääräiseksi kuljetusmatkaksi arvioitiin 80 km ja yhden auton kuorman kapasiteetti on n. 37 tonnia, joka ajetaan n. 1000 kertaa vuodessa. Tutkimuksia on tehty Suomessa ennen vain muutama (Hillebrand ja Wihersaari 1993; Leijting 1999), ja päästökerrointa voidaan pitää luotettavana estimaattina, sillä molemmissa tutkimuksissa määritetty kerroin ei juurikaan vaihtelee, ja etäisyys, jolle päästöt on määritetty, vastaavat Suomen keskimääräistä energia- ja kasvuturpeen kuljetusetäisyyttä käyttökohteeseen.

5.1.3. Energia- ja kasvuturpeen käytön päästökertoimet

Polton päästökerroin ($106,0 \text{ g CO}_2 \text{ MJ}^{-1}$) on määritetty IPCC:n (2006) toimesta ja sitä pidetään tässä tutkimuksessa validina polton hiilidioksidipäästöarviona. Metaani- ja typpioksiduulipäästöt ovat merkityksettömät (Holmgren ym. 2006). Kyseistä arvoa on lähes poikkeuksetta käytetty kaikissa viimeaikaisissa turpeen elinkaarianalyyseissä ja sen vaihteluväli on $100\text{--}108 \text{ g CO}_2 \text{ MJ}^{-1}$ (IPCC 2006). Kasvuturpeen oletettiin hajoavan 10 vuodessa kokonaan (Tahvonen suullinen, 2014), jolloin vuosittaiset päästöt kuutiota kohden olivat vaalealle turpeelle n. $12\,300 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-3}$, jotka vastaavat van Maanen (1998) tutkimuksessa määriteltäviä hajoamisen päästöjä.

5.1.4. Jälkikäytön päästökertoimet

Tuittilan ym. (2000) tutkimuksessa soistettu entinen turvetuotantoalue oli yleisesti ottaen hiilidioksidin nielu, mutta ajoittain myös hiilidioksidin lähde yksittäisten kuivien vuosien vuoksi. Näitä mittaustuloksia ei kuitenkaan otettu huomioon tässä tutkimuksessa, koska kyseessä olivat poikkeuksellisen kuivan vuoden aiheuttama ilmiö. Soistamisen aiheuttama nielun suuruus vaihteli tutkimuksissa -4 ja $-338 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ välillä ($n=11$). Keskiarvoksi ja -hajonnaksi saatiin $-125 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja $\pm 139 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ v}^{-1}$. Soistamisen metaanipäästöistä on vain vähän julkaistuja tutkimustuloksia (esim. Yli-Petäys ym. 2007). Aineistossa ne vaihtelivat $0,57$ ja $48,0 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ välillä ($n=5$). Metaanin keskiarvo-, mediaani- ja keskihajonta olivat $25 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$, $29 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ja $\pm 20,5 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$. Typpioksiduulipäästöjä soistamisen jälkeen ei ole määritetty, mutta ne oletettiin merkityksettömiksi (taulukko 6).

Metsityksessä hiilen sidonnan oletettiin loppuvan puolessa välissä kiertoaikaa, kun 50 % päätehakkuun maksimibiomassasta oli saavutettu (40 vuoden kohdalla) ja olevan tämän jälkeen 0. Ensimmäisen 40 vuoden hiilensidonnan oletettiin olevan $122 \text{ g C m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ ($=448 \text{ g CO}_2$), jolloin 80 vuoden kiertojalla (jälkikäyttö) metsityksen myötä kasvavan puubiomassan mallinnettiin sitovan hiilidioksidia vuosittain noin $-224 \text{ g m}^{-2} \text{ v}^{-1}$ (Kirkinen ym. 2007, a). Mallia ei ole tehty erikseen rehevälle ja karulle kasvupaikalle.

Metsitetyltä suopohjalta vapautuu hieman typpioksiduulia ja se muodostaa pienen metaanin nielun (Mäkiranta ym. 2007; taulukko 6). Tässä tutkimuksessa oletettiin, että suopohjalta ei vapaudu hiilidioksidia lainkaan. Tämä oletus tehtiin Aron ja Kauniston

(2003) tutkimuksen perusteella, jossa jäännösturpeen hajoaminen oli hidasta ja se kompensoitui maaperän karikekertymällä. Maaperän hiilitaseen oletettiin olevan siis 0 (Aro ja Kaunisto 2003). Ruokohelven viljely muodostaa suopohjalle voimakkaan hiilidioksidin nielun (Shurpali ym. 2009, 2010). Lisäksi ruokohelven viljelyssä syntyy pieni määrä metaani- ja typpioksiduulipäästöjä (taulukko 6).

Taulukko 6. Turvetuotantoalueen jälkikäytön kasvihuonekaasutaseet ($\text{g m}^{-2} \text{v}^{-1}$). Negatiivinen arvo tarkoittaa sidontaa.

Jälkikäytön KHK-taseet	CO₂	CH₄	N₂O
Metsitys			
• Biomassan hiilensidonta	-224	-	-
• Jäännösturpeen hajoaminen	= maaperän karikekertymä	-0,5	0,4
Soistaminen	-125	25	0
Ruokohelven viljely	-365	0,4	0,09

5.1.5. Turpeen elinkaaren osavaiheiden päästöjen vertailu

5.1.5.1. Maakohtaiset erot

Jos turvetuotannon alkutilan päästökertoimiksi rajataan pelkästään suomalaiset tutkimukset, luonnontilaisella suolla hiilidioksidin ja metaanin päästökerroin keskiarvot ovat kaikkia (boreaalis-temperaattisen vyöhykkeen) päästölukuja suuremmat. Varsinkin minerotrofisella suolla hiilidioksidin nielu on suomalaisissa tutkimuksissa estimoitu $35 \text{ g m}^{-2} \text{v}^{-1}$ suuremmaksi ja ombrotrofisella suolla yli $70 \text{ g m}^{-2} \text{v}^{-1}$ kuin koko aineiston nielun (taulukko 7). Myös metaanipäästöt varsinkin rehevämällä suotyypillä olivat suomalaisissa tutkimuksissa suuremmat. Metsäojitettujen soiden maaperän kasvihuonekaasutasetta käsittelevistä julkaisuista tässä tutkimuksessa mukana olevat kohteet ovat muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta suomalaisia ja aihetta on tutkittu suhteellisen paljon (taulukko 7). Suopeltojen kasvihuonekaasutaseita on tutkittu seuraavaksi eniten ja valtaosa tutkimuksista on tehty muualla kuin Suomessa. Luonnontilaisilta soilta löytyy vähiten tutkimustietoa ja näistä suhteellisesti suurin osa on ulkomaalaisia. Jälkikäytön ja turvetuotannon ilmastovaikutuksia on tutkittu pelkästään Suomessa.

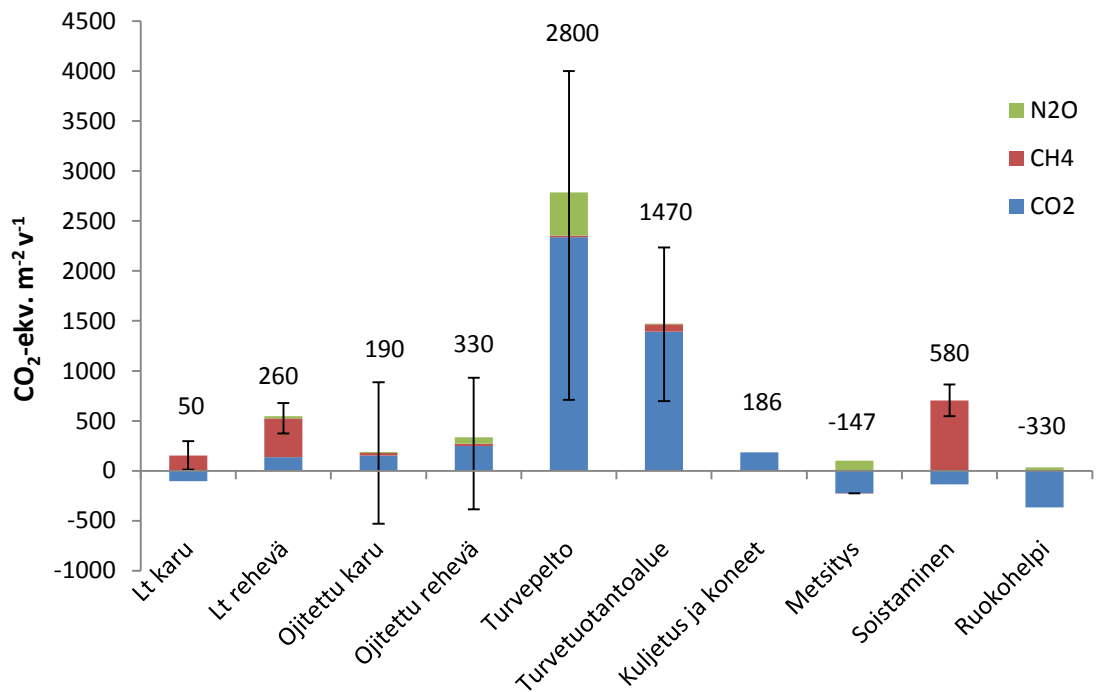
Taulukko 7. Turvetuotannon alkutilojen kasvihuonekaasutasekeskiarvojen (g KHK m⁻² v⁻¹) maakohtaiset erot, jossa suurimmat vaihtelut on merkitty punaisella. n on tutkimuskohteiden lukumäärä.

Alkutila	Tutkimusten alkuperä	n	CO ₂		CH ₄		N ₂ O
				n			
Luonnontilainen suo	Kaikki						
	• Karu	10	-104	22	5,4	0	0
	• Rehevä	10	-147	64	13,8	2	0,08
	Suomalaiset						
	• Karu	1	-30	14	7,3	0	0
• Rehevä	5	-112	35	17,2	2	0,08	
Metsäojitettu suo	Kaikki						
	• Karu	66	152	47	0,94	48	0,03
	• Rehevä	67	250	85	0,77	82	0,23
	Suomalaiset						
	• Karu	65	149	47	0,94	41	0,04
• Rehevä	66	243	80	0,94	73	0,29	
Suopelto	Kaikki	23	2340	46	0,57	45	1,6
	Suomalaiset	9	2700	25	0,53	37	1,6

5.1.5.2. Hiilidioksidiekvivalentit

Turpeen elinkaaren eri osavaiheiden suhteellista ilmastovaikutusta voidaan havainnollistaa kaikkien päästöjen hiilidioksidiekvivalenttisarvoina. Kuvasta 22, jossa vuosittaiset kasvihuonekaasupäästöt on kaasukohtaisesti hiilidioksidiekvivalenteiksi muunnettuna suhteutettu pinta-alaa kohden, nähdään, että suopellon kasvihuonekaasupäästöt ovat keskimäärin suurimmat verrattuna muihin alkutiloihin ollen yhteensä n. 2800 g CO₂-ekv. m⁻² v⁻¹. Muiden alkutilojen päästökertoimet vaihtelivat 50 ja 330 g CO₂-ekv. m⁻² v⁻¹ välillä, ja rehevämpi kasvupaikka oli aina karua kasvupaikkaa suurempi kasvihuonekaasujen lähde. Metsäojitetujen soiden aiheuttama ilmasto lämmittävä vaikutus oli luonnontilaisten soiden aiheuttamaa lämmittävää vaikutusta suurempaa (kuvat 22 ja 23). Suopeltojen ja metsäojitetun suon päästöt koostuivat lähes kokonaan hiilidioksidista, kun taas ojittamattomilla soilla päästöt koostuivat suurilta osin metaanista.

Turvetuotantoalueen (mukaan lukien aumat ja ojat) KHK-päästöt olivat yli 1400 g CO₂-ekv.m⁻² v⁻¹ koostuen pääasiassa hiilidioksidista (kuva 22). Jälkikäyttövaihtoehtoista soistamisen päästöt olivat n. 580 g CO₂-ekv.m⁻² v⁻¹ johtuen sen aiheuttamista korkeista metaanipäästöistä. Ruokohelven viljelyn ja metsityksen päästöestimaatit olivat negatiiviset johtuen biomassan aiheuttamasta hiilidioksidinielusta. Epävarmuustarkastelussa turvetuotantoalueen ja alkutiloista varsinkin suopeltojen päästökertoimen epävarmuudet olivat suuret. Myös metsäojitettujen soiden hajonta oli luonnonsoita suurempi. Jälkikäytön tapauksessa luotettavuuden määrittämistä ei voitu tehdä johtuen vähäisestä tutkimusaineistosta.



Kuva 22. Energiaturvetuotannon elinkaarten eri osavaiheiden vuosittaiset keskimääräiset kasvihuonekaasujen päästökertoimet hiilidioksidiekvivalentteina (lukuarvo pylvään päällä) ja keskihajonnat. Positiivinen arvo tarkoittaa ilmastoa lämmittävää ja negatiivinen arvo ilmastoa viilentävää vaikutusta.

Metsäojitettu
suo:
5,5–9,8

Luonnontilainen
suo:
1,5–7,6

Suopelto:
82,3



8,7

1,1



106,0

vaalea turve 123 kg/m³



Metsitys: – 4

Soistaminen: 13,7

Ruokohelppi: – 7,8



5.2. Energia- ja kasvuturpeen hiilijalanjälki

5.2.1. Energiaturve

Energiaturpeen hiilijalanjäljen keskiarvoestimaatissa ei ollut suurta eroa suhteessa siihen, aloitettiin tuotanto luonnontilaisilla soilla vai metsäojitusalueilla, kun taas suopelloilla hiilijalanjälki muodostui huomattavasti pienemmäksi. Vaihtelu rehevien ja karujen kasvupaikkojen välillä oli pieni vaihdellen sekä luonnontilaisilla että metsäojitetuilla soilla korkeintaan kuusi yksikköä. Kohdekohtainen vaihtelu ja epävarmuus olivat suurimmat suopelloilla ja seuraavaksi suurimmat metsäojitusalueilla, jolloin näillä kohteilla myös hiilijalanjäljen vaihtelu oli alkutiloista suurinta. Luonnontilaisilla soilla hiilijalanjäljen vaihteluväli oli alkutiloista pienin ja luotettavuus suurin (taulukko 8).

Turvetuotannon hiilijalanjälki oli pienin, kun jälkikäyttönä oli ruokohelven viljely ja seuraavaksi pienin metsityksellä. Näissä jälkikäyttömuodoissa pienin turpeen hiilijalanjälki muodostui, kun turvetta nostettiin turvepelloilta ja suurin, kun tuotanto suoritettiin luonnontilaisella ombrotrofisella suolla (taulukko 8). Jos jälkikäyttönä oli soistaminen, hiilijalanjälki oli metsitystä ja ruokohelven viljelyä suurempi. Suopelloilta saatiin siis aina pienin hiilijalanjälkiestimaatti, ja metsityksellä estimaatti oli n. 15 g CO₂- ekv. MJ⁻¹ pienempi kuin soistamisella. Huomattavaa on, että jos jälkikäyttönä oli soistaminen, energiaturpeen koko elinkaaren hiilijalanjälki oli luonnontilaisella ja metsäojitetulla suolla aina suurempi kuin pelkän polton päästö tai venäläisen kivihiilen elinkaaren aikainen hiilijalanjälki (111 g CO₂- ekv. MJ⁻¹ (Väisänen ym. 2013)) (kuva 24). Jos jälkikäyttönä oli metsitys, energiaturpeen hiilijalanjälki muodostui lähes aina pelkän polton päästöjä pienemmäksi ja oli alhaisemmalla tasolla kuin kivihiilen hiilijalanjälki kaikissa tuotantoketjuissa. Turvetuotannon aloittaminen suopelloilla tuotti aina pienemmän hiilijalanjäljen kuin kivihiili ja oli turpeen polttokerrointa alhaisempi (kuva 24).

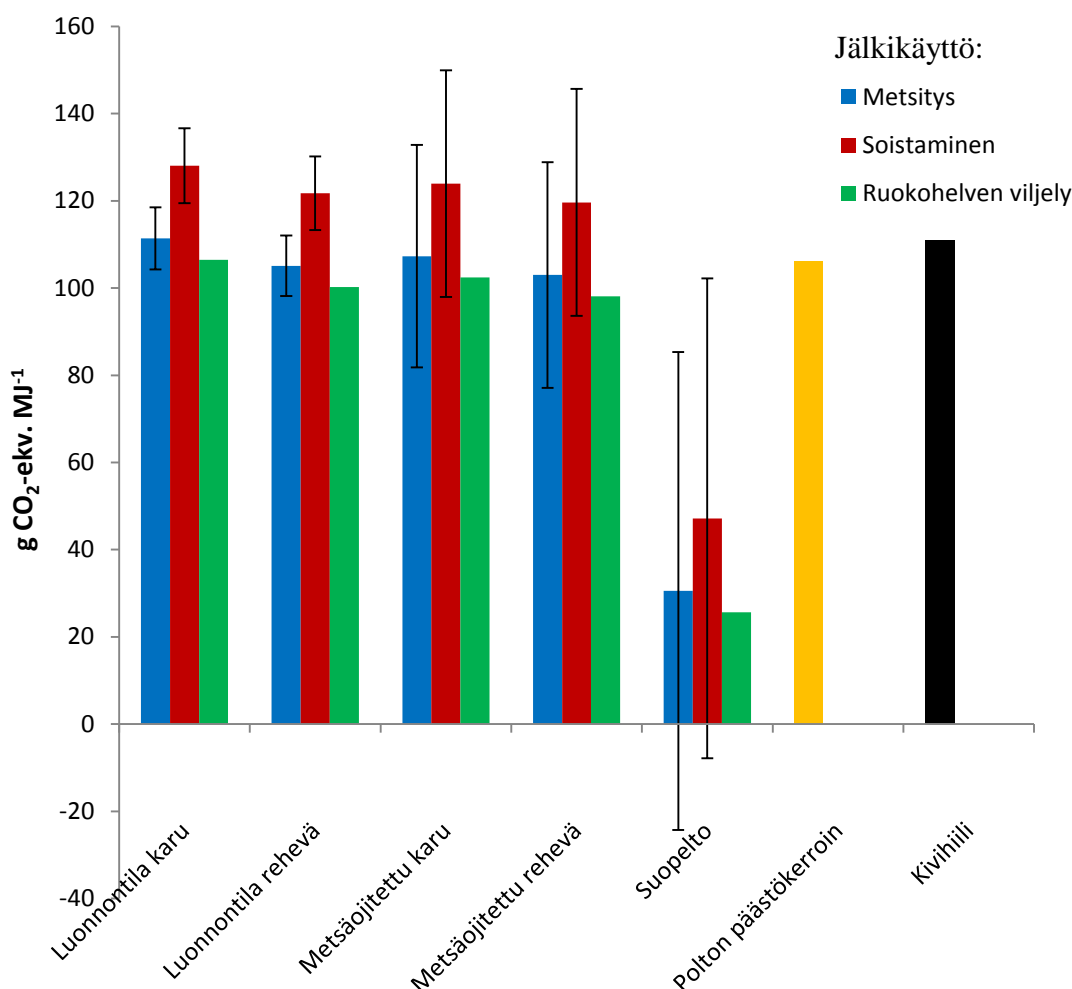
Taulukko 8. Energiaturpeen elinkaarten (luku 4.2.1.) keskimääräiset hiilijalanjäljet (H_{ka} , g CO₂-ekv. MJ⁻¹), niiden vuosittaisten kasvihuonekaasutaseiden keskihajonnat (s , g CO₂-ekv. MJ⁻¹), sekä hiilijalanjäljen vaihteluvälit päästölukujen maksimi- ja minimiarvojen perusteella laskettuna.

Alkutila	Jälkikäyttö	H_{ka}	$s(H)$	H_{CO2max}	H_{CO2min}
Luonnontilainen suo	Metsitys	110	6	95	115
<ul style="list-style-type: none"> • Ombrotrofinen • Minerotrofinen 		104	6	92	107
Metsäojitettu suo					
<ul style="list-style-type: none"> • Karu • Rehevä 		107	21	22	145
		103	20	24	138
Suopelto		31	48	-112	73
Luonnontilainen suo	Soistaminen	128	7	116	136
<ul style="list-style-type: none"> • Ombrotrofinen • Minerotrofinen 		122	7	113	128
Metsäojitettu suo					
<ul style="list-style-type: none"> • Karu • Rehevä 		124	21	42	165
		120	20	45	158
Suopelto		47	55	-112	94
Luonnontilainen suo	Ruokohelven viljely	106	-	95	115
<ul style="list-style-type: none"> • Ombrotrofinen • Minerotrofinen 		100	-	91	105
Metsäojitettu suo					
<ul style="list-style-type: none"> • Karu • Rehevä 		102	-	21	144
		98	-	23	137
Suopelto		26	-	-134	72

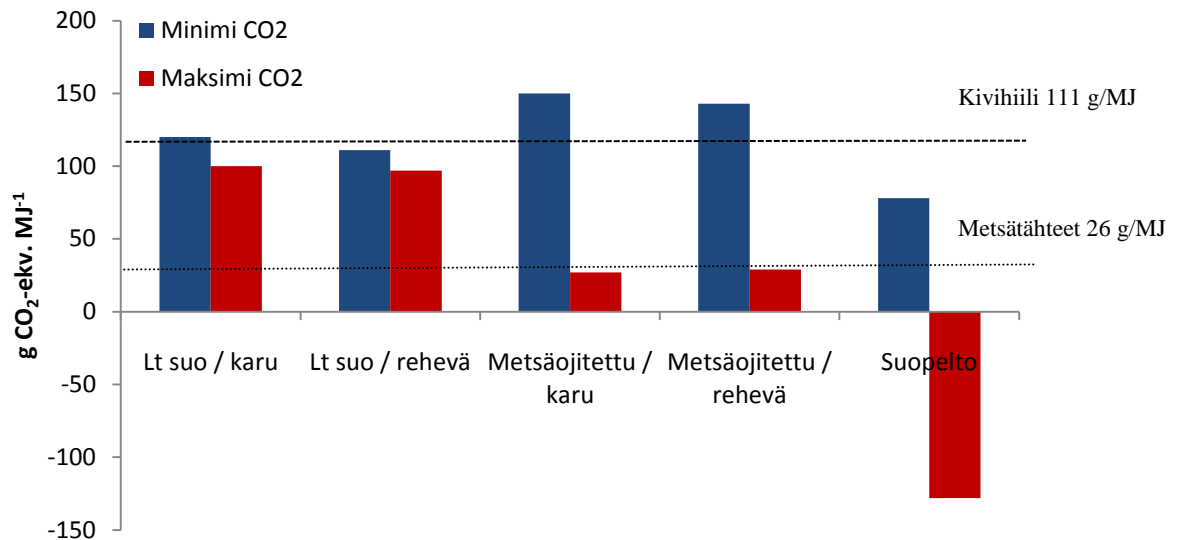
Metsäojitetuilta soilta nostetun turpeen hiilijalanjäljen laskennan epävarmuus oli luonnontilaiseen suohon verrattuna n. 15 yksikköä suurempaa ja turpepellolta yli 40 yksikköä suurempaa (kuva 24). Molempien jälkikäyttöjen epävarmuus oli lähes samalla

tasolla, eikä ravinteisuustasolla ollut havaittavaa merkitystä hiilijalanjäljen epävarmuuteen (taulukko 8, kuva 24).

Herkkyysanalyysillä selvitettiin, kuinka paljon hiilijalanjäljen estimaatti vaihteli, jos alkutilan hiilidioksidiestimaateiksi valittiin vaihteluvälin minimi- tai maksimiarvot. Jos jälkikäyttöksi valittiin metsitys, suurin hiilijalanjälkiestimaatti tuli karulta metsäojitetuilta soilta ja pienin estimaatti suopelloilta (taulukko 8, Kuva 25). Soistamisen suurimmat hiilijalanjäljet saatiin myös karulta metsäojitetuilta soilta ja pienimmät suopelloilta (taulukko 8). Suurin vaihteluväli hiilijalanjälkiestimaattiin muodostui turvepelloilta vaihtelun ollessa jopa 200 g CO₂- ekv. MJ⁻¹ maksimi- ja minimiarvon välillä. Metsäojitetujen soiden hiilijalanjäljen vaihteluväli oli myös suuri: yli 100 g CO₂- ekv. MJ⁻¹ (kuva 25) verrattuna luonnontilaisten soiden vaihteluväliin, joka oli noin 20 g CO₂- ekv. MJ⁻¹.



Kuva 24. Hiilijalanjälkiestimaatit ja niiden keskihajonnat eri alkutila- ja jälkikäyttökombinaatioissa sekä kivihiilen hiilijalanjälki (Väisänen ym. 2013) ja turpeen polton päästökertoimet.



Kuva 25. Energiaturpeen hiilijalanjäljen vaihteluväli hiilidioksiditaseen minimi ja maksimiarvoilla laskettuna, kun jälkikäyttömuotona on metsitys. Katkoviivalla on esitetty kivihiilen ja metsätähteiden elinkaaren hiilijalanjäljet (Väisänen ym. 2013). Negatiivinen tarkoittaa hiilen sidontaa.

5.2.2. Kasvuturve

Kasvuturpeen hiilijalanjäljessä ei ollut suurta eroa suhteessa siihen, että nostettiin turvetta luonnontilaiselta suolta vai metsäojitusalueelta. Kuten energiaturpeen tapauksessa, tuotantoalueen metsityksellä tai viljelemällä ruokohelpeä saavutettiin soistamista pienempi hiilijalanjälki. Tuotannon päästöjen allokointi (50 % tai 10 %) kasvuturpeen aiheuttamaksi ei vaikuttanut yhtä paljon lopputulokseen kuin jälkikäyttömuodon valinta (taulukko 9).

Taulukko 9. Kasvuturpeiden elinkaaren keskimääräiset hiilijalanjäljet (kg CO₂-ekv. m⁻³) silloin kun 50 % (tilanne 1) ja 10 % tuotantovaiheen päästöistä (tilanne 2) oletettiin kasvuturvetuotannon aiheuttamiksi.

Alkutila	Jälkikäyttö	Tilanne 1	Tilanne 2
	Metsitys	Vaalea turve	Vaalea turve
Luonnontilainen suo – karu		125	121
Metsäojitettu suo – karu		120	115
	Soistaminen		
Luonnontilainen suo – karu		146	141
Metsäojitettu suo – karu		141	136
	Ruokohelven viljely		
Luonnontilainen suo – karu		119	114
Metsäojitettu suo – karu		114	109

6. TULOSTEN TARKASTELU

6.1. Turpeen päästökertoimet elinkaaren eri vaiheissa

Turpeen elinkaaren osavaiheiden kasvihuonekaasutaseita ja niiden perusteella määräytyviä päästökertoimia on tutkittu vaihtelevasti eri vaiheissa. Osasta vaiheita on runsaasti tutkimuksia, osa tunnetaan vielä huonosti. Energiaturpeen elinkaaren osalta polton päästöt tunnetaan parhaiten (Leijting 1999). Toisaalta kasvuturpeen osalta kasvualustakäytön ja tuotteen hylkäämisen jälkeisistä kasvihuonekaasupäästöistä ja sen mahdollisesta kasvua lisäävästä vaikutuksesta ei juurikaan ole tutkimustietoa. Myöskin jälkikäytön ja turvetuotantoalueen kasvihuonekaasumittauksia on suoritettu vähän. Turvetuotannon alkutiloista metsäojitetun suon ja turvepellon päästöjä on tutkittu suhteellisen paljon ja enemmän kuin luonnontilaisia soita. Reheviä kasvupaikkoja on tutkittu karuja kasvupaikkoja enemmän. Tähän tutkimukseen sisällytetty kasvihuonekaasumittausaineisto pitää sisällään useita eri kasvupaikkatyyppiä, jotka tutkimuksessa on karkeasti jaettu reheviin ja karuihin kasvupaikkatyyppihin.

Alkutilan eri kasvihuonekaasupäästöjen määrissä on suuria eroja luonnontilaisten soiden, metsäojitettujen soiden ja suopeltojen välillä. Suurimmat hiilidioksidi- ja

dityppioksidipäästöt tulivat turvepelloilta ja metsäojitetuilta soilta. Turvepeltojen hiilidioksidipäästöt olivat yli 900 % suuremmat kuin metsäojitetuilla soilla, eli turvepelloilla hiilen hävikki on erityisen suurta. Luonnontilaiset suot olivat keskimäärin hiilidioksidin nieluja, mutta ne olivat metaanin lähteitä. Turvepellot ja metsäojitusalueet saattoivat olla jopa metaanin nieluja. Myös rehevien ja karujen kasvupaikkojen välillä oli eroja kasvihuonekaasupäästöjen muodostumisessa: rehevä kasvupaikka oli luonnontilaisella suolla tilastollisesti merkitsevästi suurempi metaanin lähde kuin karu kasvupaikka, kun taas metsäojitetuilla turvekankailla rehevä kasvupaikka oli suurempi typpioksiduulin lähde. Turvepelloilla typpioksiduulipäästöt olivat muita alkutiloja suuremmat. Johtuen suuresta hajonnasta kohteiden välillä, luonnonsoiden ja metsäojitettujen soiden hiilidioksiditasessa ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa suhteessa ravinnetasoon maankäyttömuodon sisällä. Turusen ym. (2002) tutkimuksessa ombrotrofisten eli karujen soiden on havaittu kerryttävän minerotrofisia eli reheviä luonnonsoita enemmän hiiltä, mutta tämän tutkimuksen aineiston suuri vaihtelu ja karujen soiden vähäiset hiilidioksidimittaukset vaikuttivat siihen, ettei tässä tutkimuksessa mahdollista eroa saatu esille. Metsäojitetuilla soilla metaanipäästöissä ei myöskään ollut havaittavissa eroja eri ravinteisuustasojen välillä. Suopelloilla ja metsäojitetuilla soilla ilmastoa lämmittävät päästöt koostuivat turvekerroksen hajoamisen seurauksena syntyvästä hiilidioksidista (ja turvepellolla myös typpioksiduulista), kun taas luonnontilaisilla soilla ilmastoa lämmittävä vaikutus johtui kasvupaikan metaanipäästöistä. Metaani lämmittää ilmakehää 28 ja typpioksiduuli 265 kertaa enemmän kuin hiilidioksidi (IPCC 2013).

Viimeaikaisissa tutkimuksissa karujen metsäojitettujen soiden maaperä on keskimäärin nähty hiilidioksidin nieluina ja rehevät hiilidioksidin lähteinä (Ojanen ym. 2012; Ojanen ym. 2014) ja ojituksen jälkeen hiilen varastojen ei ole havaittu merkittävästi pienenevän (Minkkinen ja Laine 1998). Tässä tutkimuksessa sekä karut että rehevät metsäojitetut suot olivat kuitenkin keskimäärin hiilidioksidin lähteitä eikä tilastollisissa testeissä nähty eroja karun ja rehevän kasvupaikan välillä. Myös Väisänen ym. (2013) ja Simolan ym. (2012) kasvihuonekaasututkimuksissa metsäojitettujen soiden hiilidioksiditas oli positiivinen eli keskimäärin kaikki kasvupaikat olivat hiilidioksidin lähteitä. Simolan ym. (2012) työssä eri ravinteisuustasoja edustavien metsäojitusalueiden välillä ei havaittu eroa suhteessa hiilen hävikkiin, mikä on esimerkiksi Ojane ym. (2012) tutkimukseen verrattuna poikkeava tulos, mutta tämän tutkimuksen kanssa yhtäläinen tulos. Tämän tutkimuksen aineisto sisältää kaikkien edellä mainittujen tutkimusten

kohdekohtaiset tulokset. Myös IPCC:n (2013–14) metsäojitettujen soiden päästökerrointyössä karun ja rehevän kasvupaikan CO₂ -päästökertoimien vaihteluväli oli jonkin verran tämän tutkimuksen päästökertoimien vaihteluväliä suurempi. Voidaankin todeta, että metsäojitettujen soiden tapauksessa eri hiilidioksidin mittausten menetelmien mukaan ottaminen lisäsi hajontaa ja aineiston suuren vaihtelun takia kasvupaikkatyyppien mahdollisia eroja hiilidioksiditasoissa ei saatu esille.

6.2. Päästökertoimien hajonta ja luotettavuus

Turpeen elinkaaren osavaiheiden keskiarvoestimaattien luotettavuutta ja hajontaa selvitettiin tässä tutkimuksessa keskihajonnoilla ja luottamusväleillä sekä tilastollisilla testeillä. Yhteenlaskettu KHK-päästöjen kohdekohtainen vaihtelu oli alkutiloista pienintä luonnontilaisilla soilla ja suurinta suopelloilla. Yksittäisistä kaasuista metaanin keskihajonta oli suurin luonnontilaisilla soilla ja sen hajonta oli ombrotrofisilla soilla minerotrofisia soita pienempi. Hiilidioksiditasoon hajonta oli suurinta suopelloilla ja tämän jälkeen metsäojitetuilla soilla. Luonnontilaisilla soilla vaihtelua tässä suhteessa oli vähiten. Typpioksiduulipäästöjen vaihtelu oli suurinta suopelloilla.

Turvetuotantoalueella suurin hajonta oli ojien päästöissä, kun taas aumojen kohdekohtainen hajonta tunnetaan vielä heikosti. Aumojen päästökerroinmääritys tehtiin vain kahden tutkimuksen perusteella peittämättömistä aumoista. Nykyinen käytäntö on aumojen peittäminen muoveilla varastotappioiden vähentämiseksi, millä voi olla vaikutusta syntyviin kasvihuonekaasupäästöihin. Jälkikäytössä soistamisen aiheuttaman metaanipäästöjen ja hiilidioksidin sitoutumisen keskihajonnat olivat samaa suuruusluokkaa kuin luonnontilaisilla soilla. Voidaan siis todeta, että turpeen elinkaaren päästöistä alkutilan päästöt ovat eniten mitattuja pitäen sisällään myös suuren kohdekohtaisen vaihtelun, kun taas tuotantoketjun ja jälkikäytön päästöissä tutkimuksia on vähän ja tulosten epävarmuus on näin ollen suurempaa. Päästökertoimien kokonaisepävarmuus oli suurinta turvepelloilla ja toiseksi suurinta turvetuotantoalueella ja metsäojitetuilla soilla. Näiden alueiden keskiarvoistettujen päästökertoimien luotettavuuden voidaan siis sanoa olevan heikolla tasolla ja niihin tulee suhtautua varauksella.

Tässä työssä hyödynnetty aineisto sisälsi eri mittausmenetelmillä saatuja tuloksia maankäytön hiilidioksiditasoista, mikä on voinut lisätä kohdekohtaista vaihtelua. Koska aineiston metaani- ja typpioksiduulimittaukset on kaikki suoritettu suorilla

kammio menetelmillä, niiden vertailtavuus eri tutkimusten välillä on hyvä. Hiilidioksidipäästöjen määrittäminen on taas suoritettu kolmella eri tavalla, mikä lisäsi kohdekohtaista hajontaa. Vaikka kaikkia mittausten menetelmiä voidaan pitää hyvinä vaihtoehtoina metsäoijitettujen soiden kartoituksessa, kaikki menetelmät toimivat eri aikaskaalalla (Simola ym. 2012). Kammio- ja tornimittauksissa tutkimukset rajoittuvat muutamaankin vuoteen ja suoriin kasvihuonekaasupäästöihin, kun taas varastomenetelmässä hiilen virtoja voidaan tarkastella jopa useita kymmeniä vuosia. Varastomenetelmä ottaa huomioon myös humuksen huuhtouman ja sen hajoamiseen mukanaan synnyttämät epäsuorat kasvihuonekaasupäästöt (Simola ym. 2012), joiden merkitys kokonaisuuden kannalta on nähty kuitenkin merkityksettömäksi.

6.3. Energia- ja kasvuturpeen hiilijalanjäljen määrittäminen

Tämän tutkimuksen hiilijalanjälkimäärittäminen perustui vielä koeluontoiseen tekniseen ohjeistukseen, jolla ei vielä ole standardin asemaa, ja on perusteltu lähestymistapa, kun ilmastovaikutusta halutaan määrittää 100 vuoden ajanjaksolla. Hiilijalanjäljen keskiarvoestimaatti oli lähes samansuuruinen riippumatta siitä aloitettiinko tuotanto luonnontilaisella vai metsäoijitetulla suolla. Tämä tulos eroaa edellisten elinkaaritöiden tuloksista (Nilsson ja Nilsson 2004; Holmgren ym. 2006; Kirkinen ym. 2007, b; Hagberg ja Holmgren 2008; Seppälä ym. 2010; Höglund ja Martinsson 2013), joiden päästökerrointen tausta-aineiston koko on ollut tämän tutkimuksen aineistoa pienempi. Suopelloilta saatiin huomattavasti pienempi hiilijalanjälkiestimaatti kuin muilta alkutiloilta, mikä on yhteneväinen tulos edellisten elinkaaritöiden kanssa. Turvetuotantoalueen metsitys tai ruokohelven viljely turvetuotannon jälkikäyttömuotoina tuottivat pienimmät hiilijalanjäljet puuston ja kasvillisuuden biomassan hiilensidonnan sekä kärkekertymän myötä, kun taas soistamisen aiheuttamien metaanipäästöjen myötä se nähtiin ilmaston lämpenemisen kannalta epäedullisena jälkikäyttömuotona.

Kaikki tutkimuksen alkutilat eli luonnontilainen suo, metsäoijitusalue ja suopelto lämmittivät ilmastoa. Näin ollen niiden vähentäminen turpeen muiden elinkaaren osavaiheiden päästöistä pienensi turpeen hiilijalanjälkeä. Kivihiilen ja turpeen polton päästökertoimeen eli pelkkiin ”piipun päästä” tuleviin päästöihin verrattuna koko elinkaaren ”kehdestä hautaan” huomioiva LCA -menetelmä tuotti lähes aina turpeen tapauksessa pienemmän ilmastovaikutuksen, silloin kun jälkikäyttömuotona oli metsitys, ja kivihiilen tapauksessa koko elinkaaren ilmastovaikutus oli pelkän polton

päästöjä suurempi. Tämä tulos on yhteneväinen edellisten elinkaaritöiden kanssa (Nilsson ja Nilsson 2004; Holmgren ym. 2006; Hagberg ja Holmgren 2008; Seppälä ym. 2010; Höglund ja Martinsson 2013). Soistaminen jälkikäyttömuotona kuitenkin nosti turpeen päästöjä suhteessa polton päästökertoimeen johtuen soistamisen aikaansaamista korkeista metaanipäästöistä, ja entistäkin suuremmasta metaanin GWP-kertoimesta (IPCC 2013), mikä poikkesi Höglundin ja Martinssonin (2013) ja Nilssonin ja Nilssonin (2004) tutkimuksesta. Ilmaston kannalta metsitys tai ruokohelven viljely näyttäisivät olevan ilmaston lämpenemisen ehkäisyn kannalta parempia vaihtoehtoja kuin soistaminen. Tulos voisi kuitenkin olla erilainen, jos tarkastelujakso olisi pidempi tai jos tarkasteltaisiin ilmastoa lämmittävän vaikutuksen sijaan maaperän hiilitaseita eli hiilen pitkäaikaista varastointia (Frolking ja Roulet 2007). Metsityksessä hiilen varasto on vain väliaikainen, kun taas soistamisessa jopa satoja vuosia. Metsityksellä vältetään kuitenkin huomattavat metaanipäästöt.

Luonnontilaisen suon tai metsäojitetun suon rehevyytasolla ei tutkimuksen perusteella ollut suurta merkitystä turvetuotannon ilmastovaikutukseen. Tämä on poikkeava tulos edellisiin elinkaaritöihin verrattuna, joissa reheviltä metsäojitusalueilta saatiin pienempi ilmastovaikutus kuin karulta metsäojitusalueilta (Väisänen 2014). Tässä tutkimuksessa hiilijalanjälkiestimaatin ero ravinteikkaan ja karun kasvupaikan välillä oli melko pieni eikä jako eri kasvupaikkojen välillä ole tutkimuksen perusteella välttämätöntä. Ilmastovaikutuksen minimointi painottui alkutilan kasvupaikkajaon sijaan jälkikäyttövaihtoehtoihin ja ylipäätään ilmaston kannalta sopivimman alkutilan valintaan.

Keskiarvon 95 %:n luottamusvälien ja keskihajontojen perusteella etenkin metsäojitetujen turvekankaiden ja turvepeltojen päästökerrointen keskiarvoestimaattien arviointi sisälsi merkittäviä epävarmuuksia etenkin hiilidioksidipäästöjen suhteen. Esimerkiksi karujen metsäojitusalueiden keskimääräinen CO₂-päästö oli 152 g m⁻² a⁻¹ ja sen 95 %:n luottamusväli -21 g m⁻² a⁻¹ - +325 g m⁻² v⁻¹. Luonnontilaisilla soilla keskiarvoestimaatin luotettavuus on hieman varmemmalla pohjalla. Turpeen koko elinkaaren osavaiheiden summattua vaihtelua eli tuotantoketjujen varianssia tarkastellessa havaittiin, että jos alkutilana oli suopelto, hiilijalanjäljen epävarmuus oli suurin ja luonnontilaiselta suolta pienin eikä karun ja rehevän kasvupaikan välillä ollut eroa. Alkutilalla näytti vastaavasti olevan huomattava vaikutus hiilijalanjäljen

luotettavuuteen ja hiilijalanjätkilaskennan tuloksia voidaan varsinkin turvepeltojen ja metsäojitettujen soiden osalta pitää vain suuntaa-antavina.

Tämän tutkimuksen perusteella energiaturpeen käytöllä oli mahdollisuus pienempään ilmastovaikutukseen kuin kivihiilen poltolla, varsinkin, jos jälkikäyttönä on metsitys tai ruokohelven viljely ja, jos tuotanto aloitetaan alun perin suuripäästöisillä turvemailla. Ilmastovaikutuksessa keskeinen kohdekohtaista vaihtelua aiheuttava tekijä oli maaperän hiilidioksidipäästöt. Hiilidioksidin herkkyytarkastelun perusteella suurin hiilijalanjäljen vaihteluväli saatiin turvepelloilta ja pienin luonnonsoilta. Suopeltojen käyttöönotolla turvetuotantoon turpeelle oli parhaimmillaan mahdollisuus saada jopa negatiivinen hiilijalanjälki. Herkkyytarkastelu osoitti lisäksi, että turvetuotannon aloittamisella metsäojitetuilla soilla on mahdollista saada jopa lähes neutraali hiilijalanjälki, jos tuotanto osataan suunnata kaikista suuripäästöisimmille kasvupaikoille. Toisaalta niillä metsäojitusalueilla, joilla maaperä on voimakas hiilidioksidin nielu, hiilijalanjälki saattaa muodostua jopa suuremmaksi kuin luonnonsoilla.

Tämän tutkimuksen perusteella hiilijalanjälki ei eronnut merkittävästi, nostettiin kasvuturvetta kokonaistuotantomäärästä 50 % vai 10 %. Kuten energiaturpeen tapauksessa, sillä ei ollut keskimäärin merkitystä ilmastovaikutuksen kannalta, että aloitettiin kasvuturvetuotanto karulla metsäojitusalueella tai luonnonsoilla. Metsitys tai ruokohelven viljely jälkikäyttömuotona johtivat pienempään hiilijalanjälkeen kuin soistaminen ja pienensivät pelkän turpeen hajoamisen perusteella laskettua päästöä. Soistaminen taas lisäsi kokonaispäästöjä. Kasvuturpeen hiilijalanjäljen laskennassa oletettiin, että turve hajoaa täysin 10 vuoden sisällä käytön jälkeen (Tahvonen suullinen, 2014). Tällöin turpeen sisältämä hiili vapautuu ilmakehään vastaavasti kuin turpeen poltossa, joskin hitaammin. Kasvuturpeen osalta käytön ja tuotteen hylkäämisen jälkeiset kasvihuonekaasupäästöt ovat kuitenkin vain arvioita, sillä hylättyä kasvuturvealustaa tyypillisesti käytetään maanparannuskäytössä, jolloin se lisää satotasoa ennen hajoamistaan. Tämä todellisuudessa vaikuttaisi tuotteen hiilijalanjälkeä pienentävästi (Tahvonen suullinen, 2014).

6.4. Lisätutkimustarpeet

Energia- ja kasvuturpeen elinkaaren kasvihuonekaasutaseille on yhä edelleen lisätutkimustarvetta ja erityisesti elinkaaren vaiheissa, joissa hajonta on huomattavan suurta, kuten metsäojitetuilla soilla, turvepelloilla ja turvetuotantoalueella. Näiden

keskimääräisiin päästölukuihin tulisi vielä suhtautua varauksella ja pitää tuloksia suuntaa-antavina. Jotta luotettavuutta kaikissa elinkaaren vaiheissa voitaisiin parantaa, eri mittausmenetelmien mahdollisesti tuottamia eroja tulisi selvittää vertailevan tutkimuksen avulla. Suomen päästökerroinmääritys olisi luotettavinta suorittaa vain Suomen oloissa, sillä varsinkin rehevien luonnontilaisten soiden hiilidioksidi- ja metaanipäästöt olivat suuremmat pelkissä suomalaisissa tutkimuksissa kuin koko aineistossa. Karummilla luonnonsoilla kotimaisia hiilidioksidimittauksia on suoritettu vain kaksi, mistä syystä varsinkin karujen kasvupaikkojen lisätutkimus olisi olennaista. Karumpien suotyypin mittauksia on tällä hetkellä käynnissä Suomessa, mutta julkaistua tietoa ei vielä ole (Lohila suullinen, 2014). Päästökertoimien luotettavuuden parantamiseksi tärkeässä roolissa on myös ympäristötekijöiden ja kasvihuonekaasuvirtojen suhde sekä niiden väliset vaikutusmekanismit, sillä ilmastonmuutoksen tuomat mahdolliset kuivuus- ja kuumuusjaksot saattavat tuoda merkittäviä muutoksia päästökertoimiin (Alm ym. 1999, b), joiden on tässä tutkimuksessa oletettu pysyvän muuttumattomina koko tarkastelujakson eli alkutilan tapauksessa jopa 100 vuoden ajan.

Edellisiin elinkaaritöihin verrattuna, tässä tutkimuksessa jäännösturpeen hajoamisen päästöjen oletettiin kompensoituvan maaperän kariekekertymällä. Osa elinkaaritöistä on oletanut jäännösturpeen päästöjen olevan huomattavat (Seppälä ym. 2010; Väisänen ym. 2013), kun taas osa tutkimuksista olettaa puuston hiilen sidonnan kompensoivan täysin jäännösturpeen hajoamisen päästöt (Savolainen ym. 1994; Aro ja Kaunisto 2003). Voidaan olettaa, että jäännösturpeen hajoamisen mahdollisesti tuottamien lisäpäästöjen huomioiminen saattaisi hieman vaikuttaa tämän tutkimuksen hiilijalanjälkiestimaatteihin, mutta koska jäännösturpeen hajoamisen päästöistä ei ole empiiristä tutkimusta, on päästöjen suuruuden arviointi hyvin epävarmaa. Jäännösturpeen poistaminen saattaisi lisäksi vaikuttaa negatiivisesti puuston kasvuun ja sitä myöten hiilen sidontaan (Väisänen ym. 2013), mitä useissa tutkimuksissa ei ole oletettu. Näihin jälkikäytön päästöjen muodostumiseen olisi tärkeä suunnata lisätutkimusta. Kasvuturpeen elinkaaren osalta tutkimusta tulisi suunnata käytön päästöihin.

6.5. Tutkimuksen virhelähteet

Päästökerroinmääritys on suhteellisen vähän tutkittu aihe ja pitää sisällään useita virhelähteitä. Kasvihuonekaasupäästöjen määrä turpeen elinkaaren eri vaiheissa vaihtelee, ja vaikka poikkeukselliset kasvihuonekaasumittaustulokset jätettiin päästökerroinmäärityksen ulkopuolelle, ovat ne saattaneet edustaa yhtäläillä alati muuttuvaa ilmastoa ja niiden poisjättäminen on saattanut tuoda virhettä päästökerroinestimaatteihin. Rehevyytason jaottelu on tässä Pro gradu -työssä hyvin karkea, mikä tuo virhettä kasvupaikkajaotteluun. Yksittäiset mittaukset eri kasvupaikoilla ovat mahdollisesti tuoneet kaasumittauksiin satunnaisvirhettä, joka on saattanut kertaantua tässä tutkimuksessa tuoden harhaa päästöestimaatteihin. Metsäojitettujen soiden osalta hiilidioksidipäästökomenttien valinta (R_{het} , R_{floor} , NEE) ja metsityksen karkeat oletukset hiilensidonnasta vaikuttavat tutkimusten välisiin eroihin päästökertoimissa ja hiilijalanjälkiestimäissa. Se, mitä menetelmää metsäojitettujen soiden osalta tulisi käyttää, ei ole toistaiseksi laajasti tutkittu. Tulee siis huomioida, että tämän tutkimuksen tulokset ovat verrattavissa ainoastaan tutkimuksiin, joissa hiilidioksiditasetta on määritetty maaperän hiilidioksiditasena eikä puustoa ole otettu huomioon. Päästökertoimien määrittäminen kasvihuonekaasumittauksista keskiarvojen avulla on myös eräs tutkimuksen mahdollinen virhelähde: vaikka kaikki mittausten menetelmät ovat valideja tutkimuksen luonteen kannalta, mahdollisesti painottaminen uusimpiin tutkimuksiin saattaisi kuvata paremmin tämän hetken turvetuotannon kasvihuonekaasutaseita.

Hiilijalanjälki laskettiin case -luonteisesti eri tarkasteluketjujen avulla. Se, sopiiko hiilijalanjälkilaskennan ohjeistus turvetoimialan käyttöön, on epävarmaa sen vähäisen käyttökokemuksen takia. Hiilijalanjälkilaskennan GWP_{100} -arvot sopivat pelkästään 100 vuoden aikaskaarion määrittämiseen, vaikka turvetuotannon ilmastovaikutusta olisi hyödyllistä tarkastella myös sekä lyhyemmällä että pidemmällä aikajänteellä varsinkin jos vertailuja tehdään muihin raaka-aineisiin. Energiaturpeen hiilijalanjäljen tuloksessa on huomioitava, että estimaatti on sovellettavissa vain soille, joilta nostetaan pelkästään energiaturvetta, sillä tuotannon päästöt allokoitiin 100 % energiaturvetuotannolle. Koska luotettavaa dataa kasvuturve- ja energiaturvetuotannon suhteellisista osuuksista

ei ole, on kasvuturpeen herkkyytarkastelu vain suuntaa antava ja sisältää karkeita oletuksia.

7. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tässä tutkimuksessa saatiin uutta tietoa energia- ja kasvuturpeen elinkaaren osavaiheiden kasvihuonekaasupäästöistä eli päästökertoimista, kohteiden välisestä vaihtelusta ja epävarmuuksista suhteessa keskimääräisiin päästökerroinestimaatteihin. Tavoitteena oli laskea energia- ja kasvuturpeelle hiilijalanjäljet. Työn perusteella maalat, joilla hiilen hävikki on suurta, sopisivat ilmastomielessä hyvin turvetuotannon harjoittamiselle. Suopelloilta saatiin selkeästi pienin hiilijalanjälki, ja se oli alhaisempi kuin kivihiilen hiilijalanjälki, mikä tukee aiempien elinkaaritöiden tuloksia. Suopeltojen käyttöönotto turvetuotantoon on kuitenkin rajoitettua johtuen mm. niiden pienialaisuudesta.

Tulevaisuudessa turvetuotantoa suunnataan yhä enemmän metsäojitetuille soille luonnontilaisten soiden sijaan (Soiden ja turvemaiden kansallinen strategia 2011), joten niiden ilmastovaikutusten tarkastelu oli tässä tutkimuksessa suuressa roolissa. Tutkimuksen perustella ei ole täysin selvää, että kannattaako turvetuotantoa suunnata enemmän reheville metsäojitusalueille kuin karuille metsäojitusalueille, sillä ero rehevien ja karujen kohteiden välillä ei ollut yhtä suuri kuin aiemmissa tutkimuksissa. Metsäojitus rehevillä kasvupaikoilla aiheutti keskimäärin hieman suuremmat kasvihuonekaasupäästöt kuin metsäojitus karuilla kasvupaikoilla, joskaan tässä tutkimuksessa rehevien ja karujen kohteiden välillä ei havaittu suurta eroa hiilen hävikissä. Ero ravinteisuustasojen välillä kuitenkin oli likimain samaa tasoa kun tarkasteltiin koko elinkaaren ilmastovaikutusta, missä polton päästöt näyttelivät merkittävää osaa.

Kun jälkikäyttömuotona oli metsitys, tuotannon aloittaminen sekä karuilla että rehevillä metsäojitusalueilla tuotti keskimäärin hieman pienemmän hiilijalanjäljen kuin kivihiili. Tuotannon aloittaminen luonnonsoilla tuotti samaa suuruusluokkaa olevan hiilijalanjäljen kuin tuotannon aloittaminen metsäojitusalueella ja rehevyystasojen välillä ei havaittu suurta eroa. Nämä tulokset ovat vastoin aiempia turpeen elinkaaren aikaisia ilmastovaikutuksia käsittelevien töiden tuloksia, joissa tuotannon aloittaminen luonnonsoilla tai karulla metsäojitusalueella tuotti kivihiileen verrattavissa olevan tai

suuremman hiilijalanjäljen. Toisistaan eroavien johtopäätösten taustalla voi olla se, että tähän työhön sisällytettiin monella eri menetelmällä saatuja päästökerroinestimaatteja ja lisäksi aineisto oli suurempi. Eri menetelmien väliseen vertailuun tulisi tulevaisuudessa suunnata lisätutkimusta. Kaikki hiilidioksidin mittausmenetelmät eroavat toisistaan ja pitävät sisällään epävarmuustekijöitä. Se, mikä olisi ”oikea” tapa mitata kasvihuonekaasupäästöjä ja -nieluja, riippuu vahvasti kohteesta ja tarkastelujakson pituudesta.

Energiaturpeen hiilijalanjälkitarkastelussa havaittiin, että elinkaaren osavaiheet, joilla oli suurin keskihajonta, aiheuttivat eniten epävarmuutta keskimääräiseen hiilijalanjälkiestimaattiin. Alkutiloista päästökertoimet olivat epävarmimmat suopelloilla ja metsäojitetuilla soilla, joten myös hiilijalanjäljet näiltä kohteilta pitävät sisällään suuria epävarmuustekijöitä. Näiden alkutilojen hiilijalanjäljet tulisi käsittää vain suuntaa-antavina ja lisätutkimus aiheesta olisi olennaista. Erityisesti kaivattaisiin lisää tietoa turvetuotantoalueen päästöistä etenkin tilanteessa, jossa aumat ovat peitettyinä sekä jälkikäytön kasvihuonekaasutaseista.

Tutkimuksen perusteella kohdekohtainen vaihtelu suopelloilla ja metsäojitusalueilla oli hyvin suurta verrattuna luonnontilaisiin soihin. Kaikki turvepellot tuottivat runsaasti kasvihuonekaasuja, kun taas metsäojitusalueilla, riippumatta kasvupaikan ravinteisuudesta, osa tutkimuskohteista tuotti runsaasti kasvihuonekaasuja ja osa ei. Tutkimuksessa ilmeni, että turpeen tapauksessa saavutettaisiin huomattavia päästövähennyksiä suhteessa kivihiileen, jos tuotantoon valitaan metsäojitusalueista alun perin suuripäästöisiä ”hot spot” alueita, mikä on yhteneväinen tulos aiempien tutkimusten kanssa.

Kasvuturpeen elinkaareissa suurinta merkitystä ilmaston kannalta näyttelivät käytön jälkeiset hajoamisen päästöt. Kasvuturpeen roolia kasvien kasvua edistävänä tekijänä ja sen merkitystä ilmastovaikutukseen tulisi vielä tarkemmin selvittää, ja sitä ei voitu tämän työn laskennoissa ottaa vielä huomioon. Kasvuturpeen maanparannuksen tuoma hiilinielu sekä käytön aikaiset päästöt vaativat lisätutkimusta.

Tässä tutkimuksessa turvetuotannon jälkeinen metsitys tai ruokohelven viljely tuottivat pienemmän elinkaaren aikaisen hiilijalanjäljen kuin kivihiili, kun taas soistamisen tuottama hiilijalanjälki oli suurempi kuin kivihiilellä. Etuja ja haittoja pohtiessa täytyy

kuitenkin huomioida, että soistamisella saavutetaan hiilen sitoutuminen pitkäaikaiseen varastoon ja että syntyneet kosteikot ovat tärkeitä luonnon monimuotoisuutta lisääviä tekijöitä. Ilmaston kannalta myös ruokohelven viljely olisi varteen otettava jälkikäyttömuoto, mikä tosin vaatisi Suomen voimalaitoskattiloiden uudistamista.

Tutkimuksessa kaikki turvetuotannon alkutilat mukaan lukien luonnontilaiset suot ja elinkaariskenaariot lämmittivät ilmastoa. Tulee kuitenkin muistaa, että luonnontilaisen suon historia huomioon ottaen tilanne on päinvastainen, koska jos suot eivät olisi sitoneet hiiltä ilmakehästä viimeisten tuhansien vuosien aikana, säteilypakote olisi selvästi suurempi (Frolking ja Roulet 2007). Tämä johtuu siis hiilidioksidin hyvin hitaasta hajoamisesta ilmakehässä. Tämän tutkimuksen tarkastelu-aika on hyvin lyhyt, vain 100 vuotta, jolloin myös metaanin merkitys ilmastovaikutusten tuottajana korostuu ja tarkasteluajan kasvaessa myös soistamisen ilmastovaikutus pienenee.

Yhteenvetona voidaan todeta, että turpeen tapauksessa hiilijalanjälkeä on mahdollista pienentää valitsemalla tuotantoon alun perin suuripäästöinen kohde, lyhentämällä tuotantoaika ja metsittämällä tuotantoalue mahdollisimman pian tuotannon loppumisen jälkeen. Turpeen osittainen korvaaminen metsätähteillä eli seospoltto saattaisi pienentää turpeen energiakäytön ilmastovaikutusta entisestään, sillä metsätähteiden elinkaaren aikainen hiilijalanjälki on suhteessa energiaturpeeseen hyvin pieni. Myös metsähakkeen ilmastovaikutus kaipaa kuitenkin vielä tutkimista, sillä metsätähteiden poistamisella ekosysteemistä on havaittu olevan vaikutus tulevan puusukupolven kasvun heikkenemiseen ravinteiden poistumisen myötä (Helmisaari ym. 2011).

8. KIITOKSET

Kiitokset pääsemisestä mukaan mielenkiintoiseen tutkimusprojektiin kuuluu Helsingin yliopiston metsätieteiden laitoksen yliopistonlehtorille Kari Minkkiselle sekä Vapo Oy:n Teija Hakalahti-Sirénille ja Bioenergia ry:n Jouko Rämölle. Heiltä sain koko prosessin ajan työni kannalta arvokkaita neuvoja, jatkuvaa ohjeistusta ja palautetta. Lisäksi kiitän emeritusprofessori Risto Tahvosta, Hannu Saloa, Olli Reinikaista, Lasse Aroa ja Paavo Ojasta avusta teoriapohjan luomisessa. Lopuksi haluan kiittää koko Bioenergia ry:n henkilökuntaa positiivisesta ja kannustavasta ilmapiiristä toimistolla sekä poikaystäväni, perhettäni ja ystäviäni tsempeistä ja tuesta koko kevään ja kesän ajan. Työtä rahoittivat Bioenergia ry ja Vapo Oy.

LÄHTEET

- ACIA. 2005. Arctic Climate Impact Assessment. Cambridge University Press. 1042 s.
- Ahlholm, U. & Silvola, J. 1990. Turvetuotannon ja turpeen käytön osuus maapallon ja Suomen hiilitaseessa. Abstract: The role of peat exploitation in altering the carbon balance in Finland and worldwide). Ministry of Trade and Industry, 1831-57.
- Alm, J., Saarnio, S., Nykänen, H., Silvola, J. & Martikainen, P. 1999. Winter CO₂, CH₄ and N₂O fluxes on some natural and drained boreal peatlands. *Biogeochemistry* 44(2): 163-186 (a).
- Alm, J., Schulman L., Walden J., Nykänen H., Martikainen H., Silvola J., carbon balance of a boreal bog during a year with an exceptionally dry summer. 1999. *Ecology* 80:161–174 (b).
- Alm, J., Shurpali, N. J., Minkkinen, K., Aro, L., Hytönen, J., Laurila, T. ym. 2007. Emission factors and their uncertainty for the exchange of CO₂, CH₄ and N₂O in Finnish managed peatlands. *Boreal Environment Research* 12(2): 191-209.
- Aro, L., Kaunisto, S. & Saarinen, M. 1997. Suopohjien metsitys. Hankeraportti 1986-1995. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 634. 51 s.
- Aro, L. & Kaunisto, S. 2003. Jatkolannoituksen ja kasvatustiheyden vaikutus nuorten mäntymetsiköiden ravinnetilaan sekä puuston ja juuriston kehitykseen paksaturpeisella suopohjalla. *SUO Mires and peat* 54(2): 49–63.
- Badorek, T., Tuittila, E-S., Ojanen, P. ja Minkkinen, K. 2011. Forest floor photosynthesis and respiration on a drained peatland forest in southern Finland. *Plant Ecology & Diversity* 4: 227–241. [<http://dx.doi.org/10.1080/17550874.2011.644344>].
- Bridgham, S., Pastor, K., Updegraff, T, Malterer. K., Johnson, C. Harth & J. Chen. 1999. Ecosystem control over temperature and energy flux in northern peatlands. *Ecological Applications* 9. 1345-1358.
- Clymo, R. 1984. The limits to peat bog growth. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Biological Sciences* 303(1117): 605-654.
- Epagma -Quantis. 2012. Comparative life-cycle assessment of horticultural growing media based on peat and other growing media constituents. 156 s.
- Flyktman, M. 2005. Energia-ja ympäristöturpeen kysyntä ja tarjonta vuoteen 2020 mennessä. Tutkimusselostus: VTT Prosessit: VTT-R-08372/11. 44 s.
- Frolking, S & Roulet, NT. 2007. Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions. *Global Change Biology* 13, 1079–1088.
- Granath, G., J. Strengbom & H. Rydin. 2010. Rapid ecosystem shifts in peatlands: linking plant physiology and succession. *Ecology* 91: 3047–3056.

- Grelle, A. & Lindroth, A. 1996. Eddy-correlation system for long-term monitoring of fluxes of heat, water vapour and CO₂. *Global Change Biology* 2(3): 297-307.
- Hagberg, L. & Holmgren, K. 2008. The climate impact of future energy peat production. IVL raportti. 57 s.
- Hargreaves, K., Milne, R. & Cannell, M. 2003. Carbon balance of afforested peatland in Scotland. *Forestry* 76(3): 299-317.
- Helmisaari, H., Hanssen, K. H., Jacobson, S., Kukkola, M., Luiro, J., Saarsalmi, A. et al. 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: long-term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management* 261(11): 1919-1927.
- Heinonen, R., Hartikainen, H., Aura, E., Jaakkola, A. & Kempainen, E. 1992. Maa, viljely ja ympäristö. 334 s.
- Hillebrand, K & Wihersaari, M. 1993. Turpeen tuotannon ja käytön kasvihuonevaikutukset verrattuna kivihiileen, öljyyn, maakaasuun ja puuhun. Kauppa- ja teollisuusministeriö, katsauksia B:143. 57 s.
- HMS -tutkimusohjelma (Suomen metsien hiilivarat, niiden muutokset ja sosio-ekonomiset kytkennät. 2001-2006. Turpeen ja turvemaiden käytön kasvihuonevaikutukset Suomessa. Saatavana verkosta: <http://www.metla.fi/ohjelma/HMS/>.
- Holmgren, K., Kirkinen, J. & Savolainen, I. 2006. The climate impact of energy peat utilisation-comparison and sensitivity analysis of Finnish and Swedish results. IVL raportti. 72 s.
- Hyvönen, N., Huttunen, J., Shurpali, N., Tavi, N., Repo, M. & Martikainen, P. 2009. Fluxes of nitrous oxide and methane on an abandoned peat extraction site: effect of reed canary grass cultivation. *Bioresource technology* 100(20): 4723-4730.
- Höglund, J. & Martinsson, F. Comparative review of variations in LCA results and peatland emissions from energy peat utilization. IVL raportti. 43 s.
- IPCC 2006. IPCC 2006 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- IPCC, 2013. Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura and H. Zhang, 2013: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.
- IPCC 2014, 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T.G. (eds). Published: IPCC, Switzerland. 354 s.

- Issakainen, J. & Huotari, N. 2007. Suopohjien metsittäminen. Metsäntutkimuslaitos ja Vapo Oy. 12 s.
- ISO Standardoimisjärjestö. 2013. Tekninen spesifikaatio ISO/TS 14067. 104 s.
- Kirkinen J. 2005. Turpeen energiakäytön kasvihuonevaikutus. Diplomityö, Tampereen teknillinen yliopisto. 98 s.
- Kirkinen, J., Minkkinen, K., Penttilä B, T., Kojola, S., Sievänen, R., Alm, J. ym. 2007. Greenhouse impact due to different peat fuel utilisation chains in Finland: a life-cycle approach. *Boreal Environment Research* 12(2): 211-223 (a).
- Kirkinen, J., Hillebrand, K. & Savolainen, I. 2007. Turvemaan energiakäytön ilmastovaikutus: maankäyttöskenaario. VTT tiedotteita 2365. 58 s (b).
- Laine, J. 1989. Metsäojitetettujen soiden luokittelu. *Suo* 40: 37-51.
- Laine, J. & Vasander, H. 1998. Suo ekosysteeminä. Teoksessa Vasander, H. (toim.): Suomen suot: 10-19.
- Leinonen, A. & Hillebrand, K. 2000. Turpeen asema bioenergiana, loppuraportti. *Finbio, julkaisu* 15. 66 s.
- Leinonen, A., Isolahti, M., Lindh, T., Lötjönen, T., Kärki, J. & Kirkkari, A. 2007. Ruokohelven polttoaineketjun kehittäminen liiketoimintamahdollisuuksien parantamiseksi. Ilmastonmuutoksen hillinnän liiketoimintamahdollisuudet: VTT tiedotteita 2452: *ClimBus-teknologiaohjelman katsaus* 211/2007: 24-29.
- Leinonen, A. 2010. Turpeen tuotanto ja käyttö. VTT Tiedotteita 2550. 111 s.
- Leijting, J. 1999. Fuel peat utilization in Finland: resource use and emissions. *The Finnish Environment Institute* 284. 94 s.
- Lohila, A., Laurila, T., Tuovinen, J., Aurela, M., Hatakka, J., Thum, T. ym. 2007. Micrometeorological measurements of methane and carbon dioxide fluxes at a municipal landfill. *Environmental science & technology* 41(8): 2717-2722.
- Lohila, A., Minkkinen, K., Aurela, M., Tuovinen, J., Penttilä, T., Ojanen, P. ym. 2011. Greenhouse gas flux measurements in a forestry-drained peatland indicate a large carbon sink. *Biogeosciences* 8(11): 3203-3218.
- Maa- ja Metsätalousministeriö. 11/2011. Turpeen ja turvemaiden kasvihuonevaikutukset Suomessa. 68 s.
- Maljanen, M., Komulainen, V., Hytönen, J., Martikainen, P. & Laine, J. 2004. Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. *Soil Biology and Biochemistry* 36(11): 1801-1808.
- Maljanen, M., Jokinen, H., Saari, A., Strömmer, R. & Martikainen, P. 2006. Methane and nitrous oxide fluxes, and carbon dioxide production in boreal forest soil fertilized with wood ash and nitrogen. *Soil Use and Management* 22(2): 151-157.

- Maljanen, M., Sigurdsson, B., Guðmundsson, J., Óskarsson, H., Huttunen, J. & Martikainen, P. 2010. Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries—present knowledge and gaps. *Biogeosciences* 7(9): 2711-2738.
- Martikainen, P. J., Nykänen, H., Crill, P. & Silvola, J. 1993. Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* 366(6450): 51-53.
- Martikainen, P. J., Nykänen, H., Alm, J. & Silvola, J. 1995. Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophic. *Plant and Soil* 168(1): 571-577.
- Matthews, E. & Fung, I. 1987. Methane emission from natural wetlands: Global distribution, area, and environmental characteristics of sources. *Global Biogeochemical Cycles* 1(1): 61-86.
- Menyailo, O. V. & Huwe, B. 1999. Activity of denitrification and dynamics of N₂O release in soils under six tree species and grassland in central Siberia. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 162(5): 533-538.
- Metsätilastollinen vuosikirja. 2013. Metsäntutkimuslaitos. 448 s.
- Meyer, A., Tarvainen, L., Nouratpour, A., Björk, R., Ernfors, M., Grelle, A. ym. 2013. A fertile peatland forest does not constitute a major greenhouse gas sink. *Biogeosciences* 10(11):1-20.
- Minkkinen, K., & Laine, J. 1998. Long-term effect of forest drainage on the peat carbon stores of pine mires in Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 28(9): 1267-1275.
- Minkkinen, K. & Laine, J. 2001. Turpeen käytön kasvihuonevaikutusten lisätutkimuskartoitus. Report, Ministry of Trade and Industry. 56 s.
- Minkkinen, K. & Laine, J. 2006. Vegetation heterogeneity and ditches create spatial variability in methane fluxes from peatlands drained for forestry. *Plant and Soil* 285(1-2): 289-304.
- Minkkinen, K., Laine, J., Shurpali, N. J., Mäkiranta, P., Alm, J. & Penttilä, T. 2007: Heterotrophic soil respiration in forestry drained peatlands. *Boreal Env. Res.* 12: 115-126 (a).
- Minkkinen, K., Penttilä, T. & Laine, J. 2007. Tree stand volume as a scalar for methane fluxes in forestry-drained peatlands in Finland. *Boreal Environment Research* 12(2): 127-132 (b).
- Minkkinen, K., Byrne, K. A. & Trettin, C. 2008. Climate impacts of peatland forestry. *Peatland and Climate Change. International Peat Society* 98-122.
- Moore, T. & Roulet, N. 1991. A comparison of dynamic and static chambers for methane emission measurements from subarctic fens. *Atmosphere-Ocean* 29(1): 102-109.
- Mäkilä, M. & Grundström A. 1988. Iitin turvevarat ja niiden käyttökelpoisuus. GTK. Turverapotti 217. 87 s.

- Mäkilä, M & Goslar, T. 2008. The carbon dynamics of surface peat layers in southern and central boreal mires of Finland and Russian Karelia. *Suo* 59(3): 49-69.
- Mälkki, H. & Frilander, P. 1997. Life cycle assessment of peat utilization in Finland. VTT tiedotteita 333. 86 s.
- Mäkiranta, P., Hytönen, J., Aro, L., Maljanen, M., Pihlatie, M., Potila, H. ym. 2007. Soil greenhouse gas emissions from afforested organic soil croplands and cutaway peatlands. *Boreal Environment Research* 12(2): 159-174.
- Nilsson K. & Nilsson M. 2004. IVL- The climate impact of energy peat utilization in Sweden- the effect of former Land-Use and After-treatment. 91 s.
- Nykänen, H., Alm, J., Silvola, J., Tolonen, K. & Martikainen, P. J. 1998. Methane fluxes on boreal peatlands of different fertility and the effect of long-term experimental lowering of the water table on flux rates. *Global Biogeochemical Cycles* 12(1): 53-69.
- Ojanen, P., Minkkinen, K., Lohila, A., Badorek, T. & Penttilä, T. 2012. Chamber measured soil respiration: A useful tool for estimating the carbon balance of peatland forest soils? *Forest Ecology and Management* 277: 132-140.
- Ojanen, P., Minkkinen, K. & Penttilä, T. 2013. The current greenhouse gas impact of forestry drained boreal peatlands. *Forest Ecology and Management* 289: 201-208.
- Ojanen, P., Lehtonen, A., Heikkinen, J., Penttilä, T. & Minkkinen, K. 2014. Soil CO₂ balance and its uncertainty in forestry-drained peatlands in Finland. *Forest Ecology and Management*. 325C: 60-73.
- Pajunen, H. (2005). Mires. Teoksessa Seppälä, M. (toim.): *Physical geography of Fennoscandia* 77-96.
- Riutta T, Laine J, ja Tuittila E-S. 2007b. Sensitivity of CO₂ exchange of fen ecosystem components to water level variation. *Ecosystems* 10:718–733.
- Rydin, H. & Jeglum, J. 2006. *The Biology of Peatlands*. 343 s.
- Saarnio, S., Morero, M., Shurpali, N. J., Tuittila, E., Mäkilä, M. & Alm, J. 2007. Annual CO₂ and CH₄ fluxes of pristine boreal mires as a background for the lifecycle analyses of peat energy. *Boreal Environment Research* 12(2): 101-113.
- Sallantausta, T. 1992. Leaching in the material balance of peatlands—preliminary results. *Suo* 43: 253-258.
- Savolainen, I., Hillebrand, K., Nousiainen, I. & Sinisalo, J. 1994. Greenhouse impacts of the use of peat and wood for energy. VTT tiedotteita 1559. 77 s.
- Selin, P., Klemetti V., Käyhkö, V., Lehtovaara., R., Rinttilä, R., Nyrönen, T. & Sänkiäho, S. 1999. Turpeen käyttö ja ilmastonmuutos. Vapo Oy. 32 s.
- Selin, P. 1999. Turvevarojen teollinen käyttö ja suopohjien hyödyntäminen Suomessa. *Studies in Biological Environmental Science* 79. Jyväskylä. 239 s.

- Seppä, H. 2002. Mires of Finland: Regional and local controls of vegetation, landforms, and long-term dynamics. *Fennia-International Journal of Geography* 180 (1-2): 43-60.
- Seppälä, J., Grönroos, J., Koskela, S., Holma, A., Leskinen, P. J., Liski, J. ym. 2010. Climate impacts of peat fuel utilization chains—a critical review of the Finnish and Swedish life cycle assessments. 69 s.
- Shurpali, N. J., Hyvönen, N. P., Huttunen, J. T., Clement, R. J., Reichstein, M., Nykänen, H. ym. 2009. Cultivation of a perennial grass for bioenergy on a boreal organic soil—carbon sink or source? *GCB Bioenergy* 1(1): 35-50.
- Shurpali, N. J., Strandman, H., Kilpeläinen, A., Huttunen, J., Hyvönen, N., Biasi, C. et al. 2010. Atmospheric impact of bioenergy based on perennial crop (reed canary grass, *Phalaris arundinaceae*, L.) cultivation on a drained boreal organic soil. *GCB Bioenergy* 2(3): 130-138.
- Silvola, J., Alm, J., Ahlholm, U., Nykanen, H. & Martikainen, P. J. 1996. CO₂ fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. *Journal of Ecology* 219-228.
- Simola, H., Pitkänen, A. & Turunen, J. 2012. Carbon loss in drained forestry peatlands in Finland, estimated by re-sampling peatlands surveyed in the 1980s. *European Journal of Soil Science* 63(6): 798-807.
- Soiden ja turvemaiden kansallinen strategia. 2011. Valtioneuvoston soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullista käyttöä ja suojelua koskevan periaatepäätöksen (30.8.2012) taustaraportti. Työryhmämuistio, Maa- ja metsätalousministeriö. 157 s.
- Sundh, I., Nilsson, M., Mikkilä, C., Granberg, G. & Svensson, B. H. 2000. Fluxes of Methane and Carbon Dioxide on eat-mining Areas in Sweden. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 29(8): 499-503.
- Tilastokeskus 2005. Polttoaineluokitus 2005. Statistics Finland, Helsinki. Saatavana verkosta: <http://www.stat.fi/tup/khkinv/polttoaineluokitus.html>.
- Tilastokeskus 2012. Energiatilasto, vuosikirja 2011. (a)
- Tilastokeskus 2012. Energian hankinta ja kulutus. Statistics Finland, Helsinki. Saatavana verkosta: http://www.stat.fi/til/ehk/2012/ehk_2012_2013-12-12_kuv_001_fi.html. (b)
- Tuittila, E., Komulainen, V., Vasander, H. & Laine, J. 1999. Restored cut-away peatland as a sink for atmospheric CO₂. *Ecologia* 120(4): 563-574.
- Tuittila, E., Komulainen, V., Vasander, H., Nykänen, H., Martikainen, P. J. & Laine, J. 2000. Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology* 6(5): 569-581.
- Turunen, J., Tomppo, E., Tolonen, K. & Reinikainen, A. 2002. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland—application to boreal and subarctic regions. *The Holocene* 12(1): 69-80.

Työ- ja elinkeinoministeriö. 2009. Turpeen huoltovarmuuteen liittyvät säädösaasiat - työryhmä. Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja. 29 s. Saatavana verkosta: http://www.tem.fi/files/25699/TRraportti_05012010.pdf.

Uppenberg S., Zetterberg L., Åhman M. 2001. Climate Impact of peat utilization- A sensitivity analysis. 30 s.

Valkama, J. 2007. Suomen soiden rakenne ja tutkimus sekä hyötykäyttö. Geologian tutkimuskeskus, hankenumero P21.4/2007/18. 28 s.

Van Maanen, V. Production of horticultural peat in the Neatherlands: a life cycle analysis. IVEM-väitöskirja nr. 78. Groningen. 191 s.

Virtanen K, Hänninen P., Kallinen R., Vartiainen S., Herranen T. & Jokisaari, R. 2003. Suomen turvevarat vuonna 2000. Geological Survey of Finland. Report of investigation 156. Espoo. 205 s.

Vesterinen R. 2003. Updated Emission Factor for Peat Combustion Proceedings of the 12th International Peat Congress Volume 2, Poster Presentations, Tampere 2004 and the original research report of VTT PRO2/P6020/30.

Väisänen, S. E., Silvan, N. R., Ihalainen, A. V. & Soukka, R. M. 2013. Peat production in high-emission level peatlands-a key to reducing climatic impacts? *Energy & Environment* 24(5): 757-778.

Väisänen S. 2014. Greenhouse gas emissions from peat and biomass-derived fuels, electricity and heat- Estimation of various productions chains by using LCA methodology. 1-165.

Waddington, J.M., Roulet, N.T. 1996. Atmosphere – wetland carbon exchanges: scale dependency of CO₂ and CH₄ exchange on the developmental topography of a peatland. *Global biogeochemical Cycles* 10(2): 233-245.

Wihersaari, M. 1996. Energy consumption and greenhouse gas emissions from biomass production chains. *Energy conversion and management* 37(6): 1217-1221.

Yli-Petäys, M., Laine, J., Vasander, H. & Tuittila, E. 2007. Carbon gas exchange of a re-vegetated cut-away peatland five decades after abandonment. *Boreal Environment Research* 12(2): 177-190.

Internet-lähteet:

<http://energia.fi/energia-ja-ymparisto/energialahteet/turve> [katsottu 10.6.2014]

<http://www.epa.gov/appdstar/pdf/brochure.pdf> [katsottu 4.4.2014]

<http://www.gtk.fi/energia/turve.html> [katsottu 15.8.2014]

<http://huoltovarmuus.fi/> [katsottu 15.8.2014]

<http://www.vapo.fi/tuotteet-ja-palvelut/yritykset-ja-kunnat/energiaturve/palaturve> [katsottu 30.5.2014] (a)

http://www.vapo.fi/filebank/673-jalkikaytto_tiivistelma_pieni.pdf [katsottu 18.3.2014]
(b)

<http://www.vapo.fi/turvetuotantoavastuullisesti/jalkikaytto> [katsottu 2.6.2014] (c)

<http://turveinfo.fi/turve> [katsottu 1.4.2014]

Suulliset lähteet:

Aro, L. Sähköpostit, 2014 tiedonanto.

Hakalahti-Sirén, T. Suullinen, 2014 tiedonanto.

Helander, R. Puhelin, 2014 tiedonanto.

Lohila, A. Sähköpostit, 2014 tiedonanto.

Minkkinen, K. Suullinen, 2014 tiedonanto.

Reinikainen, O. Sähköpostit, 2014 tiedonanto.

Salo, H. Suullinen, 2014 tiedonanto

Tahvonen, R. Suullinen, 2014 tiedonanto.

LIITTEET

Liite 1. Pro gradu -työssä käytetyt kasvihuonekaasututkimukset:

Luonnontilaiset suot	Ravinteisuustaso Om/Mi	Mene - telmä EC/CH /subs	Maa	Koordinaatit EUREF-FIN/KKJ		Päästöt g m ⁻¹ v ⁻¹		
						CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Ombrotrofinen suo								
Alm ym. 1999b	Om	CH	FI	62°50'N	30°53'E	293		
Arneht ym. 2002	Om	EC	RUS	60°45' N	89°23' E	-105,6		
Arneht ym. 2002	Om	EC	RUS	56°27' N	32°55' E	30,8		
Drewery ym. 2010	Om	EC	SCOT	55°47'34N	3°14'3W	-389		
Hargreaves ym. 2003	Om	EC	SCOT	54°58° N	3°4° W	-91,7		
Lafleur ym. 2001, Frolking ym. 2002	Om	EC	CAN	45°24'N	75°30'W	25,67	1,0	
Lafleur ym. 2003	Om	EC	CAN	45°24'N	75°30'W	-205		
Minkkinen and Laine 2006	Om	CH	FI	61°48' N	24°19' E		6,48	
Minkkinen ym. 2007a	Om	CH	FI	66°20'N	26°36'E		1,90	
Minkkinen ym. 2007a	Om	CH	FI	66°20'N	26°36'E		4,77	
Minkkinen ym. 2007a	Om	CH	FI	66°20' N	26°36' E		3,12	
Moore and Knowles 1990	Om	CH	CAN	45°33' N	73°23' W		0,12	
Moore and Knowles 1990	Om	CH	CAN	45°33' N	73°23' W		0,12	
Nilsson ym. 2001	Om	CH	SE	61°N	15°E		3,07	
Nilsson ym. 2001	Om	CH	SE	64.5°N	17.5°E		3,60	
Nilsson ym. 2001	Om	CH	SE	67°N	20°E		2,93	
Nykänen ym. 1998	Om	CH	FI	61°47'N	24°18'E		2,27	
Nykänen ym. 1998	Om	CH	FI	61°47'N	24°18'E		7,53	
Nykänen ym. 1998	Om	CH	FI	61°47'N	24°18'E		5,53	
Nykänen ym. 1998	Om	CH	FI	61°47'N	24°18'E		10,07	
Nykänen ym. 1998	Om	CH	FI	62°46'N	29°50'E		10,93	
Nykänen ym. 1998	Om	CH	FI	62°46'N	29°50'E		7,20	
Nykänen ym. 1998	Om	CH	FI	62°46'N	29°50'E		3,93	
Nykänen ym. 1998	Om	CH	FI	62°46'N	29°50'E		21,87	
Nykänen ym. 1998, Alm ym. 1999b	Om	CH	FI	62°50'N	30°53'E		1,82	
Roulet ym. 2007	Om	EC+CH	CAN	45°24'N	75°30'W	-147,4	4,93	
Saarnio ym. 2000	Om	CH				-30,1	10,20	
Sottocornola and Kiely 2005	Om	EC	IRE	51°55' N	9°55'W	-201,7		
Waddington&Roulet	Om	CH	SE	63°44'N	20°06'E	17	6,13	
Minerotrofinen suo								
Alm ym. 1997	Mi	CH	FI	62°47'N	30°56'E	-359,4		
Aurela ym. 2004, Hargreaves ym. 2001	Mi	EC	FI	69°08'N	27°17'E	-78,9	8,67	
Aurela ym. 2007	Mi	EC				-203,5		
Drewery ym. 2010	MI	EC	FI	67°59'83N	24°12'5E	-80		
Friborg ym. 2003	Mi	EC	RUS	56°51' N	82°58' E		26	
Frolking ym. 1996	Mi	EC	CAN	55°45'N	97°53'W	-187		
Granberg ym. 2001	Mi	CH	SE	64°11'N	19°33'E		17,33	
Hargreaves ym. 2001	Mi	EC	FI	69°8' N	27°16' E		5,5	
Huttunen ym. 2003b	Mi	CH	FI	67°N	27°E		14,67	
Huttunen ym. 2003b	Mi	CH	FI	67°N	27°E		26,47	
Huttunen ym. 2003b	Mi	CH	FI	67°N	27°E		36,40	
Huttunen ym. 2003b	Mi	CH	FI	67°N	27°E		35,80	
Huttunen ym. 2003b	Mi	CH	FI	67°N	27°E		17,67	
Huttunen ym. 2003b	Mi	CH	FI	67°N	27°E		22,93	
Huttunen ym. 2003b	Mi	CH	FI	67°N	27°E		35,80	

Huttunen ym. 2003b	Mi	CH	FI	67°N	27°E		24,07	
Huttunen ym. 2003b	Mi	CH	FI	67°N	27°E		1,67	
Huttunen ym. 2003b	Mi	CH	FI	67°N	27°E		0,11	
Minkkinen and Laine 2006	Mi	CH	FI	61°48' N	24°19' E		2,148	
Minkkinen and Laine 2006	Mi	CH	FI	61°48' N	24°19' E		13,09	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	66°29' N	25°29' E		2,52	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	66°29' N	25°29' E		0,43	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	66°29' N	25°29' E		9,36	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	66°28' N	25°51' E		6,86	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	66°28' N	25°51' E		21,51	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	66°29' N	25°50' E		2,22	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	66°28' N	25°50' E		20,58	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	66°20' N	26°40' N		24,08	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	66°20' N	26°42' E		13,34	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	66°20' N	26°36' E		7,18	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	61°22' N	25°07' E		0,60	0,12
Moore and Knowles 1990	Mi	CH	CAN	54°48' N	66°49' W		9,8	
Moore and Knowles 1990	Mi	CH	CAN	54°48' N	66°49' W		3	
Moore and Knowles 1990	Mi	CH	CAN	54°48' N	66°49' W		1,3	
Moore and Knowles 1990	Mi	CH	CAN	54°48' N	66°49' W		4,5	
Moore and Knowles 1990	Mi	CH	CAN	54°48' N	66°49' W		9,9	
Moore and Knowles 1990	Mi	CH	CAN	45°32' N	73°08' W		1,38	
Moore and Knowles 1990	Mi	CH	CAN	45°33' N	73°23' W		4,83	
Nilsson ym. 2001	Mi	CH	SE	61°N	15°E		1,73	
Nilsson ym. 2001	Mi	CH	SE	61°N	15°E		6,27	
Nilsson ym. 2001	Mi	CH	SE	61°N	15°E		10,0	
Nilsson ym. 2001	Mi	CH	SE	64.5°N	17.5°E		3,33	
Nilsson ym. 2001	Mi	CH	SE	64.5°N	17.5°E		10,27	
Nilsson ym. 2001	Mi	CH	SE	64.5°N	17.5°E		7,07	
Nilsson ym. 2001	Mi	CH	SE	64.5°N	17.5°E		46,53	
Nilsson ym. 2001	Mi	CH	SE	64.5°N	17.5°E		11,20	
Nilsson ym. 2001	Mi	CH	SE	67°N	20°E		2,00	
Nilsson ym. 2001	Mi	CH	SE	67°N	20°E		13,60	
Nilsson ym. 2001	Mi	CH	SE	67°N	20°E		20,27	
Nilsson ym. 2001	Mi	CH	SE	67°N	20°E		17,33	
Nilsson ym. 2001	Mi	CH	SE	67°N	20°E		12,53	
Nykänen ym. 1998	Mi	CH	FI	61°47'N	24°18'E		35,67	
Nykänen ym. 1998	Mi	CH	FI	61°47'N	24°18'E		13,40	
Nykänen ym. 1998	Mi	CH	FI	61°47'N	24°18'E		2,80	
Nykänen ym. 1998	Mi	CH	FI	62°46'N	29°50'E		44,20	
Nykänen ym. 1998	Mi	CH	FI	62°46'N	29°50'E		16,20	
Nykänen ym. 1995	Mi							0,03
Potter ym. 2001	Mi	EC+CH	CAN	55°45'N	97°53'W	137,3	-0,13	
Potter ym. 2001	Mi	EC+CH	CAN	55°45'N	97°53'W	-41,25	0,56	
Rinne ym. 2007	Mi	EC	FI	61°50' N	24°12' E	-156	12,60	
Riutta ym. 2007	Mi	CH	FI	61°50' N	24°12' E	-300,7	10,53	
Saarnio ym. 1997	Mi	CH	FI	62°47'N	30°56'E		24,58	
Saarnio ym. 1997	Mi	CH	FI	62°47'N	30°56'E		13,17	
Saarnio ym. 1997	Mi	CH	FI	62°47'N	30°56'E		35,88	
Saarnio ym. 1997	Mi	CH	FI	62°47'N	30°56'E		43,41	
Sagerfors ym. 2008	Mi	EC	SE	64°11' N	19°33' E	-201		
Suyker ym. 1996	Mi	EC	CAN	53°57'N	105°57'W		25,60	
Vitt ym. 1990	Mi	CH	CAN				0,11	
Vitt ym. 1990	Mi	CH	CAN				10,93	
Vitt ym. 1990	Mi	CH	CAN				3,91	

Metsäojitetut suot								
Karu								
Hargreaves ym. 2003	Om	EC	SCOT	54-58° N	3-4° W	366		
Komulainen ym. 1998	Om		FI	61°48' N	24°17' E		0,7	
Lohila ym. 2011	Om	EC	FI			-239		
Maljanen ym. 2006a	Om		FI	64°49' N	26°26' E		0,34	0,02
Martikainen ym. 1992	Om		FI	61°47' N	24°18' E		0,83	
Martikainen ym. 1993	Om		FI	61°47' N	24°18' E			0,005
Martikainen ym. 1993	Om		FI	61°47' N	24°18' E			0,005
Martikainen ym. 1995a	Om		FI	61°47' N	24°19' E		4,33	0,015
Minkkinen & Laine 1998	Om	subs	FI	60°30' N	24° E	-1280		
Minkkinen & Laine 1998	Om	subs	FI	60°30' N	24° E	-660		
Minkkinen & Laine 1998	Om	subs	FI	60°30' N	24° E	-601		
Minkkinen & Laine 1998	Om	subs	FI	60°30' N	24° E	-510		
Minkkinen & Laine 1998	Om	subs	FI	60°30' N	24° E	-143		
Minkkinen and Laine 2006	Om	subs	FI	61°48' N	24°19' E		3,24	
Minkkinen ym. 1999	Om	subs	FI			-217		
Minkkinen ym. 1999	Om	subs	FI			-282,6		
Minkkinen ym. 2007a	Om	CH	FI	60°39' N	24°22' E		-0,3	
Minkkinen ym. 2007b	Om	CH	FI	61°22' N	25°07' E			
Nykänen ym. 1998	Om	CH	FI	61°47' N	24°18' E		-0,02	
Nykänen ym. 1998	Om	CH	FI	62°46' N	29°50' E		0,12	
Nykänen ym. 1998	Om	CH	FI	62°46' N	29°50' E		-0,14	
Nykänen ym. 1998	Om	CH	FI	62°46' N	29°50' E		0,87	
Ojanen ym. 2010	Om	CH	FI	60-67° N	22-30° E		0,08	0,038
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6714100	3485000	-156,6	-0,03	0,09
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6714500	3485000	-374,6	0,05	0,12
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6730100	3357000	-174	0,79	0,04
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6730900	3357000	-19,9	1,70	0,08
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6746886	3341022	47,1	-0,30	0,11
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6762487	3324978	175,6	-0,09	0,04
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6874100	3309000	-73,4	0,43	0,07
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6874900	3309000	94,2	0,08	0,05
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6874500	3389000	-76,6	-0,36	0,07
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6905700	3293000	-244,1	0,33	0,05
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6906500	3293000	-35,8	0,32	0,07
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6905700	3677000	175,6	-0,36	0,02
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6922083	3340998	-560,6	-0,09	0,05
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6938500	3293000	-183,1	0,10	0,06
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6938900	3293000	-162,1	-0,12	0,06
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6938106	3676995	-180,3	-0,28	0,00
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6938500	3677000	42,2	-0,33	0,04
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7033700	3357000	-318,8	-0,04	0,00
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7034907	3596997	-135,2	-0,28	0,01
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7050100	3629000	-314,2	-0,35	0,03
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7049710	3644994	-230	-0,25	0,00
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7050890	3645000	52,3	0,44	0,01
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7065700	3373000	92,6	0,01	0,02
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7081696	3325006	434,2	0,30	0,01
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7082900	3389000	63,4	-0,01	0,00
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7097714	3372995	174,3	-0,06	0,01
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7098900	3373000	87,1	-0,29	0,07
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7297500	3440000	-50,6	-0,05	0,03
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7298100	3504000	113,4	5,72	0,02
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7306100	3517000	-18,5	0,37	-0,02
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7321500	3424000	-257,9	0,04	0,01
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7321500	3488000	-204	0,06	0,00

Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	7369500	3360000	-73,2	1,73	0,04
Ojanen ym. 2013	Om	CH	FI	6714100	3485000	-156,6	-0,03	0,09
Regina ym. 1996	Om	CH	FI	61°47' N	21°18' E			0,01
Regina ym. 1996	Om	CH	FI	61°47' N	21°18' E			0,005
Regina ym. 1996	Om	CH	FI	61°47' N	21°18' E			0,005
Regina ym. 1996	Om	CH	FI	61°47' N	21°18' E			0,01
Regina ym. 1996	Om	CH	FI	61°47' N	21°18' E			0,005
Regina ym. 1996	Om	CH	FI	61°47' N	21°18' E			0,005
Sikström ym. 2009	Om	CH	SE	57°15' N	13°35' E		0,89	0,005
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3395542	7119384	-582,4		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3395542	7119384	-319,1		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3416242	7112501	183,5		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3497000	6893802	684		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3399082	7118016	1709,9		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3409039	7106233	2352,1		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3486000	7032801	52,4		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3486000	6900502	220,2		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3500500	6928202	428,2		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3497000	6893802	510,6		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3508400	6903002	-352,9		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3496100	7033200	-281,8		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3511600	6922702	-227,5		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3498000	6910602	536,4		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3491300	6913101	719,3		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3694198	6936075	849,6		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3507800	6918802	1722,1		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3713410	6980523	676,1		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3521300	6903702	1549,6		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3517188	6947021	719,9		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3599438	6970759	2881,6		
Simola ym. 2012	Om	subs	FI	3493600	6912302	-7,34		
Väisänen ym. 2013	Om	CH	FI	Parkano		66	2,85	0,22
Väisänen ym. 2013	Om	CH	FI	Parkano		1791	3,61	0,21
Rehevä								
Huttunen ym. 2003a	Mi	CH	FI	60°21' N	25°03' E		0,02	0,02
Huttunen ym. 2003a	Mi	CH	FI	60°21' N	25°03' E		0,02	0,02
Huttunen ym. 2003a	Mi	CH	FI	61°23' N	25°03' E		0,19	0,08
Huttunen ym. 2003a	Mi	CH	FI	61°23' N	25°03' E		0,19	0,08
Komulainen ym. 1998	Mi	CH	FI	61°48' N	24°17' E		0,1	
Laine ym. 1996	Mi	CH	FI	61°48' N	24°19' E		0,005	
Laurila ym. 2007	Mi	EC	FI	60°43' N	24°27' E	-300		0,1
Lindroth ym. 2007	Mi	EC	SE	57°08' N	14°45' E	88		
Maljanen ym. 2003a,b	Mi	CH	FI	62°31' N	29°23' E		-0,39	0,66
Maljanen ym. 2006a	Mi	CH	FI	64°51' N	26°33' E		-0,3	1,05
Maljanen ym. 2006a	Mi	CH	FI	64°85' N	26°07' E		4,76	0,19
Maljanen ym. 2006a	Mi	CH	FI	64°86' N	26°11' E		0,06	0,01
Maljanen ym. 2006a	Mi	CH	FI	64°88' N	26°13' E		0,77	0,01
Maljanen ym. 2010	Mi	CH	FI	63°55' N	23°58' E		-0,2	4,1
Martikainen ym. 1992	Mi	CH	FI	61°47' N	24°18' E		0,09	
Martikainen ym. 1993	Mi	CH	FI	61°47' N	24°18' E			0,1
Martikainen ym. 1993	Mi	CH	FI	61°47' N	24°18' E			0,15
Martikainen ym. 1993	Mi	CH	FI	62°51' N	30°53' E			0,21
Martikainen ym. 1995a	Mi	CH	FI	61°47' N	24°19' E		0,05	0,15
Martikainen ym. 1995b	Mi	CH	FI	62°51' N	30°53' E		-0,87	
Meyer ym. 2013	Mi	EC	SE	58°23' N	12°09' E	733		
Minkkinen & Laine 1998	Mi	subs	FI	65°30' N	27° E	-671		

Minkkinen & Laine 1998	Mi	subs	FI	65°30'N	27°E	-1093		
Minkkinen & Laine 1998	Mi	subs	FI	65°30'N	27°E	-51		
Minkkinen & Laine 1998	Mi	subs	FI	65°30'N	27°E	-473		
Minkkinen & Laine 1998	Mi	subs	FI	65°30'N	27°E	7		
Minkkinen & Laine 1998	Mi	subs	FI	65°30'N	27°E	-414		
Minkkinen & Laine 1998	Mi	subs	FI	65°30'N	27°E	99		
Minkkinen & Laine 1998	Mi	subs	FI	65°30'N	27°E	-323		
Minkkinen & Laine 1998	Mi	subs	FI	65°30'N	27°E	466		
Minkkinen & Laine 1998	Mi	subs	FI	65°30'N	27°E	44		
Minkkinen and Laine 2006	Mi	CH	FI	61°48' N	24°19 E		-0,01	
Minkkinen and Laine 2006	Mi	CH	FI	61°48' N	24°19 E		0,28	
Minkkinen and Laine 2006	Mi	CH	FI	61°48' N	24°19 E		-0,22	
Minkkinen ym. 1999	Mi	subs	FI				199	
Minkkinen ym. 1999	Mi	subs	FI				-102,6	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	66°21' N	26°37'E		-0,03	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	66°28' N	25°51' E		0,69	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	66°28' N	25°51' E		0,62	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	61°22' N	25°07' E		-0,82	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	61°22' N	25°07' E		-0,64	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	61°22' N	25°07' E		-0,56	
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	61°22'N	25°07'E		-0,34	0,30
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	61°22'N	25°07'E		-0,15	0,17
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	61°22'N	25°07'E		-0,61	0,81
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	61°22'N	25°07'E		-0,20	0,47
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	61°22'N	25°07'E		-0,39	2,76
Minkkinen ym. 2007a	Mi	CH	FI	61°22'N	25°07'E		-0,73	0,30
Minkkinen ym. 2007b	Mi	CH	FI	66°21' N	26°37' E			
Moore a & Knowles 1990	Mi	CH	CAN	45°33' N	73°23' W		0,23	
Nykänen ym. 1998	Mi	CH	FI	61°47' N	24°18' E		3,03	
Nykänen ym. 1998	Mi	CH	FI	61°47' N	24°18' E		2,69	
Nykänen ym. 1998	Mi	CH	FI	61°47' N	24°18' E		3,47	
Nykänen ym. 1998	Mi	CH	FI	61°47' N	24°18' E		1,1	
Nykänen ym. 1998	Mi	CH	FI	62°46' N	29°50' E		0,99	
Ojanen ym. 2010	Mi	CH	FI	6666900	3325000	666,1	-0,51	0,17
Ojanen ym. 2010	Mi	CH	FI	6714900	3469000	1022,4	-0,43	0,33
Ojanen ym. 2010	Mi	CH	FI	6729700	3357000	-254,4	-0,33	0,92
Ojanen ym. 2010	Mi	CH	FI	6730900	3437000	804,9	-0,55	0,10
Ojanen ym. 2010	Mi	CH	FI	6730900	3517000	-473,7	0,00	0,04
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6762100	3325000	95,6	-0,15	0,12
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6762900	3341000	950,5	-0,45	0,15
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6762900	3517000	555,9	-0,44	0,05
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6794500	3357000	525,7	1,49	0,19
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6874500	3373000	620,6	-0,32	0,10
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6889700	3213000	-46,6	-0,38	0,21
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6890100	3213000	607,1	-0,31	0,06
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6921680	3340963	-117,3	-0,54	0,09
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6938100	3277000	-443	-0,10	0,11
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6938100	3612990	245,5	-0,42	0,02
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6938500	3629000	-69,6	-0,44	-0,02
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6938100	3661000	-61,4	-0,30	0,04
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6954500	3677000	203	-0,97	0,04
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7034100	3357000	259,9	-0,56	0,01
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7033700	3549000	-50,3	1,86	0,00
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7081700	3309000	368,6	-0,29	0,09
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7082880	3325009	-497,6	-0,11	0,01
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7081703	3405000	407,7	-0,61	0,14
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7081700	3597000	-159,6	0,18	-0,01

Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7113714	3389004	633,3	-0,05	0,06
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7114500	3613000	37,4	3,89	0,04
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7146100	3357000	172,9	-0,27	0,01
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7146895	3356991	-257,5	-0,62	0,05
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7296900	3440000	325,1	0,03	0,08
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7290500	3501000	-145	2,96	-0,01
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7320892	3392000	-79,6	-0,08	0,05
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7320892	3424006	-4,6	-0,14	0,00
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7345500	3408000	568,6	-0,01	0,02
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7345487	3439962	-86,7	12,50	-0,03
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	7370100	3360000	404,3	-0,26	0,04
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6666900	3325000	666,1	-0,51	0,17
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6714900	3469000	1022,5	-0,43	0,33
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6729700	3357000	-254,4	-0,33	0,92
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6730900	3437000	804,9	-0,55	0,10
Ojanen ym. 2013	Mi	CH	FI	6730900	3517000	-473,7	0,00	0,04
Regina ym. 1996	Mi	CH	FI	61°47' N	21°18' E			0,16
Regina ym. 1996	Mi	CH	FI	61°47' N	21°18' E			0,05
Regina ym. 1996	Mi	CH	FI	62°46' N	30°58' E			0,22
Regina ym. 1996	Mi	CH	FI	62°46' N	30°58' E			0,01
Regina ym. 1998	Mi	CH	FI	62°46' N	30°58' E			0,82
Regina ym. 1998	Mi	CH	FI	62°46' N	30°58' E			0,93
Regina ym. 1998	Mi	CH	FI	62°46' N	30°58' E			1,5
Regina ym. 1998	Mi	CH	FI	62°46' N	30°58' E			1,2
Saari ym. 2009	Mi	CH	FI	63°39' N	29°29' E		0,08	0,02
Saari ym. 2009	Mi	CH	FI	63°39' N	29°29' E		0,08	0,02
Sikström ym. 2009	Mi	CH	SE	58°23' N	12°09' E		-0,45	0,41
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3494600	7030200	148		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3415285	7104937	150		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3574440	7148702	236		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3603729	7156692	262		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3425012	7126503	391		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3577407	7174873	1018		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3580529	7171677	-210		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3605119	7163824	-166		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3474700	7033901	21		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3583142	7175527	655		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	4454773	7168235	323		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3490700	6998201	-203		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3484800	7034101	2261		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3494800	6918402	1174		
Simola ym. 2012	Mi	subs	FI	3479500	7034501	487		
Struwe and Kjøller 1994	Mi	CH	SE	55°15' N	14°45' E			0,3
Struwe and Kjøller 1994	Mi	CH	SE	55°15' N	11°55' E			0,14
Struwe and Kjøller 1994	Mi	CH	SE	55°31' N	11°46' E			0,1
Struwe and Kjøller 1994	Mi	CH	SE	55°57' N	12°17' E			0,15
von Arnold ym. 2005b	Mi	CH	SE	57°08' N	14°45' E		0,03	0,08
von Arnold ym. 2005b	Mi	CH	SE	57°08' N	14°45' E		0,3	0,05
von Arnold ym. 2005b	Mi	CH	SE	57°08' N	14°45' E		1,07	0,04
von Arnold ym. 2005c	Mi	CH	SE	57°08' N	14°45' E		0,9	0,2
von Arnold ym. 2005c	Mi	CH	SE	57°08' N	14°45' E		0,9	0,9
Väisänen ym. 2013	Mi	CH	FI	Parkano		2749	6,28	0,4
Väisänen ym. 2013	Mi	CH	FI	Pudasjärvi		2558	0,77	0,45
Suopellot*	Rav. taso/ viljely							
Czaplak & Dembek 2000	Mi	subs	TSEK			2420		
Flessa ym. 1998	Mi	CH	GER				-0,12	0,42

Flessa ym. 1998	Mi	CH	GER				-0,02	1,98
Flessa ym. 1998	Mi	CH	GER				-0,03	5,64
Glenn ym. 1993	Mi	CH	CAN	45°08' N	73°26' W	828	0,04	
Glenn ym. 1993	Mi	CH	CAN	45°08' N	73°26' W	816,5	-0,002	
Glenn ym. 1993	Mi	CH	CAN	45°08' N	73°26' W	851	-0,96	
Glenn ym. 1993	Mi	CH	CAN	45°08' N	73°26' W	736	-0,023	
Glenn ym. 1993	Mi	CH				828	0,04	
Glenn ym. 1993	Mi	CH				816,5	-0,00	
Grønlund ym. 2006	GR	CH	NOR	67°17' N	14°28' E		1,6	0,69
Grønlund ym. 2008	GR	CH	NOR	67°17' N	14°28' E	2800		
Jaakkola 1985	GR	CH	FI					2,86
Jaakkola 1985	BA	CH	FI					3,05
Kasimir-K 1997		CH	SE			7700		
Kasimir-K 1997		CH	SE			2250		
Kasimir-K. 1997		CH	SE			4650		
Kasimir-K. ym. 2009		CH	SE	58°20' N	13°30' E		0,12	0,2
Kasimir-K. ym. 2009		CH	SE	58°20' N	13°30' E		-0,01	1,51
Lohila ym. 2004	GR	EC	FI	60°53' N	23°30' E	1656		
Lohila ym. 2004	BA	EC	FI	60°53' N	23°30' E	1232		
Lohila ym. 2007	AF	EC	FI	62°10' N	22°47' E			
Lorenz ym. 2002	Mi	subs	GER			1690		
Maljanen ym. 2001	GR	CH	FI	62°31' N	29°23' E	3740		
Maljanen ym. 2001	BA	CH	FI	62°31' N	29°23' E	3080		
Maljanen ym. 2001	AF	CH	FI	64°06' N	24°21' E		1,72	0,43
Maljanen ym. 2001	AF	CH	FI	64°06' N	24°21' E		1,4	0,22
Maljanen ym. 2001	AF	CH	FI	64°06' N	24°21' E		-0,1	0,97
Maljanen ym. 2003	GR	CH	FI	62°31' N	29°23' E		-0,08	1,7
Maljanen ym. 2003	BA	CH	FI	62°31' N	29°23' E		-0,24	1,3
Maljanen ym. 2003	no veget.	CH	FI	62°31' N	29°23' E	3360	-0,26	1,7
Maljanen ym. 2004	GR	CH	FI	65°55' N	23°51' E	2977	-0,1	0,4
Maljanen ym. 2004	BA	CH	FI	65°55' N	23°51' E	4052	-0,1	1,3
Maljanen ym. 2004	no veget.	CH	FI	65°55' N	23°51' E	2710	-0,04	3,7
Maljanen ym. 2007	AB	CH	FI	63°54' N	23°56' E		-0,22	0,32
Maljanen ym. 2007	AB	CH	FI	63°54' N	23°56' E		-0,22	0,64
Maljanen ym. 2007	AB	CH	FI	63°54' N	23°56' E		-0,22	0,48
Maljanen ym. 2007	AB	CH	FI	63°54' N	23°56' E		-0,22	0,64
Maljanen ym. 2007	AB	CH	FI	63°54' N	23°56' E		-0,22	2,24
Maljanen ym. 2009	GR	CH	FI	63°09' N	27°20' E		-0,12	0,9
Maljanen ym. 2009	GR	CH	FI	63°54' N	23°56' E		-0,17	3,7
Maljanen ym. 2009	GR	CH	FI	63°54' N	23°56' E		0,04	5,5
Meyer ym. 2001	Mi	CH	GER			1510	-0,04	0,5
Meyer ym. 2001	Mi	CH	GER			1585	-0,12	0,58
Mäkiranta ym. 2007	AF	CH	FI	63°54' N	23°56' E		-0,15	3,5
Mäkiranta ym. 2007	AF	CH	FI	63°54' N	23°56' E		-0,15	3,4
Mäkiranta ym. 2007	AF	CH	FI	63°54' N	23°56' E		-0,15	0,73
Mäkiranta ym. 2007	AF	CH	FI	63°54' N	23°56' E		-0,15	3,1
Mäkiranta ym. 2007	AF	CH	FI	63°54' N	23°56' E		-0,15	0,17
Mäkiranta ym. 2007	AF	CH	FI	64°06' N	24°21' E		-0,15	1,8
Mäkiranta ym. 2007	AF	CH	FI	64°06' N	24°21' E		-0,15	0,11
Nykänen ym. 1995	GR	CH	FI	62°40' N	30°50' E		0,13	1,3
Nykänen ym. 1995	no veget.	CH	FI	62°40' N	30°50' E	1494	-0,01	0,58
Pihlatie ym. 2004	AF	EC	FI	62°12' N	22°42' E			0,94
Regina ym. 1996	GR	CH	FI	62°46' N	30°58' E			1,74
Regina ym. 2004	GR	CH	FI	60°49' N	23°30' E			1,2
Regina ym. 2004	PO	CH	FI	60°49' N	23°30' E			1,57
Regina ym. 2004	BA	CH	FI	60°49' N	23°30' E			2,36
Regina ym. 2004	no veget.	CH	FI	60°49' N	23°30' E			0,69

Metsitys								
Kirkinen ym. 2007			FI			-224		
Mäkiranta ym. 2007			FI	62°12' N	23°18' E		-0,05	0,18
Mäkiranta ym. 2007			FI	62°12' N	23°18' E		-0,05	0,17
Mäkiranta ym. 2007			FI	62°12' N	23°18' E		-0,05	0,68
Mäkiranta ym. 2007			FI	62°12' N	23°18' E		-0,05	0,13
Mäkiranta ym. 2007			FI	62°12' N	23°18' E		-0,05	0,75

* GR = laidun

AB = hylätty

AF = metsitetty

BA = ohran viljely

no veget. = ei kasvillisuutta