



Linda Johanna Mustajärvi<sup>a</sup>, Janne Sakari Kotiaho<sup>b</sup>, Atte Moilanen<sup>c</sup>,  
Mikko Mönkkönen<sup>d</sup>, Leila Suvantola<sup>e</sup>

## Ekologisten haittojen kompensoiminen suojelualueita ennallistamalla

### Ecological compensation: offsetting harmful ecological impacts by restoring conservation areas

Harmful ecological impacts caused by development projects can be compensated (offset) by ecological gains, produced by habitat restoration or the establishment of new protected areas. Restoration actions allows ecosystem recovery to start and eventually leads to improved habitat condition. The aim of this study was to determine whether restoration actions applied inside an already protected area could be used as gains to offset the ecological damage. The key question is whether restoration gains inside protected areas really are additional from the perspective of the nature. At first, it may seem such gains are not additional, because the target area is protected already. However, restoration needs in the conservation area network of Finland far exceed the economic resource available for implementing said restoration. In addition, most development projects can be completed without any requirement to offset ecologically harmful impacts. Therefore, voluntary offsetting of harmful ecological impacts can indeed provide benefits additional to nature. Here, we present a method for estimating offset gains quantitatively, taking into account improvements gained both by conservation and restoration in the estimation of offset gains.

**Keywords:** biodiversity offset, conservation biology, environmental law, habitat restoration

### Johdanto – Ekologinen kompensatio saapuu Suomeen

Ekologisilla kompensatioilla (*biodiversity offsets, ecological compensation*) tarkoitetaan toimia, joissa ekologisesti haitallisia vaikutuksia (*haittoja, losses*) voidaan hyvittää tuottamalla luontohyötyjä (*hyötyjä, gains, credits*) (Bull *ym.* 2012; Moilanen & Kotiaho 2017). Ekologisen kompensatian nousun taustalla on huoli elinympäristöjen heikentymisestä ja monimuotoisuuden vähenemisestä. Näiden poliittisesti tunnustettujen haasteiden pysäyttämiseksi on hyväksytty mm. biodiversiteettisopimus, (SopS 78/1994) ja sen toteuttamiseksi on asetettu tavoitteita, kuten Aichi-tavoitteet (CBD 2018) ja EU:n biodiversiteettistrategia (Euroopan komissio 2011). Silti jo useampi vuosi sitten on

<sup>a</sup> Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylän yliopisto, linda.j.mustajarvi@ju.fi

<sup>b, d</sup> Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylän yliopisto

<sup>c</sup> Luonnontieteellinen keskusmuseo

<sup>e</sup> Oikeustieteiden laitos, Itä-Suomen yliopisto

todettu, ettei luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämistä tulla saavuttamaan tavoitteiden mukaisesti vuoteen 2020 mennessä (Tittensor *ym.* 2014, 244). Kiinnostus ekologiisiin kompensatioihin on lisääntynyt myös Suomessa, vaikka ohjauskeinona se on täällä kohtalaisen uusi (Suvantola *ym.* 2018, 12).

Ekologisen kompensaatiossa pyritään yleensä luonnon ja sen monimuotoisuuden kokonaisheikentymättömyyteen (*No Net Loss, NNL*) (Gordon *ym.* 2015; Bull *ym.* 2016; Moilanen & Kotiaho 2017, 8, 14-15; Moilanen & Kotiaho 2018). Kokonaisheikentymättömyyden saavuttamiseksi on suositeltu käytettäväksi lievennyshierarkiaa (*mitigaatiohierarkia*), eli haittojen lieventämisen arvojärjestystä (esim. BBOP 2012, 1; IUCN 2016, 2). Lievennyshierarkian mukaisesti haittoja tulisi ensisijaisesti välttää, sitten vähentää ja lopulta korjata paikan päällä. Kun välttäminen, vähentäminen ja korjaaminen eivät riitä kokonaan estämään haitallisten ekologisten vaikutusten syntymistä, voidaan jäännöshaittojen korjaamiseksi ottaa käyttöön ekologinen kompensatio. Moilanen ja Kotiaho (2017, 12) rajaavat ekologisen kompensatian tarkoitamaan nimenomaan *toisaalla* tuotettavaa hyötyä (*off-site*). Myös samalla alueella tuotettavia hyötyjä on pidetty kompensatiana (*on-site*) (Bull *ym.* 2016). Jälkimmäisessä tapauksessa kompensatian erottaminen muusta lievennyshierarkiasta on käytännössä mahdotonta, ja siinä mielessä ekologisen kompensatian rajaaminen nimenomaan toisaalla tuotettaviin hyötyihin on perusteltua.

Ekologiseen kompensatioon liittyy sekä käsitteellisiä että käytännöllisiä haasteita (Gonçalves *ym.* 2015). Ympäristöongelmien ratkaisu edellyttää jo lähtökohtaisesti tieteiden välistä yhteistyötä. Tutkimuksen poteroituminen oman tieteenalansa sisään synnyttää sokeita pisteitä, jonne luonnontieteilijän ja humanistin katse ei koskaan osu yhtä aikaa. Sokeiden pisteiden tutkimus edellyttää monitieteisyyttä, ja ekologisen kompensatian osalta on välttämätöntä tuottaa sekä luonnontieteellistä että yhteiskunnallisen tietoa. Tässä työssä ekologisissa kompensatioissa tuotettavia hyötyjä pyritään ymmärtämään ekologiaa laajemmasta näkökulmasta. Työssä hyödynnetään tapaustutkimusta, joka mahdollistaa teorian ja empirian vuoropuhelun (Peltola 2007, 111-129). Tapaustutkimuksen avulla tutkimus rajautuu ja toisaalta juurtuu suomalaisen käytäntöön, jossa kompensatioita on tehty aiemmin lähinnä kokeiluluontoisesti (Nieminen 2015) ja aihepiirin suomenkielinen termistökin on ollut varsin jäsentymätöntä (Nygren 2015). Moilanen ja Kotiaho (2017) ovat selkeyttäneet suomenkielistä termistöä käsikirjassa, jossa pureudutaan ekologisen kompensatian (synonyyminä on käytetty termiä *ekologinen hyvittäminen*) keskeisiin käsitteisiin sekä prosessissa arvioitavien haittojen ja hyötyjen määrittämisen tärkeisiin operatiivisiin päätöksiin.

## Tutkimuskysymys ja lähestymistapa

Ennallistamistoimet lisäävät luonnonsuojelun vaikuttavuutta, kun jo olemassa olevien suojelualueiden luonnontilaisuutta voidaan parantaa (Rassi *ym.* 2003, 154). On kuitenkin epäselvää täyttävätkö suojelualueiden ennallistamisesta koituvat hyödyt kompensatioilta vaadittavat reunaehdot. Tämän työn tarkoituksena on selvittää juuri tätä kysymystä. Tämä tutkimus ei aihepiirinä rajaudu luontevasti yksittäiseen tieteenalaan, ja lähestymistavan on oltava laajempi kuin mitä perinteiset luonnontieteelliset, oikeustieteelliset tai yhteiskuntatieteelliset tutkimusmenetelmät voivat yksinään antaa. Usein tällaisia tutkimuksia vaikeuttavat tutkimusperinteiden väliset käsitteelliset ja käytännölliset erot (Huutoniemi 2014 sit. Pohl *ym.* 2008 & Huutoniemi 2003). Tässä tutkimuksessa monitieteisyys mahdollistettiin tapaustutkimuksen avulla, jolloin empiria pystyttiin kytkemään sekä ekologian että oikeustieteen teorioihin.

Tapaustutkimuksen kohteeksi valitsimme Siikanevan soidensuojelualueen sekä sille Metsähallituksen Luontopalvelujen toimesta tehdyn hoito- ja käyttösuunnitelman (Ympäristö 2013, Metsähallitus 2017). Metsähallituksen Luontopalvelut vastaavat Suomessa luonnonsuojelualueiden hoidosta ja hallinnasta. Siikanevan soidensuojelualue valikoitui

tapaustutkimuksen kohteeksi, koska siellä oli tiedossa ennallistamistarpeita ja suunniteltuja ennallistamistoimenpiteitä. Metsähallituksen Luontopalvelujen hallinnassa oleva kohde mahdollisti myös Metsähallituksen Luontopalvelujen roolin tarkastelun ekologisessa kompensaatiossa potentiaalisena hyödyn tuottajana.

Tässä artikkelissa keskitymme niihin ekologisen kompensaaation haasteisiin, jotka koskevat hyödyn tuottamista. Hyötyjen kannalta keskeisiä käsitteitä ovat aika, spatiaalisuus, lisäisyys ja todentaminen. Aikaa ja spatiaalisuutta käsittelemme pääasiassa hahmottamalla niiden ekologista merkitystä tapauksessamme. Lisäisyyden arvioiminen edellytti suojelualueilla tehtävien ennallistamistoimien oikeustieteellisen tason ymmärrystä: onko tällaisiin toimiin olemassa juridinen velvoite ja tehtäisiinkö toimet joka tapauksessa. Todentamista varten kehitimme laskentaperiaatteita, joita soveltamalla suojelualueille sijoitettavien ennallistamishyötyjen todentaminen on kvantitatiivisesti mahdollista. Sovelsimme näitä periaatteita tapaukseemme.

## Suojeluhyöty ja ennallistamishyöty

Ekologisessa kompensaatiossa tuotetaan pääasiassa kahden tyyppisiä hyötyjä (*hyötykysiiä*) – suojeluhyötyjä ja ennallistamishyötyjä (Moilanen & Kotiaho 2017, 16). Suojelussa hyöty luonnolle syntyy suojelun seurauksena, jos 1) suojelu poistaa kohteena olevalle alueelle muuten kohdistuvan käyttöpaineen, joka johtaisi kohteen ekologisen tilan heikentymiseen (*avoided loss* tai *averted risk*) (Moilanen & Laitila 2015; Moilanen & Kotiaho 2017) ja/tai 2) jos kohteen tilaa on jo aiemmin heikennetty ja maankäyttöpaineen poisto suojelun seurauksena antaa luontaiselle suksessiolle mahdollisuuden palauttaa kohde kohti ekologisesti parempaa tilaa eli luonnontilaa.

Ennallistamisessa hyöty syntyy elinympäristön tilaa edistävien toimien vaikutuksista. Tarkoituksena on, että ennallistamistoimien myötä luontainen suksessio pikkuhiljaa muuttaa eliöyhteisöä ja ekosysteemin toimintaa luonnontilaisemmaksi (Kareksela *ym.* 2015; Elo *ym.* 2016). Esimerkiksi ojituksen seurauksena kuivahtanut suo ei itsestään palaudu millään ihmisen kannalta relevantilla aikajänteellä takaisin toimivaksi suoekosysteemiksi, vaan palautumiseen tarvitaan ennallistamistoimia, kuten ojien patoamista ja täyttämistä. Ennallistamisen tulokset ovat vaikuttaneet ekologisesti melko lupaavilta (Hobbs & Harris 2001; Benayas *ym.* 2009), mutta ennallistamiskologian lyhyestä historiasta johtuen pitkäaikaisia arvioita ennallistamisen vaikutuksista on vaikea tehdä.

Ennallistamishyöty voi muodostua kahdella tavalla. Ennallistamistoimien seurauksena heikentyneen elinympäristön tila palautuu kohti luonnontilaa nopeammin kuin mitä se palautuisi ilman ennallistamistoimia tai toimet ylipäättään mahdollistavat elinympäristön palautumisen. Useilla alueilla ympäri maailmaa elinympäristöt ovat jo niin heikentyneitä, etteivät ne pysty ylläpitämään isoa osaa eliöstöstään. Näin ollen uusien suojelualueiden perustaminen ei riitä turvaamaan kyseisiä elinympäristöjä, vaan alueita on ennallistettava ja elinympäristöjen tilaa parannettava (Hobbs & Harris 2001, 240).

## Pohjana lakisääteisyys tai vapaaehtoisuus

Ekologinen kompensatio voi pohjautua joko lakisääteisyyteen (*compliance regime*) tai vapaaehtoisuuteen (*voluntary regime*). Lakisääteisyys tässä tapauksessa tarkoittaa sitä, että elinympäristöjen heikentämisen kompensatiota edellytetään laissa. Esimerkiksi Saksassa liittovaltion luonnonsuojelulaki (*Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege* eli *Bundesnaturschutzgesetz*) on edellyttänyt jo vuodesta 1976 väistämättömien ekologisten haitallisten vaikutusten kompensatiota ennallistamalla (Rundcrantz & Skärbäck 2003; Ketola *ym.* 2009). Ensimmäisistä on vältettävä haittojen aiheuttaminen luonnonsuojelulle ja maisemalle. Ne jäljelle jäävät vaikutukset, joita ei voida välttää, on joko lievennettävä tai kompensoitava.

Suomessa lainsäädäntö ei tunnista ekologista kompensatiota käsitteenä, mutta useassa laissa on kompensatioon viittaavia piirteitä. Taloudellista korvaamista Suomen lainsäädännössä on käytetty ympäristövahinkojen yhteydessä jo pidempään (Suvantola 2007, 31). Ympäristövastuudirektiivin (2004/35/EY) myötä korjaaminen ja kompensatio tekevät yhä intensiivisemmin tuloaan myös Suomeen (Waris 2008, 15) ja paine ekologiseen kompensatioon vaikuttaa kasvavan kansainvälisen sääntelyn lisääntyessä. Kompensaation pilotointi on myös nostettu uusimpaan hallitusohjelmaan (Valtioneuvosto 2019, 40). Suomalaisessa lainsäädännössä kompensatiota kuvaavaa toimintaa on kutsuttu mm. korjaamiseksi, korvaamiseksi ja ennallistamiseksi. Ekologinen kompensatio muistuttaa saastuttaja maksaa -periaatetta, jossa saastuttaja korvaa aiheuttamansa haitan (Nash 2000). Ekologisessa kompensaatiossa luontoa heikentävä taho hyvittää aiheuttamansa heikennyksen tuottaen ekologisia hyötyjä. Kyseessä ei näin ollen ole rahallinen kompensatio, joskin ekologisten hyötyjen tuottamiseen tarvitaan myös taloudellisia resursseja ja hyötyjen tuottaja voi olla joku muu kuin haitan aiheuttaja, jolloin raha toimii tyypillisesti vaihdon välineenä.

Jos tarkastellaan suomalaisen lainsäädäntöön liittyviä ekologisen kompensatian velvoitteita tarkemmin, luonnonsuojelusäännöksistä vain luontodirektiivin 6.4 artiklan implementoiva luonnonsuojelulain (1096/1996) 69.2 § velvoittaa kompensoimiseen (Suvantola 2005; Primmer *ym.* 2017). Näin ollen lakisääteinen ekologisen kompensatian velvoite Suomessa rajoittuu Natura 2000 -verkoston ja luontodirektiivin liitteen IV lajien heikentämiseen. Kompensatio on näissä tapauksissa yksi edellytys heikennyskiellosta poikkeamiselle.

Toisaalta kompensatian piirteitä voidaan havaita ympäristövahinkolain (383/2009) 1 §:n mukaisessa merkittävien ympäristövahinkojen korjaamisessa. Korvaaminen koostuu 5 §:n mukaisesti ensisijaisesta korjaamisesta, täydentävästä korjaamisesta ja korvaavasta korjaamisesta. Täydentävä ja korjaava korjaaminen voidaan suorittaa myös muualla kuin sillä alueella, missä vahinko on sattunut. Tältä osin se muistuttaa pitkälti ekologista kompensatiota. Käytännön tasolla korjaaminen ei kuitenkaan Suomessa juuri näy, sillä luontovahingot koskevat ainoastaan *merkittäviä* ympäristö- ja luontovahinkoja. Ympäristöministeriön teettämän selvityksen mukaan Suomessa on tapahtunut vuosina 2006–2012 alle kymmenen merkittäväksi luokiteltavaa ympäristövahinkoa, ja näistä vain osa kuuluu ympäristövastuudirektiivin ajalliseen soveltamisalaan (1.7.2009 alkaen) (Tuomainen *ym.* 2013). Selvityksen mukaan ajanjaksona tapahtui merkittävien ympäristövahinkojen lisäksi yhteensä 150 ympäristön kannalta huomattavaa öljy-, kemikaali- tai luontovahinkoa ja vähäisimpiä vahinkoja tapahtuu noin 2800 vuosittain. *Merkittäviä ympäristövahinkoja* vähäisempien vahinkojen salliminen ilman korjaus- tai kompensatiovelvollisuutta on luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämistavoitteen ja kokonaisheikentymättömyystavoitteen kannalta kestävätilanne. Mikäli vain merkittävät ympäristövahingot aiheuttavat korjaus- tai kompensatiovastuun, ympäristön tila heikentyy jatkuvasti. Luonnonsuojelulain (1096/1996) 39–42 §:ssä säädettyjen lajirauhoitusten rauhoitussäännösten rikkomiseen sovelletaan luonnonsuojelulain 57 §:n pakkokeinosäännöstä luontovahingon ehkäisemiseen ja korjaamiseen.

Lakisääteisissä kompensatioissa kokonaisheikentymättömyyden edellyttäminen on hyvin perusteltavista oleva lähtökohta, joskin myös ylikompensatioon voitaisiin velvoittaa. Vapaaehtoisessa kompensaatiossa kokonaisheikentymättömyyden ei tarvitse olla edellytys, vaan on tärkeää, että aiheutetusta haitasta kompensoidaan edes osa. Hyötyjä jotka kattavat vain osan haitasta kutsutaan osittaisheikentymättömyydeksi (*limited loss*) (mm. Moilanen & Laitila 2015, 108; Moilanen & Kotiaho 2017, 15).

## Ekologisen kompensatian haasteet

Ekologiseen kompensatioon liittyy useita haasteita ja aihepiiriä käsitellään usein hyvin ongelmakeskeisesti. Tässä artikkelissa arvioidaan sitä, tuoko jo suojeltujen kohteiden

ennallistaminen luonnon kannalta jotain lisähyötyä, jota voidaan käyttää ekologisessa kompensaatiossa. Keskeiset ongelmat kompensaatiossa liittyvät usein lievennyshierarkian noudattamiseen, korvaamattomuuteen, samanlaisella kompensoimisen haasteeseen, spatiaalisuuteen, lisäisyyteen, aikaan ja todentamiseen (mm. McKenney & Kiesecker 2009; Quétier & Lavorel 2011; Bos *ym.* 2014; Gordon *ym.* 2015; Maron *ym.* 2015, Spash 2015; BBOP 2012). Vain osa näistä käsitteistä koskee varsinaista hyödyn tuottamista, mutta tämän ymmärtämiseksi on syytä selvittää keskeisimpiä käsitteitä ja niihin liittyviä haasteita.

Kirjallisuudessa nostetaan toistuvasti esiin lievennyshierarkian noudattaminen ja sen todentamisen hankaluus (mm. McKenney & Kiesecker 2009; Quétier & Lavorel 2011; BBOP 2012, 1). Lievennyshierarkian noudattaminen on pohjimmiltaan kytköksissä yhteiskunnan arvoihin ja arvostuksiin, sillä mikä tahansa yksittäinen teko tai hanke, jolla on ekologisesti haitallinen vaikutus, on loppujen lopuksi kokonaan vältettävissä. Lievennyshierarkian huomioon ottaminen voi toimia suunnitteluinstrumenttina, auttaen välttämään ja vähentämään edes turhimpia ekologisesti haitallisia vaikutuksia. On kuitenkin mahdollista, että lievennyshierarkian noudattamisvaatimuksesta, puhumattakaan sen todentamisesta, tulee kumileimasin, joka muodollisesti hyväksyy tilanteessa kuin tilanteessa, että haittoja on riittävästi vältetty ja vähennetty ja kompensointiin voidaan siirtyä. Haittojen riittävä välttäminen tai vähentäminen on lopulta arvopohjainen kysymys.

Samanlaisella kompensoimisen käsitteen ja korvaamattomuuden haaste ovat kytköksissä luonnon ainutlaatuisuuteen. Kaikki luonnon kuvaamiseen käyttämämme käsitteet kuten ekosysteemi, eliöyhteisö, laji, populaatio ja yksilö kuvastavat oikeastaan tietyn tason ainutlaatuisia, uniikkeja kokonaisuuksia. Jokaisen ekologista haittaa aiheuttavan hankkeen seurauksena jotain ainutlaatuista aina menetetään. Esimerkiksi eliön paikallisen populaation myötä menetetään samalla kyseisen populaation ainutlaatuinen geneettinen perimä. Samoin yksilön myötä menetetään tämän yksilön ainutlaatuinen perimä. Geneettisen monimuotoisuuden korvaaminen ekologisella kompensatiolla vaikuttaa mahdottomalta, sillä hävitettäessä yksilöitä lajin sisäinen monimuotoisuus poikkeuksetta heikkenee. Korvaamattomuuden haaste koskee kaikkia ekologisesti haitallisia vaikutuksia, joita jatkuvasti aiheutamme. Kompensaation kannalta tämä tarkoittaa sitä, että monimuotoisuudelle aiheutetut haitat eivät ole koskaan korvattavissa täsmälleen samanlaisella monimuotoisuudella (*in-kind offset*) (Hanski 2011, Bos *ym.* 2014, Moilanen & Kotiaho 2017, Moilanen & Kotiaho 2018). Luonnon ainutlaatuisuudesta johtuvaa menetystä voidaan osin ottaa huomioon hyvityskertoimen avulla. Hyvityskertoimella hyödyn määrää kasvatetaan suhteessa haittaan. Moilanen ja Kotiaho (2017, 14, 36) nostavat samanlaisella kompensoimisen rinnalle myös joustavan hyvityksen käsitteen, jossa haitat ja hyödyt kohdistuvat erilaisiin ekosysteemeihin, luontotyyppeihin tai lajeihin. Myös parempaan vaihtoon (*trading up*) on joustava hyvitys, koska siinä hyöty toteutetaan luonnonsuojelullisesti arvokkaampana pidetyssä, mutta erilaisessa elinympäristössä kuin heikennykset.

Samanlaisella kompensoimisen haasteet koskevat myös spatiaalisuutta, sillä luonnon ainutlaatuisuudesta seuraa myös vaikeus löytää vastaavaa aluetta hyötyjen tuottamisen kohteeksi (McKenney & Kiesecker 2009). Jos hyötynä halutaan käyttää mahdollisimman samanlaista aluetta kuin mitä heikennettiin, hyöty olisi tuotettava lähellä heikennettyä aluetta, sillä eliöyhteisöjen samankaltaisuus pienenee etäisyyden kasvaessa (mm. Pianka 1966; Wang *ym.* 2017). Mahdollisimman samanlaisessa elinympäristötyypissä ja lähellä heikennettyä aluetta tuotettavat hyödyt ovat luontoarvoiltaan todennäköisesti samankaltaisempia. Toisaalta hyvin lähellä haittaa tehtävä kompensatioiden hyödyn tuottaminen rajoittaa valinnan mahdollisuuksia ja voi pahimmillaan johtaa siihen, että myös hyvitysalue on kompensoitavien haittojen vaikutuspiirissä (Bos *ym.* 2014). Etenkin suojelehyötyihin liittyy keskeisenä haasteena haitallisten vaikutusten mahdollinen vuotaminen toisaalle (*leakage*; esim. van Oosterzee *ym.* 2012). Alueen suojelun seurauksena on mahdollista, että haittaavat toimet eivät lopu, vaan siirtyvät toisaalle, jolloin kokonaisuudessaan elinympäristöjen heikennys ei suojelun seurauksena pienenekään (Moilanen & Kotiaho 2017, 40).

Jotta kompensatio todella tuottaisi hyötyjä luonnon kannalta, hyötyjen tulee olla lisäisiä (Bos *ym.* 2014; Gordon *ym.* 2015) eli tuottaa jotain sellaista ekologista hyötyä mitä ei ilman kompensaatiossa tuotettavia hyötyjä saavutettaisi. Jos hyöty tuotettaisiin joka tapauksessa, myös ilman kompensatiota, kompensatiosta tulee viherpesua eikä todellista hyötyä luonnon kannalta saavuteta. Esimerkiksi aiemmin suojelluilla alueilla suojelun seurauksena tapahtuvaa elinympäristön tilan edistymistä ei voida laskea kompensatian hyödyksi, sillä tämä hyöty syntyi joka tapauksessa myös ilman kompensatiota. Lisäksi on syytä huomata, että jo valmiiksi luonnontilaisen kohteen tilaa ei voi parantaa ennallistamalla. Tällaisen kohteen suojelusta voi hyötyä syntyä ainoastaan siitä, kuinka paljon sen avulla voidaan välttää ekologista haittaa aiheuttavaa maankäyttöä. Tässä tapauksessa suojelun tuottaman hyödyn laskennallinen määrä riippuu siitä, kuinka voimakkaaksi mahdollinen heikennys tulevaisuudessa arvioidaan (Bull *ym.* 2014; Moilanen & Kotiaho 2017, 26).

Kompensatio on haasteellista myös ajallisesta näkökulmasta. Tavoitteeksi usein asetetaan, että heikentävää toimintaa ei tulisi sallia ennen kuin hyöty on todettu onnistuneeksi (Bos *ym.* 2014). Kestävän kehityksen näkökulmasta voidaan myös ajatella, että hyödyn tulisi toteutua haitan aiheuttaneen sukupolven elinaikana, jotta kyseinen sukupolvi vastaisi omista haitoistaan. Koska haittoja aiheutetaan kaiken aikaa, eikä hyötyjä ole kompensatiomielessä etukäteen juurikaan tuotettu (lukuun ottamatta satunnaisia kompensatiopankkeja), on hyötyjen olemassaolo ennen heikennystä käytännössä epätodennäköistä. Hyödyn viivästyminen voidaan huomioida nykyarvolaskennalla eli diskonttauksella, jossa myöhemmin saavutettavat hyödyt eivät ole yhtä arvokkaita kuin aiemmin saavutettavat hyödyt (Moilanen *ym.* 2009). Hyötyjen kannalta keskeistä on myös se, onko hyöty pysyvä. Hyötyjen tulisi olla vähintään yhtä pysyviä kuin haittojen, ja usein ekologisesti haitalliset vaikutukset pysyviä tai vähintäänkin hyvin pitkäikäisiä. Hyötyjen pysyvyys vähentää tulevaisuuteen liittyvää epävarmuutta ja yksinkertaistaa haittojen ja hyötyjen tasapainolaskentaa.

Kompensatian onnistumisen todentaminen edellyttää aiheutetun haitan ja tuotettavan hyödyn määrän arviointia. Tällöin havainnoitavien vaikutusten olisi hyvä olla selkeitä (Maron *ym.* 2012), mikä ei useinkaan ole tilanne todellisuudessa. Määrällisiin mittauksiin perustuvat menetelmät olisivat objektiivisuudessaan tähän hyviä, mutta niiden käänttöpuolena on usein luonnon ainutlaatuisuuden yksinkertaistaminen, mikä aiheuttaa oman virheensä. Kompensatian määrällisessä arvioinnissa, siltä osin kuin sitä on yleensäkin tehty, on käytetty pääasiassa elinympäristö- tai lajipohjaista arviointia. Lajipohjaisessa arvioinnissa elinympäristön oleellisten pürteiden heikennykset ja parannukset arvioidaan lajikohtaisesti (mm. US FWS 2006; Gibbons *ym.* 2016). Lajipohjaisessa todentamisessa on hyväksyttävä, että osa lajeista jää väistämättä huomiotta. Tarkastelutavaltaan elinympäristöpohjainen todentaminen on lajipohjaista karkeampi. Australiassa on käytössä menetelmä, jossa lasketaan elinympäristöehdotaareja (Parkers *ym.* 2003; Queensland 2017). Myös ekosysteemipalveluihin pohjautuvia menetelmiä on käytetty (Quétier & Lavorel 2011), mutta näiden kohdalla on huomattava, että ekosysteemipalveluiden hyödyt kohdistuvat pääsääntöisesti ihmiseen eivätkä luontoon. Elinympäristöpohjaista arviointia voidaan perustella sillä, että elinympäristöjen heikentyminen ja häviäminen ovat keskeisimmät syyt lajien uhanalaistumiselle (Pimm & Raven 2000; Raunio *ym.* 2008; Hyvärinen *ym.* 2019). Elinympäristöpohjaisen todentamisen eduksi voidaan kuitenkin lukea se, että siihen voidaan katsoa lukeutuvan myös lajit joita emme havaitse tai tunne. Tästä syystä kehittämässämme laskentaperusteissa keskitytään elinympäristöpohjaiseen todentamiseen.

## Tulokset

### Aika

Ajan merkitys kompensaatiossa liittyy haitan ja hyödyn pysyvyyteen ja realisoitumisen eriaikaisuuteen. Tapauksessamme tutkimuskohteena oli vain hyöty, ei haitat. Näin ollen



sen arviointi ovatko hyödyt ja haitat tuotettu samanaikaisesti tai yhtä pysyvästi, rajautuu tämän tutkimuksen ulkopuolelle. Hyödyn tuottamisen kohteita ajatellen on hyvä kuitenkin huomata, että mikäli ekosysteemien ajallista palautumista halutaan arvioida, voidaan ainakin olettaa soiden osalta olettaa, että vahvemmin luonnontilaltaan heikentyneet suot palautuvat hitaammin kuin vähemmän heikentyneet. Hyötyjen pysyvyyden kannalta suojelualueet ovat turvallisimpia kohteita, sillä suojelu rajaa alueen sellaisen toiminnan ulkopuolelle, joka mahdollistaisi soiden heikentämisen esimerkiksi uudelleen ojittamalla. Pysyvä suojelu lienee parhaimpia hyötyjen pysyvyyden takeita, ja näin ollen suojelualueilla tehtäviä ennallistamishyötyjä uskalletaan luonnehtia pysyviksi.

### *Spatiaalisuus: vastaavuus ja vuoto*

Spatiaalisuuden kannalta merkityksellisimpiä tekijöitä suojelualueille sijoitettavien ennallistamishyötyjen osalta ovat vastaavuus ja vuoto. Suojelualueille sijoitettavien ennallistamishyötyjen vastaavuus suhteessa aiheutettuihin haittoihin voi olla ongelmallista, sillä suojelualueita ei alun perin ole perustettu kompensaaation tarpeisiin. Suojelualueiden luontotyypit eivät välttämättä ole samoja kuin heikennettävät luontotyypit ja ne voivat sijaita kaukana heikennyskohteesta. Kaiken kaikkiaan hyödyn tuottamisessa sallittava jouston määrä vaikuttaa siihen, kuinka paljon painoarvoa vastaavuuden haasteet saavat osakseen. Itseasiassa luonnon ainutlaatuisuus johtaa tilanteeseen, jossa oikea kysymys ei ole se, sallitaanko jousto, vaan se, kuinka paljon joustoja sallitaan.

Haitallisten vaikutusten vuodolla tarkoitetaan sitä, että käyttöpaine, joka suojeluhyödyllä poistettiin yhdeltä kohteelta, ei kokonaan katoa vaan siirtyy toiseen paikkaan. Jo aiemmin suojeltujen alueiden osalta suojelusäännökset rajoittavat maankäyttöä. Tästä syystä suojeluhyötyihin muutoin keskeisenä epävarmuutena liittyvä haitallisten vaikutusten vuoto ei ole jo ennestään suojeluilla alueilla tuotettavien hyötyjen kohdalla merkityksellinen. Tätä voidaan pitää merkittävänä etuna, koska vuodon huomioiminen hyödyn määrää arvioitaessa ei ole välttämättä ollenkaan suoraviivaista, ja sen aliarvioiminen voi mitätöidä ekologisen hyödyn. Toisaalta suojelualueille sijoitettavien hyvityksien osalta parempaan vaihtoon voi olla mahdollista, kun suojelualueet sisältävät ekologisesti arvokkaita luontotyyppisiä tai -lajeja. Tämä voi joissain tapauksissa myös olla suojelualueille sijoitettavien kompensatioiden etu.

### *Lisäisyys*

Haastavin kysymys suojelualueilla toteutettavien ennallistamishyödyn kannalta on lisäisyys. Olennainen kysymys on, tehtäisiinkö ennallistamistoimet suojelualueille joka tapauksessa jo olemassa olevien velvoitteiden seurauksena? Tämän lisäksi on huomattava, että mikäli kompensaaation hyötynä toteutettu ennallistaminen on pois jostain muusta ennallistamisesta, se ei ole aidosti lisäinen. Nykyiset suojelualueet ovat suurelta osin entistä talousmetsää (Rassi *ym.* 2003; Komonen & Halme 2014), ja näin ollen luonnontilaltaan heikentyneitä. Useilla luonnonsuojelualueilla on tarvetta ennallistamiselle, ja tämä tarve on tunnustettu jo pitkään. Jos ennallistamistoimilla onnistutaan palauttamaan elinympäristö kohti luonnontilaa, tai ennallistamistoimet nopeuttavat tätä palautumista merkittävästi, luonnon kannalta saavutetaan hyötyjä. Tehtäisiinkö ennallistamistoimet joka tapauksessa, tai kohdistuuko niihin oikeudellisia velvoitteita? Metsähallituslain (234/2016) 5.2 §:n mukaisesti

*Metsähallitus hoitaa sille säädetyt julkiset hallintotehtävät, joita ovat: 1) luonnonsuojelulaisissa (1096/1996) sekä sen ja vuoden 1923 luonnonsuojelulain (71/1923) nojalla perustettuja luonnonsuojelualueita koskeviin säädöksiin perustuvat tehtävät, muut luontotyyppien ja lajien suojeluun liittyvät tehtävät sekä luonnonsuojelualueiden hankinta; ja 2) luonnonsuojelualueverkoston hoito ja käyttö sekä Metsähallituksen julkisten hallintotehtävien hoitoon tarkoitettujen muiden maa- ja vesialueiden sekä muun omaisuuden hoito; [...]*

Sanamuodon mukaisesti kyseisen normin 2. kohta viittaa siihen, että Metsähallituksen tulee huolehtia luonnonsuojeluverkoston hoidosta yhdessä muiden hoitotehtävien ohella. Hallituksen esityksessä (HE 132/2015, 20) mainitaan, että *Metsähallituksen yleistettävänä olisi valtion maa- ja vesialueiden haltijana hoitaa, käyttää ja suojella ballinnassa olevaa maa- ja vesiomaisuutta kestävästi*. Kyseisessä hallituksen esityksessä mainitaan myös, että *Metsähallituksen olisi riittävästi otettava huomioon biologisen monimuotoisuuden suojelu ja tarkoituksenmukainen lisääminen toiminnalle asetettujen muiden tavoitteiden kanssa*. Tämän säädöstarkastelun pohjalta ei ole löydettävissä viitteitä siihen, että esimerkiksi suojelualueiden hoito- ja käyttösuunnitelmien mukaiset hoito- tai ennallistamistoimenpiteet olisi pantava toimeen, vaikkakin kohtaa biologisen monimuotoisuuden suojelusta ja tarkoituksenmukaisesta lisäämistä voitaisiin tulkita niin, että Metsähallituksen tulisi myös edesauttaa monimuotoisuuden lisäämistä, mahdollisesti myös ennallistamistoimin.

Luonnonsuojelulain (LSL 1096/1996) 5 §:n mukainen yleissäädös suotuisan suojelutason saavuttamisesta ja säilyttämisestä lajien ja luontotyyppien osalta ulottuu myös Metsähallituksen toimintaan. Voidaan siis kysyä, olisiko Metsähallituksella ennallistamistoimiin suojelualueilla velvoite, mikäli lajien tai luontotyyppien suojelutaso ei suojelualueilla ole suotuisa? Lajin suojelutaso on määritelty suotuisaksi, kun laji pystyy pitkällä aikavälillä säilymään elinvoimaisena luontaisissa elinympäristöissään. Uhanalaisilla, ilmeisessä häviämisaarassa olevilla lajeilla näin ei kuitenkaan ole. Juridisesti säännös on ristiriitainen (Kallio 2001, 101), sillä lajien ja luontotyyppien suojelusta voidaan poiketa LSL 48.2 §:n mukaisesti, edellyttäen että suojelutaso säilyy suotuisana. Samanaikaisesti LSL 47.1 §:n mukaan laji voidaan säätää erityisesti suojeltavaksi vain, jos sen häviämisaara on ilmeinen.

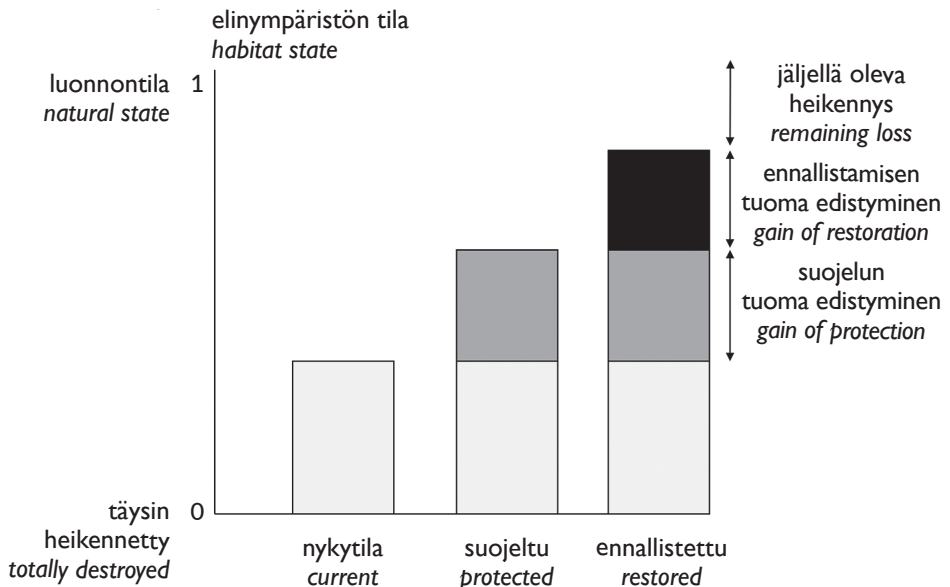
Jos päädytään tulkintaan, että ennallistamistoimiin olisi velvoite, kun suotuisa suojelutason säilyttäminen sitä vaatii, on myös pohdittava sitä, kehen tämä velvoite kohdistuu. Velvoitteen kohdentamisen ankkurointimahdollisuudet ovat löyhät. Perustuslain (731/1999) 20 §:n mukaisesti vastuu luonnosta ja sen monimuotoisuudesta kuuluu kaikille. Voitaisiko ajatella, että suotuisan suojelutasonkin vaatiessa ennallistamistoimia, velvoite ennallistamistoimista ei kohdistu yksinomaan Metsähallitukselle tai valtiolle, vaan meille kaikille?

Tosiasiaa Metsähallitus on budjetoanut kaikki ennallistamiseen käytettävät varansa Natura 2000 -alueiden ennallistamiseen, vaikka ennallistamistarvetta on myös muilla suojelualueilla. Toistaiseksi siis rahoituskysymykset ovat rajoittaneet ennallistamista. Mikäli ennallistamiseen ei ilman kompensatiota kohdisteta riittäviä varoja, voidaan hyötyjen tuottaminen katsoa siltä osin lisäiseksi. Tällaisten poliittisten päätösten ennustaminen on vaikeaa, joskin historiaa katsomalla on todennäköistä, että riittäviä varoja ennallistamiseen ei tulla turvaamaan. Onko riskinä sitten se, että ennallistamisbudjettia pienennettäisiin entisestään, mikäli ennallistamisen rahoittaminen mahdollistuisi kompensatioiden avulla? Juridisesti tarkasteltuna tilanne taas lienee se, että ensisijaisesti ennallistamista tulisi tehdä alueilla joilla sille on tarve, ja mieluummin ennemmin kuin myöhemmin. Toki ekologisesti merkityksellisistä on myös a) sillä, onko tähän käytettävään varat jostain ekologisesti merkityksellisemmästä toiminnasta pois tai b) mahdollistaako ennallistaminen haitan aiheuttamista toisaalta vähentäen näin hyödyn lisäisyyttä. Suomen nykytilanteessa, jossa kompensatiot pohjautuisivat vapaaehtoisuuteen ja eivät siten toimi haitan mahdollistajina, edellä pohditut kysymykset eivät asetu nähdäksemme lisäisyyden esteelle. Kun kompensatioihin ei ole lakisääteisiä velvoitteita, haitat käytännössä syntyvät joka tapauksessa, ja vapaaehtoisilla kompensatiotoimilla voidaan mahdollisesti tuottaa jotain hyötyä luonnolle tämän haitan kompensoimiseksi.

### **Todentaminen**

Työssä käytettiin elinympäristöpohjaista todentamismenetelmää. Suojelualueilla toteutettavien ennallistamishyötyjen todentamisen kannalta on tärkeää, että ennallistamisesta syntyvä





Kuvio 1. Elinympäristön nykytila, tila suojelun jälkeen sekä tila suojelun ja ennallistamisen jälkeen. Elinympäristön nykytila on tyypillisesti heikentynyt paljon luonnontilaisesta. Joissakin ekosysteemeissä pelkkä suojelu ajansaatossa tilan, joka on lähempänä luonnontilaa kuin nykytila. Vielä lähemmäs luonnontilaa voidaan päästä ennallistamalla jo suojeltu alue.

Figure 1. Current habitat condition after setting aside, and habitat condition after setting aside and restoration. Current condition of habitats is often much degraded. In some ecosystems, setting aside can on its own improve the habitat condition. Restoration after setting aside can bring additional benefits to setting aside.

elinympäristön tilan parantaminen erotetaan siitä elinympäristön tilan paranemisesta, mikä tapahtuu jo olemassa olevan suojelun myötä (Kuvio 1). Tällöin saadaan selville se todellinen lisäinen hyödyn määrä, joka ennallistamisesta syntyy ja joka on käytettävissä kompensaatona muualla aiheutetuille haitoille. Ilman tätä erotusta päädytään helposti epärehellisiin tai ylioptimistisiin arvoihin kompensatioon käytettävissä olevista hyödyistä.

Tässä työssä ennallistamisen tavoitteeksi ja laskennan vertailutilaksi on valittu elinympäristön luonnontila, koska kyse on suojelualueiden ennallistamisesta. On hyvä huomata, että joskus tavoiteltava tila voi olla myös jokin muu kuin luonnontila (Hobbs & Harris 2001, 241). Luonnontilan käsittehen on sinällään ongelmallinen mm. luonnon dynaamisuuden vuoksi (mm. Hunter 1996). Luonnontilaa on perusteltu ainoaksi objektiiviseksi vertailutilaksi, kun ihmisen aiheuttaman elinympäristöjen heikennyksen määrää halutaan arvioida (Kotiaho *ym.* 2015; 2016a; 2016b). Oleellista on vertailutilan ja tavoitteellisen tilan välinen ero. Kun ihmisen aiheuttamaa heikennyksen määrää halutaan arvioida, vertailutilan tulee aina olla luonnontila, mutta se mitä ennallistamalla tavoittelemme, on subjektiivinen päätös eikä näin ollen välttämättä luonnontila.

Laskentaperiaatteet hyötyjen laskentaan on johdettu ja edelleen kehitelty Kotiaho *ym.* 2015 esittelemästä elinympäristön tilan edistämisen arviointiin kehitetystä menetelmästä (ELITE). Laskentaa soveltavassa esimerkissä käytetään tapaustutkimuksena Siikanevan suojelualuekokonaisuutta ja Metsähallituksen Siikanevalle laatimaa hoito- ja käyttösuunnitelmaa (Metsähallitus 2017). Tuotettuna hyötynä käsiteltiin tilanne, jossa hoito- ja käyttösuunnitelman mukaiset toimenpiteet Siikanevan suoalueille olisi toteutettu, ja elinympäristön tila edistyisi näiden seurauksena odotetusti. Tätä tilaa (hyvitys) verrattiin nykytilaan. Nykytila arvioitiin kullekin hoito- ja käyttösuunnitelmassa esitetyille kuviolle ja elinympäristölle. ELITE-raportissa esitettyjen keskiarvojen pohjalta (Kotiaho *ym.* 2015, 128-

129). Hyvitystilaa arvioitiin käyttäen ELITE-raportissa esiteltyjen suoelinympäristöjen tilaa edistävien toimenpiteiden vaikutusta kuvioittain ja elinympäristöittäin (Kotiaho *ym.* 2015, 131-137). Hyödyn määrän arvioinnissa käytämme yksikkönä luontotyyppihehtaaria (*habitat hectare, hba*). Luontotyyppihehtaarella tarkoitetaan kunkin luontotyypin luonnontilassa olevaa yhtä tehollista hehtaaria (Parkes *ym.* 2003). Täysin luonnontilassa olevan hehtaarin tehollinen luontotyyppihehtaariarvo on 1, mutta jos tarkasteltavan hehtaarin tilaa on heikennetty 50 % on sen tehollinen luontotyyppihehtaariarvo 0,5. Tasapainovertailussa haitat ja hyödyt muutetaan tehollisiksi luontotyyppihehtaareiksi ja kokonaisheikentymättömyyden saavuttamiseksi haitan ja hyödyn tehollisten luontotyyppihehtaarien on oltava yhtä suuret.

Ensimmäiseksi hyvitysalue jaetaan tarkasteltaviin elinympäristötyyppeihin, joille kullekin määritetään niiden kokonaispinta-ala. Kokonaispinta-ala kussakin elinympäristössä jaetaan heikentymättömään eli luonnontilaiseen ja heikennettyyn pinta-alaan. Tämän jälkeen kullekin elinympäristötyypille määritetään luonnon monimuotoisuuden näkökulmasta keskeisesti heikentyneet piirteet ( $N^E$ ). Jokaiselle elinympäristön heikennetylle piirteelle tulee numeerisesti määrittää piirteen nykytila ( $n_c$ ) ja tila ennen heikennystä eli luonnontila ( $n_r$ ). Kullekin elinympäristön piirteelle on arvioitu numeerisesti, kuinka suuri osa elinympäristön kokonaistilasta menetetään, jos kyseinen piirre menetetään kokonaan. Tämä numeerinen estimaatti ( $L_n^E$ ) kuvaa kyseisen piirteen painoarvoa kokonaisluontoarvojen kannalta. Elinympäristön ( $E$ ) nykytila ( $R^E$ ) on heikentyneiden piirteiden tulo, ja se saadaan laskettua kaavalla:

$$R^E = \prod_{n=1}^{N^E} \left(1 - L_n^E \left(1 - \frac{n_c}{n_r}\right)\right)$$

Kaavassa  $\frac{n_c}{n_r}$  kertoo piirteen nykytilan ( $n_c$ ) osuuden piirteen luonnontilasta ( $n_r$ ). Kun tämä vähennetään yhdestä ( $1 - \frac{n_c}{n_r}$ ) saadaan heikennyksen osuus. Heikennyksen osuus kerrotaan painoarvolla ( $L_n^E$ ), joka kertoo kyseisen piirteen merkityksen koko elinympäristön tilalle, jolloin saadaan piirteen heikennyksen aiheuttama koko elinympäristön heikennyksen määrä  $L_n^E \left(1 - \frac{n_c}{n_r}\right)$ . Kokonaisluontoarvojen jäljellä oleva osuus kyseisen piirteen heikennyksen jälkeen saadaan vähentämällä piirteen vuoksi menetettyjen kokonaisluontoarvojen osuus yhdestä  $1 - L_n^E \left(1 - \frac{n_c}{n_r}\right)$ . Tämä lasketaan kaikille piirteille, ja elinympäristön kokonaistila on näiden piirteiden kokonaistilojen tulo.

On olemassa piirteitä, joiden heikennys ei pienennä vaan suurentaa elinympäristön tilaa kuvaavaa numeerista arvoa. Yksi tällainen piirre on soiden kuivatuksesta seuraava kasvava puuston määrä ( $p$ ). Kun näin käyttäytyviä piirteitä sisältyy tarkasteltavaan elinympäristöön, on laskentakaava tällaisten piirteiden osalta muutettava muotoon, jossa nykytilan ( $p_c$ ) ja luonnontilan ( $p_r$ ) erotus jaetaan maksimaalisen heikennyksen ( $p_m$ ) ja luonnontilan ( $p_r$ ) erotuksella.

$$1 - L_p^E \left(\frac{p_c - p_r}{p_m - p_r}\right)$$

Kaavassa piirteen nykytilasta ( $p_c$ ) vähennetään luonnontila ( $p_r$ ) jolloin saadaan selville heikennyksen määrä ( $p_c - p_r$ ). Kun tämä erotus jaetaan maksimaalisen heikennyksen ( $p_m$ ) ja luonnontilan ( $p_r$ ) erotuksella ( $p_m - p_r$ ), saadaan osuus kuinka paljon nykyinen heikennys on siitä heikennyksestä, mikä pahimmillaan voisi vallita. Kun tämä kerrotaan piirteen, tässä tapauksessa puuston osuuden kokonaisluontoarvojen painoarvolla  $L_p^E$ , saadaan osuus millainen merkitys tällä heikennyksellä on  $L_p^E \left(\frac{p_c - p_r}{p_m - p_r}\right)$ . Kun tämä vähennetään yhdestä  $1 - L_p^E \left(\frac{p_c - p_r}{p_m - p_r}\right)$ , saadaan painotettu piirteen tila. Kun elinympäristön nykytila on laskettu, suoritetaan vastaava laskenta erikseen vielä tilalle, jonka arvioidaan vallitsevan suojelun jälkeen (*suojeltu*) ja tilalle, jonka arvioidaan

Taulukko 1. Elinympäristöjako ja kunkin pinta-ala Siikanevan suojelualueella, sekä keskiarvo elinympäristön tilasta nykyhetkellä, suojelun jälkeen ja ennallistamisen jälkeen, sekä tehollisen hyödyn määrä per hehtaari ja hyödyn määrä myös pinta-alaan sidonnaisena (*hha*).

Table 1. Different habitats in Siikaneva and their areas. Habitat improvement is shown by average per stage (current, protected, restored) and the amount of gain per ha and total gain (*hha*).

Suotyyppi	Ala (ha)	Elinympäristön tilan keskiarvo (1=luonnontilainen, 0=täysin heikentynyt)			Tehollinen hyödyn määrä hetaaria kohden (h)	Siikanevan ennallistamisessa syntyvän hyödyn määrä (hha)
		Nykytila	Suojeltu tila	Ennallistettu tila		
Korpi	14,00	0,32	0,55	0,75	0,2	2,8
Räme	42,00	0,24	0,53	0,80	0,17	7,14
Neva	17,00	0,14	0,59	0,90	0,31	5,27

vallitsevan suojelun ja ennallistamisen jälkeen (*ennallistettu*). Laskenta tehdään pitkälti samoin kuin nykytilan laskenta, mutta piirteen nykytilan ( $n_c$ ) arvona käytetään nyt arvoa, joka vastaa elinympäristön tilaa ainoastaan suojelun sekä vastaavasti suojelun ja ennallistamisen jälkeen. Näiden tilojen keskiarvot ovat saatavissa ELITE-raportista (Kotiaho *ym.* 2015, 83-216), mutta käytännössä ekologista kompensatiota tehtäessä arvot on syytä määrittää tilannekohtaisesti.

Kompensatioihin kelpaavan hyödyn määrä saadaan, kun erotetaan suojelun ja ennallistamisen jälkeisestä tilasta suojelun jälkeinen tila. Elinympäristön tila edistyy joka tapauksessa jo tehdyn suojelun seurauksena, eikä sitä voida laskea lisäiseksi, eikä se näin ollen kelpaa kompensaatiossa käytettäväksi hyödyksi. Kompensatioiksi kelpaavan hyödyn määrään vaikuttaa luonnollisesti myös ennallistetun elinympäristön pinta-ala. Hyödyiksi kelpaava tehollinen luontotyyppihehtaari (*hba*) saadaan kertomalla elinympäristön tilan paraneminen (*b*) ja parantuneen elinympäristön pinta-ala (*ha*).

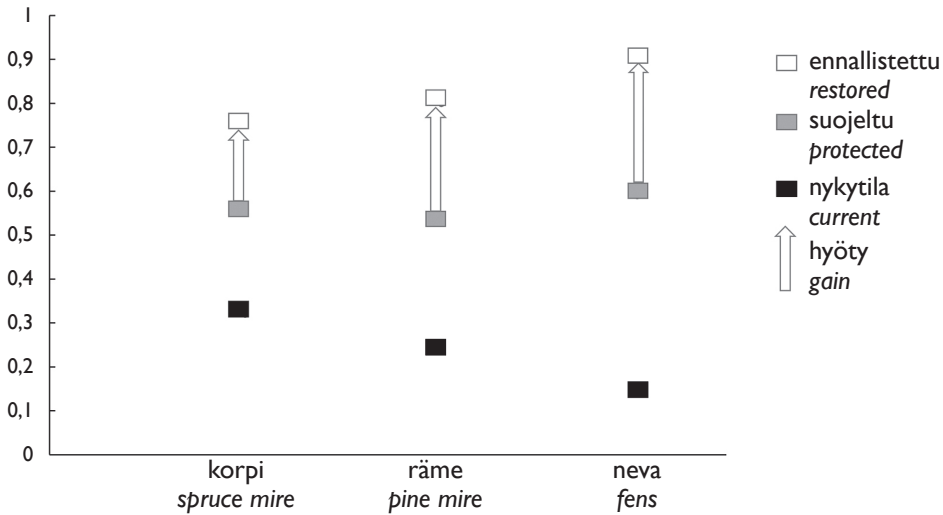
Kun laskenta sovitettiin käytäntöön, ensimmäisenä Siikanevan suojelualan suot jaettiin kolmeen elinympäristötyyppiin, jotka vastaavat ELITE-työryhmän raportin elinympäristöjakoa. Tämän jälkeen kullekin elinympäristötyypille, tässä tapauksessa suotyyppille, määritettiin hoito- ja käyttösuunnitelmasta saatavien tietojen perusteella pinta-ala elinympäristön heikentymisen tilaa kuvaavan muuttujan mukaan (Taulukko 1). Suojelualan elinympäristöjen tilaa arvioitiin kahden keskeisen heikentyneen piirteen kannalta. Piirteet olivat vesitalous ja puusto, sillä näiden on katsottu olevan keskeisiä soiden muutosta kuvaavia muuttujia (Kotiaho *ym.* 2015). Näiden piirteiden osalta elinympäristön tilan laskentaan tarvittava kaava saa seuraavan muodon:

$$R^E = (1 - L_v^E \left(1 - \left(\frac{v_c}{v_r}\right)\right)) \times (1 - L_p^E \left(\frac{\hat{p}_c - \hat{p}_r}{\hat{p}_m - \hat{p}_r}\right))$$

jossa  $R^E$  = jäljellä olevan elinympäristön tilan osuus,  $L_v^E$  = osuus menetetyistä elinympäristön tilasta, kun vesitalous on kokonaan menetetty,  $v_c$  = vesitalouden nykytila,  $v_r$  = vesitalouden tila ennen heikennystä,  $L_p^E$  = osuus menetetyistä elinympäristön tilasta, kun puusto on kasvanut maksimiinsa,  $\hat{p}_m$  = puuston maksimimäärä,  $\hat{p}_c$  = puuston nykytila ja  $\hat{p}_r$  = puusto ennen heikennystä.

Tuloksista havaitaan, että Siikanevalla kompensaatiossa mahdollisesti käytettävää hyötyä tuottivat parhaiten suotyypeistä nevat (tehollisen hyödyn määrä hehtaaria kohden 0,31 *b*), mutta syntyvää hyötyä kokonaisuudessaan toivat silti eniten rämeet (Siikanevan ennallistamisessa syntyvän hyödyn määrä 7,14 *hba*), johtuen niiden moninkertaisesta pinta-alasta suhteessa korpiin ja nevoihin (Taulukko 1). Kuviosta 2 voidaan havaita, että kompensatioon kelpaava lisäinen hyöty on lähestulkoon yhtä suurta eri suotyypeillä.

### Elinympäristön tilan edistyminen *Habitat improvement*



Kuvio 2. Elinympäristön tilan edistyminen Siikanevan soiden suojelualueella. Hyödyn määrä oli kaikilla suotyypeillä lähes yhtä suurta.

Figure 2. Habitat improvement in Siikaneva. The amounts of the gains were quite equal in different peatland types.

Laskennallisesti nevat kuitenkin paranevat lähimmäksi luonnontilaa suojelun ja ennallistamisen seurauksena.

### Johtopäätökset

Suojelualueelle sijoitettavien ennallistamishyötyjen puolesta puhuu pitkäaikainen turva, jonka suojelupäätös alueelle asettaa. Kun suojelupäätös on tehty jo ennen kompensatioihin kelpaavan hyödyn tuottamista ja siitä riippumatta, haitallisten vaikutusten vuoto ei enää konkretisoidu. Tässä mielessä Metsähallituksen Luontopalvelujen hallinnoimien suojelualueiden ennallistaminen voisi hyvinkin toimia hyödyn tuottamisessa. Suojelualueiden ulkopuolella tehtävän ennallistamishyödyn haasteena on se, että hyötyjen pysyvyys ei ole turvattu mahdollisilta uusilta maankäytönpaineilta. Tällöin riskinä on se, ettei hyöty ehdi konkretisoitumaan (esimerkiksi suo ennallistumaan), ennen kuin aluetta jälleen heikennetään. Lisäisyyden vaatimuksen tulkinta suojelualueiden osalta viittaa siihen, että lisäisyyttä eivät ainakaan tällä hetkellä horjuta lakisäätteiset suojelualueiden ennallistamisvelvoitteet eikä toistaiseksi myöskään se ennallistamiseen osoitettu budjetti, jonka mukaan ennallistamisbudjetti ei toistaiseksi ole kattanut ennallistamistarpeita. Todettakoon kuitenkin, että lisäisyyden arviointiin vaikuttaa myös ennen kaikkea se, onko kyse vapaaehtoisuusperusteisista vai lakisäätteisistä kompensatioista.

Todentamisen osalta oleellista on, että suojelun itsessään tuottama hyöty voidaan ennallistamisen tuottamasta hyödyistä. Esittelemämme laskentaperiaatteet ovat yksi mahdollisuus tämän arvioimiseen. Laskentaperiaatteet ja elinympäristöjen tilan keskiarvot olivat pitkälti saatavissa ELITE-raportista (Kotiaho *yms.* 2015), mutta kaavoja oli jonkin verran kehitettävä, jotta ne soveltuivat hyödyn tuottamisen arviointiin. Suojelualueille sijoitettavat ennallistamishyödyt rajaavat hyvitysalueita jo suojeltuihin alueisiin, mikä todennäköisesti lisää tarvetta hyväksyä isompaa joustoa samankaltaisuuden vaatimuksessa. Toisaalta suojelualueille sijoitettavien ennallistamishyötyjen osalta joustossa voi hyvinkin olla kyse parempaan vaihdosta, sillä suojelualueverkosto sisältää ekologisesti hyvin

arvokkaina pidettyjä, esimerkiksi hyvin uhanalaisia luontotyyppisiä sisältäviä kohteita. Suojelualueita, joilla on ennallistamistarpeita, on myös kohtalaisen runsaasti (Similä & Junninen 2011, 13, 14; Aapala *ym.* 2013, 13), ja näin ollen ennallistettavat kohteet eivät vaikuttaisi ihan heti ehtyvän.

Ekologisen kompensaation käytäntöön vieni vaatii luonnontieteellisten faktojen ja ymmärryksen lisäksi tietoa yhteiskunnasta ja sen toiminnasta. Tässä tutkimuksessa jäsenneltiin ekologisen kompensaation ongelmakenttää ja arviointitarpeita, kun ennallistamishyötyjä sijoitetaan suojelualueille. Siikanevan soidensuojelualue tapaustutkimuksen kohteena sitoi tutkimuksen käytäntöön ja mahdollisti myös esimerkkilaskennan hyötyjen todentamisen mallintamisesta. Lisäksi tapaustutkimuksen käyttö nosti esiin joitain erityispiirteitä, joita ennallistettaviin suoalueisiin liittyy hyötyjen näkökulmasta. Käytetyn menetelmän keskeinen haaste on siinä, että se ei ota huomioon ajallista ulottuvuutta. Tässä työssä kysymyksen asettelu kohdistui kuitenkin nimenomaan suojelualueiden ennallistamisen tuottaman lisäisyyden arvioimiseen, minkä vuoksi kompensaation ajalliseen ulottuvuuteen liittyvät kysymykset rajautuivat ulkopuolelle. Kun haittoja ja hyötyjä tosi tilanteessa tasapainotetaan, on ajallinen ulottuvuus kuitenkin huomioitava.

Vaikuttaa siltä, että suojelualueiden ennallistaminen hyvityskohteina ekologisessa kompensaatiossa voisi olla ekologisesta näkökulmasta järkevää, mikäli resursseja ennallistamistoimiin ei muuten saada riittävästi. Otettaessa huomioon vallitseva kotimainen käytäntö, jossa merkittäviä ympäristövahinkoja vähäisempiä vahinkoja sallitaan ilman korjaus- tai kompensaatiovelvollisuutta, on luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämistavoitteen ja kokonaisuheikentymättömyystavoitteen kannalta kestävä tilanne. Mikäli vain merkittävät ympäristövahingot aiheuttavat korjaus- tai kompensaatiotavastuun, ympäristön tila heikentyy jatkuvasti. Käytännössä vaihtoehtoisiksi jäävät kompensoiminen tai ympäristövahinkojen estäminen. Jälkimmäiseen vaihtoehtoon reaalisia mahdollisuuksia ei ole, mutta kompensaatioon tarvittavat työkalut alkavat hiljalleen löytyä myös Suomesta. Ekologista kompensaatiota voidaan lähestyä pragmaattisesti keskittymällä luonnon monimuotoisuuden vähenemisen pysäyttämiseen.

Etenkin vapaaehtoisuuspohjaisissa kompensaatioissa kaikki vähäisetkin ekologiset hyödyt edesauttavat luonnon köyhtymisen pysäyttämisen tavoitetta suhteessa siihen, että haitallisia vaikutuksia ei yritettäisi kompensoida lainkaan. Yleisesti kirjallisuudessa varoitetaan siitä, että kompensaatioihin siirryttäessä on oltava tarkka ja pidettävä huolta siitä, ettei vajavaisten hyötyjen ja haittojen tasapainotusmenetelmien käytöstä synny nettovahinkoa luonnolle ja ettei ekologisesta kompensaatiosta synny lupa tuhota luontoa (*license to trash*) (mm. McKenney & Kiesecker 2009, 173). Tapaustutkimuksemme rajautui tilanteeseen, jossa kompensaatioille ei ole lakisääteistä velvoitetta. Jos kompensaatioita edellytettäisiin aina lakisääteisesti kaikkea luontoa heikentävän toiminnan osalta, mitä tapahtuisikaan riskille siitä, että kompensaatio olisi lupa tuhota luontoa? Jos haitan aiheuttaminen aina edellyttäisi kokonaisuheikentymättömyyden kannalta riittäviä kompensaatioita, kompensaatio ei helpottaisi luvan saamista eikä kompensaatiolla olisi hankkeen toetutumista helpottavaa vaikutusta. Nykytilanteessa jossa lainsäädäntö ei edellytä kompensaatiota, lupa tuhota luontoa saadaan ilman että haitallisia vaikutuksia tarvitsee yrittääkään kompensoida mitenkään. Voi olla, että lakisääteisten kompensaatioiden käyttöönotto tekisi luontoa haittaavasta toiminnasta taloudellisesti entistä kannattamattomampaa, mikä lisäisi painetta haittojen todelliseen minimoimiseen, välttämiseen ja vähentämiseen. Ekologinen kompensaatio voidaan nähdä osana sukupolvien välistä oikeudenmukaisuutta (Suvantola 2005, 34–35, 41, 73). Sekä vapaaehtoisuuteen että lakisääteisyyspohjautuen, ekologisessa kompensaatiossa hyötyjen tuottaminen haittojen vastapainona avaa uuden mahdollisuuden tehdä haitallisille vaikutuksille vielä jotain sen jälkeen, kun ne ovat aiheutuneet. Ratkaisuja, joita ekologinen kompensaatio voisi luonnon monimuotoisuuden vähenemisen pysäyttämiseen tarjota, ei tule jättää selvittämättä, etenkin tilanteessa, jossa asetettujen monimuotoisuustavoitteiden saavuttaminen näyttää mahdottomammalta.

## Kiitokset

Kiitokset kirjoittamistyön mahdollistaneelle Koneen Säätiölle. Kiitos mukavasta yhteistyöstä Jussi Päivinen, Tuomas Haapalehto sekä Santtu Kareksela. Kiitos myös arvokkaista näkökulmista ja mielenkiintoisista keskusteluista Suvi Borgströmille sekä Aulikki Alaselle.

## Lähteet

- Aapala, K., Similä M. & Penttinen, J. (2013) Ojitettujen soiden ennallistamisopas. *Metsäballituksen luonnonsuojelujulkaisuja*. Sarja B 188.
- BBOP (2012) *Business and Biodiversity Offsets Programme. Standard on Biodiversity Offsets*. BBOP, Washington D.C., USA.
- Benayas, R.J.M., Newton, A.C., Diaz, A. & Bullock, J.M. (2009) Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325 (5944) 1121–1124. <https://doi.org/10.1126/science.1172460>
- Bos, M., Pressey, R.L. & Stoeckl, N. (2014) Effective marine offsets for the Great Barrier reef world heritage area. *Environmental science & policy* 42 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.05.002>
- Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J. & Milner-Gulland E. J. (2012) Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx* 47 (3) 369–380. <https://doi.org/10.1017/S003060531200172X>
- Bull, J.W., Milner-Gulland, E.J., Suttle, K.B. & Singh, N.J. (2014) Comparing biodiversity offset calculation methods with case study in Uzbekistan. *Biological Conservation* 178 2–10. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.006>
- Bull, J.W., Gordon, A., Watson, J.E.M. & Maron, M. (2016) Seeking convergence on the key concepts in ‘no net loss’ policy. *Journal of Applied Ecology* 53 (6) 1686–1693. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12726>
- CBD (2018) Aichi Biodiversity Targets. <<https://www.cbd.int/sp/targets/>>. 27.4.2018
- Elo, M., Kareksela, S., Haapalehto, T., Vuori, H., Aapala, K., & Kotiaho, J.S. (2016) The mechanistic basis of changes in community assembly in relation to anthropogenic disturbance and productivity. *Ecosphere* 7 (4) e0131. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1310>
- Euroopan komissio (2011) Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Our life insurance, our national capital: an EU biodiversity strategy to 2020. COM/2011/0244 <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0244:FIN:EN:pdf>> 2.10.2016
- Gibbons, P., Evans, M. C., Maron, M., Gordon, A., Le Roux, D., von Hase, A., Lindenmayer, D. B. & Possingham, H. P. (2016) A Loss-Gain Calculator for Biodiversity Offsets and the Circumstances in Which No Net Loss Is Feasible. *Conservation Letters* 9 (4) 252–259. <https://doi.org/10.1111/conl.12206>
- Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A. & Pereira, H. (2015) Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14 61–67. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.008>
- Gordon, A., Bull, J.W., Wilcox, C. & Maron, M. (2015) Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *Journal of Applied Ecology* 52 (2) 532–537. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12398>
- Hanski, I. (2011) Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio*. 40 (3) 248–255. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0147-3>
- Hobbs, R.J. & Harris, J.A. (2001) Restoration Ecology: Repairing the Earth’s Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology* 9 (2) 239–246. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009002239.x>
- Hunter, M.L. (1996) Benchmarks for managing ecosystems: are human activities natural? *Conservation Biology* 10 (3) 695–697. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10030695.x>
- Huutoniemi, K. (2014) Vertaileva tapaustutkimus. Teoksessa Massa, I. (toim.) *Polkuja yhteiskuntatieteelliseen ympäristötutkimukseen*, 189–207. Tammerprint Oy, Tampere.
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U. (2019) *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki
- IUCN (2016) IUCN Policy on Biodiversity Offsets. <[http://cmsdata.iucn.org/downloads/iucn\\_biodiversity\\_offsets\\_policy\\_jan\\_29\\_2016.pdf](http://cmsdata.iucn.org/downloads/iucn_biodiversity_offsets_policy_jan_29_2016.pdf)> 27.4.2018
- Kallio, P. (2001) *Suotuisa suojelutase luonnonsuojelualueissa*. Oy Edita Ab, Helsinki.
- Kareksela, S., Haapalehto, T., Juutinen, R., Matilainen, R., Tahvanainen, T., & Kotiaho, J.S. (2015) Fighting carbon loss of degraded peatlands by jump-starting ecosystem functioning with ecological restoration. *Science of the Total Environment* 537 268–276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.094>
- Ketola, M., Malin, K., Nyrölä, L. & Savantola, L. (2009) Kompensaation mahdollisuudet liikennehankkeissa. *Suomen ympäristö* 18/2019.
- Komonen, A. & Halme, P. (2014) Luonnon ennallistaminen on käsitteenä aikansa elänyt. *Tieteessä tapahtuu* 5 3–9.



- Kotiaho, J.S., Kuusela, S., Nieminen, E. & Päivinen, J. (2015) Elinympäristöjen tilan edistäminen Suomessa –ELITE-työryhmän mietintö elinympäristöjen tilan edistämisen priorisointisuunnitelmaksi ja arvio suunnitelman kokonaiskustannuksista. *Suomen ympäristö* 8/2015.
- Kotiaho, J.S., Kuusela, S., Nieminen, E., Päivinen, J. & Moilanen, A. (2016a) Framework for assessing and reversing ecosystem degradation. *Reports of the Ministry of the Environment* 15en
- Kotiaho, J.S., Ten Brink, B. & Harris, J. (2016b) Land use: A global baseline for ecosystem recovery. *Nature* 532 (37). <https://doi.org/10.1038/532037c>
- Maron, M., Hobbs, R.J., Moilanen, A., Matthews J.W., Christie, K., Gardner, T.A., Keith, D.A., Lindenmayer, D.B. & McAlpine, C.A. (2012) Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 155 141–148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.003>
- Maron, M., Bull, J., Evans, M.C. & Gordon, A. (2015) Locking in loss: biodiversity of decline in Australian offset policies. *Biological Conservation* 192 504–512. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.017>
- McKenney, B. & Kiesecker, J. (2009) Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental management*. 45 (1) 165–176. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3>
- Metsähallitus (2017) Siikanevan hoidon ja käytön suunnittelu 7.3.2017 <<http://www.metsa.fi/siikanevasuunnittelu>>. 14.3.2018
- Moilanen, A., Teeffelen, A., Ben-Haim, Y. & Ferrier, S. (2009) How much compensation is enough? a framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology* 17 (4) 470–478. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00382.x>
- Moilanen, A. & Kotiaho, J.S. (2017) Ekologisen hyvityksen määrittämisen tärkeät operatiiviset päätökset. *Suomen ympäristö* 5/2017.
- Moilanen, A. & Kotiaho, J.S. (2018) Planning biodiversity offsets. Twelve operationally important decisions. *TemaNord* 513. <https://doi.org/10.6027/TN2018.513>
- Moilanen, A., & Laitila, J. (2015) Indirect leakage leads to a failure of avoided loss biodiversity offsetting. *Journal of Applied Ecology* 53 (1) 106–111.
- Nash, J.R. (2000) Too much market? Conflict between tradable pollution allowances and the polluter pays principle. *Harvard Environmental Law Review* 24 (2) 1–59.
- Nieminen, J. (2015) Luonnonsuojelun uudet mahdollisuudet Pirkanmaalla. Pirkanmaan LUMO-ohjelman 1. vaiheen loppuraportti. *Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen raportteja* 30/2015.
- Nygren, N. (2015) Luontoarvojen kompensointi – ratkaisu suunnittelun umpikujiin? *Yhdyskuntasuunnittelu* 53.
- Parkers, D., Newell, G. & Cheal, D. (2003) Assessing the quality of native vegetation: the habitat hectares approach. *Ecological Management & Restoration* 4 29–38. <https://doi.org/10.1046/j.1442-8903.4.s4.x>
- Peltola, T. (2007) Empirian ja teorian vuoropuhelu. Teoksessa Laine, M., Bamberg J. & Jokinen, P. (eds.) *Tapaus tutkimuksen taito*. Gaudeamus Helsinki University Press, Helsinki.
- Pianka, E.R. (1966) Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *American Naturalist* 100 (910) 33–46.
- Pimm, S.L. & Raven, P. (2000) Biodiversity: Extinction by numbers. *Nature* 403 843–845. <https://doi.org/10.1038/35002708>
- Primmer, E., Similä, J., Salokannel, V. & Raitanen, E. (2017) Habitaattipankkiin liittyvä sääntely ja toimintamalli. <[https://lacris.ulapland.fi/en/publications/habitaattipankkiin-liittyva-saantely-ja-toimintamalli\(35bc9fd7-ca2b-46ed-8a17-34e24c5bf2fb\).html](https://lacris.ulapland.fi/en/publications/habitaattipankkiin-liittyva-saantely-ja-toimintamalli(35bc9fd7-ca2b-46ed-8a17-34e24c5bf2fb).html)> 26.5.2018.
- Queensland (2017) Offset calculator. <<https://environment.ebp.qld.gov.au/offsets-calculator/>> 27.4.2018.
- Quétiér, F. & Lavorel, S. (2011) Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation* 144 (12) 2991–2999. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.002>
- Rassi, P., Ahti, E., Kouki, J., Kuuluvainen, T., Lindholm, T., Virolainen, E., Eerola, L., Kurikka, L., Kuusinen, M., Merisaari, H., Aapala, K. & Suikki, A. (2003) Ennallistaminen suojelualueilla – ennallistamistyöryhmän mietintö. Suomen ympäristö 618, Ympäristöministeriö.
- Raunio, A., Schulman, A. & Kontula, T. (2008) *Suomen luontotyyppeiden ubanalaisuus – osa 1: Tulokset ja arvioinnin perusteet*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8, Ympäristöministeriö.
- Runderantz, K. & Skärback, E. (2003) Environmental rauniokompensointi in planning: a review of five different countries with major emphasis on the German system. *European Environment* 13 204–226. <https://doi.org/10.1002/eet.324>
- Similä, M. & Junninen, K. (2011) Metsien ennallistamisen ja luonnonhoidon opas. *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja*. Sarja B 157.
- Spash, C. (2015) Bulldozing biodiversity: The economics of offsets and trading-in Nature. *Biological conservation* 192 541–551. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.07.037>
- Suvantola, L. (2005) Kun maailma ei riitä – luonnon monimuotoisuudelle aiheutettujen haittojen kompensointi. *Ympäristöjuridiikka* 3–4 30–80.
- Suvantola, L. (2007) Luontovahinkojen korjausvastuun uudistus. *Ympäristöjuridiikka* 2-3 13–41.
- Suvantola, L., Halonen, L., Leino, L., Miettinen, E. & Ahvensalmi, A. (2018) Ekologisen kompensaation ohjauskeinojen kehittäminen. *Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminta* 76/2018.

- Tieteen Termipankki (2019) Metodologinen pluralismi. Tieteen termipankki 26.10.2015 < [https://tieteentermipankki.fi/wiki/Filosofia:metodologinen\\_pluralismi](https://tieteentermipankki.fi/wiki/Filosofia:metodologinen_pluralismi) > 16.05.2019.
- Tittensor, D.P., Walpole, M., Hill, S.L.L., Boyce, D.G., Britten, G.L., Burgess, N.D., Butchart, S.H.M., Leadley, P.W., Regan, E.C., Alkemade, R., Baumung R., Bellard, C., Bouwman, L., Bowles-Newark, N. J., Chenery, A. M., Cheung, W. W. L., Christensen, V., Cooper, H.D., Crowther, A.R., Dixon, M.J.R., Galli, A., Gaveau, V., Gregory, R.D., Gutierrez, N.L., Hirsch, T.L., Höft, R., Januchowski-Hartley, S.R., Karmann, M., Krug, C.B., Leverington, F.J., Loh, J., Lojenga R.K., Malsch K., Marques, A., Morgan, D.H.W., Mumby, P.J., Newbold, T., Noonan-Mooney, K., Pagad, S.N., Parks, B.C., Pereira, H.M., Robertson, T., Rondinini, C., Santini, L., Scharlemann, J.P.W., Schindler, S., Sumaila, U.R., The, L.S.L., Van Kolck, J., Visconti, P. & Ye, Y. (2014) A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science* 346 (6206) 241–244. <https://doi.org/10.1126/science.1257484>
- Tuomainen, J., Retkin, R., Knuutila, J., Pennanen, J., Mäenpää, M. & Särkkä, E. (2013) *Ympäristövahingot Suomessa vuosina 2006–2012. Suomen ympäristökeskuksen raportteja* 35/2013.
- US FWS (US Fish, Wildlife Service), (2006) *Conservation banking: incentives for stewardship*. US Fish and Wildlife Service Endangered Species Program. Arlington, VA.
- Valtioneuvosto (2019) Pääministeri Antti Rinteen hallituksen ohjelma 6.6.2019 Osallistava ja osaava suomi – sosiaalisesti, taloudellisesti ja ekologisesti kestävä yhteiskunta. 6.6.2019 *Valtioneuvoston julkaisuja* 23.
- van Oosterzee, P., Blignaut, J. & Bradshaw, C.J.A. (2012) iREDD hedges against avoided deforestation's unholy trinity of leakage, permanence and additionality. *Conservation Letters* 5 266–273. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00237.x>
- Wang, J., Vanderpoorten, A., Hagborg, A., Goffinet, B., Laenen, B. & Patiño, J. (2017) Evidence for a latitudinal diversity gradient in liverworts and hornworts. *Journal of Biogeography* 44 487–488. <https://doi.org/10.1111/jbi.12909>
- Waris, E. (2008) Ennallistaminen korjaamalla – ympäristövastuudirektiivin mukainen uuden sukupolven ennallistamisvastuu. Teoksessa Määttä, T. Kumpula, A., Kokko, K., Sairinen, R. & Similä, J. *Ympäristöpolitiikan ja oikeuden vuosikirja* 2008, 7–77. University of Eastern Finland, Joensuu.
- Ympäristö (2013) Siikaneva 8.8.2013 < [http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Suojelunalueet/Natura\\_2000\\_alueet/Siikaneva\(6085\)](http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Suojelunalueet/Natura_2000_alueet/Siikaneva(6085)) > 27.4.2018