

This is a self-archived version of an original article. This version may differ from the original in pagination and typographic details.

Author(s): Moilanen, Atte; Kotiaho, Janne Sakari

Title: Ekologisen kompensaation määrittämisen tärkeät operatiiviset päätökset

Year: 2017

Version: Published version

Copyright: © Kirjoittajat & Ympäristöministeriö, 2017.

Rights: In Copyright

Rights url: <http://rightsstatements.org/page/InC/1.0/?language=en>

Please cite the original version:

Moilanen, A., & Kotiaho, J. S. (2017). Ekologisen kompensaation määrittämisen tärkeät operatiiviset päätökset. Ympäristöministeriö. Suomen ympäristö, 5/2017.
<http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4754-8>

Ekologisen kompensaaation määrittämisen tärkeät operatiiviset päätökset

Atte Moilanen ja Janne S. Kotiaho

LUONTO



Suomen ympäristö 5/2017

Ekologisen kompensaation määrittämisen tärkeät operatiiviset päätökset

Atte Moilanen ja Janne S. Kotiaho

*Suomi
Finland*
100

Ympäristöministeriö

ISBN Nid.: 978-952-11-4753-1

ISBN PDF: 978-952-11-4754-8

Taitto: Valtioneuvoston hallintoyksikkö, Julkaisutuotanto / Erja Kankala

Kansikuva: Ympäristöhallinnon kuvapankki

Helsinki 2017



Kuvailulehti

Julkaisija	Ympäristöministeriö	10/2017	
Tekijät	Tutkimusjohtaja Atte Moilanen, Helsingin yliopisto / Biotieteiden laitos atte.moilanen@helsinki.fi ja professori Janne S. Kotiaho, Jyväskylän yliopisto / Bio- ja ympäristötieteiden laitos janne.kotiaho@jyu.fi		
Julkaisun nimi	Ekologisen kompensaation määrittämisen tärkeät operatiiviset päätökset		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 5/2017		
Diaari/hankenumero	-	Teema	Luonto
ISBN painettu	978-952-11-4753-1	ISSN painettu	1238-7312
ISBN PDF	978-952-11-4754-8	ISSN PDF	1796-1637
URN-osoite	http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4754-8		
Sivumäärä	58	Kieli	suomi
Asiasanat	biodiversiteetti, biologinen monimuotoisuus, ekologinen hyvitys, elinympäristön tilan edistäminen, ennallistaminen, kokonaisuikentymättömyys, luonnon monimuotoisuus ja ekosysteemipalvelut		
Tiivistelmä	<p>Ympäristöä vahingoittavan rakennushankkeen tai muun yhteiskunnallisen toiminnan aiheuttamat ekologiset haitat voi olla mahdollista hyvittää elinympäristöjä ennallistamalla tai suojelutoimien avulla. Tästä prosessista käytetään nimitystä ekologinen kompensaatio, ja kompensaationa tehtävistä toimista nimitystä (ekologinen) hyvitys. Käsitteellisesti ekologinen kompensaatio muistuttaa 'saastuttaja maksaa'-periaatetta, missä saastuttaja korvaa aiheuttamansa vahingon; ekologisessa kompensaatioissa luontoa heikentävä taho hyvittää aiheuttamansa heikennyksen. Ekologista kompensaatiota voidaan tarkastella eritasoisesti yleisistä periaatteista yksittäisiin hyvitystapauksiin. Tämä julkaisu keskittyy tarkastelutasosta riippumattomiin hyvitysten suunnittelun yleispäteviin ekologisiin periaatteisiin ja käyttöönoton mahdollisiin riskeihin. Julkaisussa kuvataan ekologisen kompensaation pääkäsitteet, sekä useita operatiivisesti tärkeitä päätöksiä, jotka oleellisesti määräävät kuinka hyvin ekologinen haitta todellisuudessa tulee hyvitettyksi. Julkaisu antaa välineet suunnitella ja arvioida hyvitysten suunnittelua systemaattisella ja perustellulla tavalla. Käsiteltävät asiat kattavat ekologian kolme pääakselia, biodiversiteetin, ajan ja paikan, sekä joukon ekologiselle kompensaatiolle ominaisia tärkeitä tekijöitä. Tekstin suositukset esitetään hyvitysten uskottavuutta ja toteutuksen luotettavuutta valvovan tahon näkökulmasta.</p>		
Kustantaja	Ympäristöministeriö		
Painopaikka ja vuosi	Lönnberg Print & Promo, 2017		
Julkaisun myynti/ jakaja	Sähköinen versio: julkaisut.valtioneuvosto.fi Julkaisumyynti: julkaisutilaukset.valtioneuvosto.fi		

Presentationsblad

Utgivare	Miljöministeriet	10/2017	
Författare	Forskningsledare Atte Moilanen, Helsingfors universitet, Biovetenskapliga institutionen atte.moilanen@helsinki.fi och Professor Janne S. Kotiaho, Jyväskylä universitet, Bio- och miljövetenskapliga institutionen janne.kotiaho@jyu.fi		
Publikationens titel	Viktiga operativa beslut för fastställande av ekologisk kompensation		
Publikationsseriens namn och nummer	Miljön i Finland 5/2017		
Diarie-/ projektnummer	-	Tema	Natur
ISBN tryckt	978-952-11-4753-1	ISSN tryckt	1238-7312
ISBN PDF	978-952-11-4754-8	ISSN PDF	1796-1637
URN-adress	http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4754-8		
Sidantal	58	Språk	finska
Nyckelord	Biodiversitet, biologisk mångfald, ekologisk kompensation, livsmiljöns tillstånd, restaurering, ingen nettoförlust av biologisk mångfald, biologisk mångfald, ekosystemtjänster		
<p>Referat</p> <p>Ekologiska skador som uppstår i och med ett byggprojekt som har skadliga konsekvenser för miljön eller av annan samhällelig verksamhet kan kompenseras genom restaurering av livsmiljöer eller med skyddsåtgärder. Denna process benämns ekologisk kompensation, och kompensationsåtgärderna innebär gottgörelse av skada. Ekologisk kompensation påminner begreppsmässigt om principen "förorenaren betalar", som innebär att förorenaren ersätter den skada denna orsakat. När det gäller ekologisk kompensation ska den aktör som orsakat försämrat naturtillstånd gottgöra försämringen. Ekologisk kompensation kan studeras på olika nivåer, allt från allmänna principer till enskilda fall av gottgörelse. Denna publikation fokuserar på allmängiltiga ekologiska principer för planering av gottgörelse, oberoende vilken nivå det gäller, och på möjliga risker med implementeringen. Publikationen redogör för de centrala begreppen inom ekologisk kompensation och för flera operativt viktiga beslut som i väsentlig grad bestämmer i vilken utsträckning den ekologiska skadan kan gottgöras i verkligheten. Publikationen ger verktyg att planera och bedöma gottgörelserna på ett systematiskt och motiverat sätt. De frågor som behandlas omspänner tre huvudaxlar inom ekologin – biodiversitet, tid och plats – samt en mängd viktiga faktorer som är kännetecknande för ekologisk kompensation. I texten presenteras rekommendationerna ur perspektivet hos den aktör som övervakar att gottgörelserna är trovärdiga och genomförbara.</p>			
Förläggare	Miljöministeriet		
Tryckort och år	Lönberg Print & Promo, 2017		
Beställningar/ distribution	Elektronisk version: julkaisut.valtioneuvosto.fi Beställningar: julkaisutilaukset.valtioneuvosto.fi		

Description sheet

Published by	Ministry of the Environment		10/2017
Authors	Research Director Atte Moilanen, University of Helsinki, Department of Biosciences atte.moilanen@helsinki.fi and Professor Janne S. Kotiaho University of Jyväskylä, Department of Biological and Environmental Science janne.kotiaho@jyu.fi		
Title of publication	Important operative decisions of planning biodiversity offsets		
Series and publication number	The Finnish Environment 5/2017		
Register number	-	Subject	Nature
ISBN (printed)	978-952-11-4753-1	ISSN (printed)	1238-7312
ISBN PDF	978-952-11-4754-8	ISSN (PDF)	1796-1637
Website address (URN)	http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-11-4754-8		
Pages	58	Language	Finnish
Keywords	Biodiversity, Biodiversity offsetting, Biological diversity, Ecological compensation, Ecological restoration, No net loss, ecosystem services, habitat restoration		
<p>Abstract</p> <p>Ecological damage caused by infrastructure projects or other societal activity may be compensated by restoring or protecting habitats. This process is called ecological compensation or biodiversity offsetting. Conceptually biodiversity offsetting resemble the 'polluter pays' principle, in which the polluter compensates the damage it causes. Biodiversity offsetting can be considered at different hierarchical levels from general principles to individual offset cases. This publication focuses on the overarching ecological principles and implementation risks that are common to all hierarchical levels. This publication reviews the concepts of offsetting and summarizes several operational decisions that effectively determine how well ecological damage becomes compensated. This document describes a framework that allows well informed planning and evaluation of biodiversity offsets. Factors treated cover the three major axes of ecology, biodiversity, time and space as well as a host of additional important factors characteristic to biodiversity offsets. The recommendations given in the text are drafted from the perspective of environmental administration and organizations overseeing the credibility of offsets.</p>			
Publisher	Ministry of the Environment		
Printed by (place and time)	Lönnerberg Print & Promo, 2017		
Publication sales/ Distributed by	Online version: julkaisut.valtioneuvosto.fi Publication sales: julkaisutilaukset.valtioneuvosto.fi		

Sisältö

Esipuhe	9
Dokumentin asemointi	10
1 Johdanto	12
1.1 Tärkeimmät käsitteet.....	13
1.2 Esimerkkejä toimenpiteistä, jotka eivät ole ekologisia hyvityksiä	17
1.3 Joustavuus on keskeinen käsite.....	17
1.4 Kustannustehokkuus ei ole toimivien hyvitysten edellytys	18
1.5 Tekijät, joihin tässä dokumentissa käsiteltävät asiat vaikuttavat	19
1.6 Ekologinen kompensatio verrattuna habitaattipankkiin tai kompensaatorahastoon.....	20
2 Tilaa koskevat oletukset	22
2.1 Haittojen arvioinnin tilanäkökulma hyvitysten määrittämisessä.....	22
2.2 Jousto tilassa hyvitysten toteutuksessa	23
2.3 Kytkeytyvyydestä.....	24
3 Aikaa koskevat oletukset	25
3.1 Hyvitysten pysyvyys.....	25
3.2 Viivästyneen hyvityksen aikadiskonttaus ja nykyarvolaskenta.....	26
3.3 Haitan ja hyvityksen arvioinnin aikaskaala.....	27
4 Luontopiirteiden käsittely	29
4.1 Biodiversiteetin mittaamisen taso.....	30
4.2 Ekosysteemipalvelut.....	32
4.3 Miltä alueilta tarvitaan tietoa biodiversiteetistä ja ekosysteemipalveluista?	33
5 Hyvitystoimenpiteet	35
5.1 Lisäisyys.....	35
5.2 Parempaan vaihtaminen	36
5.3 Ennallistamishyvityksen erityispiirteitä.....	36
5.4 Suojeluhyvityksen erityispiirteitä.....	39
5.5 Suojeluhyvityksen haittojen vuotaminen.....	39
5.6 Suojeluhyvityksen taustatrendioletukset	41

6	Yhdistetyt hyvityskertoimet	43
7	Systemiset riskit	46
8	Tarkoituksellisten väärinkäytösten mahdollisuus	48
9	Tärkeiden päätösten kokoomataulukot	50
10	Lopuksi	53
11	Viitteet	55

Esipuhe

Yhteiskunnan tarpeiden, taloudellisen toimeliaisuuden ja luonnonsuojelun yhteensovittamistyössä on voitu monesti havaita, että luonto on rajallinen resurssi myös Suomessa. Jokaisella kehitysprojektilla, oli kyse sitten tehtaiden, kaivosten, satamien, valtateiden, junaratojen, urheilukenttien, laskettelurinteiden, kauppakeskusten, kaupunkien tai jopa omakotitalon ja kesämökin rakentamisesta, syntyy aina haitallisia vaikutuksia luontoon. Puun korjuu, murskeen louhinta, turpeen nosto, pellon raivaus ja moni muu luonnonvarojen hyödyntäminen heikentää väistämättä luonnonvaraisten eliölajien elinmahdollisuuksia. Pääsääntöisesti ympäristön tilaa huomattavasti heikentävät ja luontoarvoja tuhoavat toimet voidaan toisaalta nähdä yhteiskunnan talouden kannalta tärkeänä ja myönteisenä kehityksenä.

Tilanne on kuitenkin muuttumassa: paineet heikentyneiden elinympäristöjen ennallistamiseksi ja pyrkimykset ekosysteemien heikentymisen pysäyttämiseksi ovat vuosi vuodelta lisääntyneet ja päätyneet myös kansainvälisiin sopimusteksteihin. Suomi on mm. sitoutunut kansainväliseen tavoitteeseen ennallistaa 15 % heikentyneistä elinympäristöistä vuoteen 2020 mennessä. Kestävän kehityksen tavoitteiden osana tavoittelemme elinympäristöjen kokonaisheikentymättömyyttä (No Net Loss) vuoteen 2030 mennessä.

Myös Suomessa on ilmeinen tarve löytää konkreettisia keinoja elinympäristöjen tilan parantamiseksi ja niiden heikentämisen pysäyttämiseksi. Yksi keinoista on ekologinen kompensatio. Yleisellä tasolla tällä tarkoitetaan yhtäällä heikennettyjen tai tuhottujen luontoarvojen hyvittämistä toisaalla elinympäristöjen tilaa parantamalla ja luontoarvoja lisäämällä. Periaatteeltaan ekologinen kompensatio muistuttaa 'saastuttaja maksaa' -periaatetta, jossa saastuttaja korvaa aiheuttamansa haitan. Vastaavasti ekologisessa kompensaatiossa luontoa heikentävä taho hyvittää aiheuttamansa heikennyksen.

Suomessa hyvityksiä ei ole vielä otettu laajasti käyttöön ja aihepiirin suomenkielinen käsitteistökin on ollut jäsentymätöntä. Lisäksi ekologisessa kompensaatiossa välttämättömät haittojen ja hyötyjen määrittämiseen liittyvät operatiiviset päätökset ovat olleet kansainvälisessä kirjallisuudessa varsin hajallaan.

Huhtikuussa 2017 kokoontunut METSO -ohjelman osana toimiva, ekologisen päätösanalyysin käyttöä Suomessa tukevan METZO-hankkeen ohjausryhmä keskusteli ekologisesta kompensatiosta ympäristöhallinnon näkökulmasta. Keskustelussa kiteytyi tarve ekologisiin kompensatioihin liittyvän tietopohjan parantamiseen ja käsitteiden yhtenäistämiseen Suomessa. Ohjausryhmä pyysi ekologisen kompensatian asiantuntijaa, tutkimusjohtaja Atte Moilasta sekä ennallistamisen asiantuntijaa, professori Janne Kotiahoa laatimaan yhdessä katsauksen ekologisen kompensatian keskeisistä käsitteistä. Samalla toivottiin koostetta kompensatioprosessissa arvioitavien haittojen ja hyötyjen määrittämisessä tärkeistä operatiivisista päätöksistä. Yllä mainittu jäsentymättömyys ja horjuvus ekologisen kompensatian käsitteistä ja prosesseista toivottavasti korjautuu, kun käytössämme on nyt selkeä ja systemaattinen asiantuntijakatsaus ekologiseen kompensatioon ja hyvityksiin liittyvistä operationaalisesti tärkeistä päätöksistä.

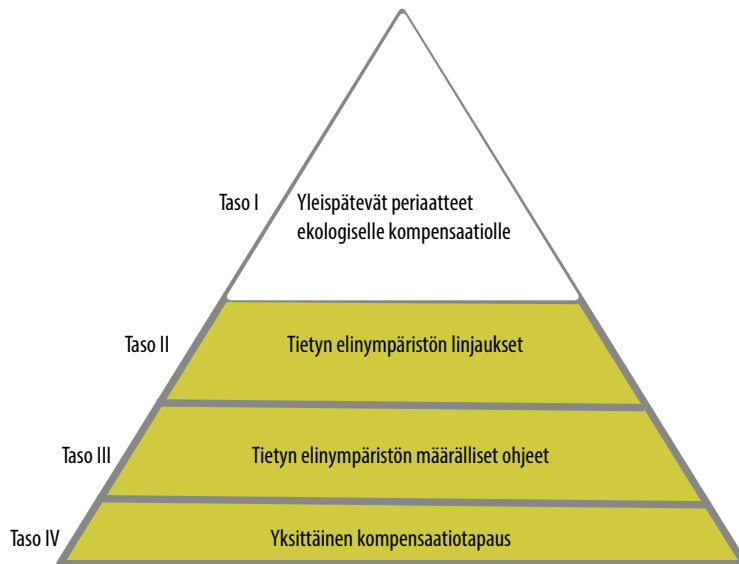
Mikko Kuusinen
Luonnon monimuotoisuusyksikön päällikkö
Luontoympäristöosasto, YM

Dokumentin aseointi

Ympäristöä vahingoittavan rakennushankkeen tai muun toiminnan aiheuttamat ekologiset haitat voi olla mahdollista hyvittää esimerkiksi elinympäristöjä ennallistamalla tai suojelutoimien avulla. Tästä prosessista käytetään tässä dokumentissa nimitystä ekologinen kompensatio, ja kompensatona tehtävistä toimista nimitystä (ekologinen) hyvitys. Tämän dokumentin tarkoitus on kuvata ekologisen kompensatation pääkäsitteet, sekä noina operatiivisesti tärkeää päätöstä, jotka oleellisesti määräävät kuinka hyvin ekologinen haitta todellisuudessa tulee hyvitettyksi. Dokumentti antaa välineet arvioida hyvitysten suunnittelua systemaattisella ja perustellulla tavalla. Käsiteltävät asiat kattavat ekologian kolme pääakselia, biodiversiteetin, ajan ja paikan, sekä joukon ekologiselle kompensatiolle ominaisia tärkeitä tekijöitä. Tekstin suositukset esitetään hyvitysten uskottavuutta ja toteutuksen luotettavuutta valvovan tahon näkökulmasta. Tämä työ ei ota kantaa siihen, tuleeko ekologinen kompensatio sallia luonnonsuojelun keinona, eikä siihen, kuinka hyvitykset ja niistä kommunikointi kannattaisi organisoida hallinnollisesti, tai kuinka niiden tasapuolisuus intressiryhmien kannalta varmistetaan.

Alla oleva kuva esittää neljä tasoa, joilla ekologista kompensatiota voidaan tarkastella. Rakentaen yleisestä kohti yksityiskohtaista, ensimmäinen taso käsittää kriteerit ja päätökset, jotka käsitteellisellä tasolla koskevat ekologista kompensatiota tilanteesta riippumatta. Yksinkertaisin esimerkki tällaisesta päätöksestä on, että vaaditaanko hyvityksiltä pysyvyyttä. Toinen taso käsittää laadulliset kriteerit jollekin elinympäristölle jollakin alueella: tason yksi asiat käydään läpi elinympäristön osalta, ja kunkin kohdalla tehdään perusteltu suositus hyvitysten määrityksen linjauksista. Kolmas taso on sama kuin toinen, paitsi että otetaan täsmällisemmin kantaa laskennassa käytettäviin numeroihin. Esimerkki tällaisesta lukuarvosta on ennallistamisen vaikutusten arvioinnin aikaikkunan pituus. Neljäs taso on yksittäinen kompensatiotapaus, jossa hyvityksiä saatetaan joutua tuottamaan useassa eri elinympäristössä. Tasojen I ja II materiaalit on mahdollista tuottaa ennakkoon, ja niitä voidaan käyttää toistuvasti hyvityksiä määrittettäessä. Tasojen III-IV asiat on syytä käydä läpi

jokaisen tapauksen kohdalla, mikä voi olla työlästäkin, jollei soveltuvaa pohjatyötä ole tehty aiemmin. Tämä dokumentti keskittyy hyvitysten suunnittelun yleispäteviin periaatteisiin (kuvan taso I) ja käyttöönoton mahdollisiin riskeihin.



Kuvio 1. Ekologisen kompensaation suunnittelun ja päätöksenteon neljä tasoa.

1 Johdanto

Ekologinen kompensatio (engl. biodiversity offsetting, ecological compensation, compensatory mitigation) on sitä, että minkä tahansa yhteiskunnallisen toiminnan johdosta elinympäristöille aiheutettu haitta hyvitetään parantamalla elinympäristön tilaa muualla (esim., Cuperus ym. 2001; ten Kate ym. 2004; Kiesecker ym. 2009a; Bull ym. 2013; Gelcich ym. 2017). Ekologinen kompensatio on neljäs porras *lievennyshierarkiaa* (engl. mitigation hierarchy), missä negatiivisia ympäristövaikutuksia ensin vältetään, sitten minimoidaan, ja kolmanneksi ennallistetaan haitta-alueella (ten Kate ym. 2004; Kiesecker ym. 2009b; IUCN 2016). Käsitteellisesti ekologinen kompensatio muistuttaa ‘saastuttaja maksaa’-periaatetta (Nash 2000), missä saastuttaja korvaa aiheuttamansa vahingon: ekologisessa kompensaatiossa luontoa heikentävä taho hyvittää aiheuttamansa heikennyksen. Lievennyshierarkian mukaisesti ekologinen kompensatio on tarkoitus tehdä ainoastaan väistämättömien ekologisten vaurioiden korvaamiseksi. Tämä dokumentti koskee siis hyvityksen määrittelyä tilanteessa, kun ensin on jo päätetty, että ekologinen kompensatio saattaa olla hyväksyttävä lähestymistapa. On myös olemassa korvaamattomia elinympäristöjä, joita ei voi hyvittää (esim. Pilgrim ym. 2013). Hyvitys voi olla pakollinen tai vapaaehtoinen, ja erityisesti vapaaehtoinen hyvitys voi myös olla osittainen täysimääräisen sijasta (Moilanen ja Laitila 2015). Bonneui (2015) käsittelee ympäristönormien tiukentumisen ja höllentymisen historiaa (lähinnä USA:ssa) 1960-1990, ja sitä kuinka markkinalähtöisestä toiminnasta, mukaan lukien ekologistet kompensaatiot, tuli lopulta poliittisesti hyväksyttävä ja jopa suositeltava tapa suojella luontoa.

Tässä osiossa käsitellään ekologisen kompensatian tärkeimmät käsitteet, sekä annetaan muutamia esimerkkejä tilanteista, jotka eivät ole todellisia hyvityksiä. Ekologista kompensatiota käsittelee tieteellisen kirjallisuuden lisäksi muutama laaja kansainvälinen dokumentti. BBOP (Business and Biodiversity Offsetting Program) on suuryritysten ja muiden organisaatioiden muodostama liitto, jonka tavoitteena on edistää ekologisen kompensatian käyttöä (BBOP 2012). International Finance Corporation performance standard 6 (IFC 2012a, 2012b) on myös yritysten itselleen tuottamaa ohjeistusta ekologisista kompensatioista. IUCN (International Union for the Conservation of Nature) on tuottanut ohjeistuksen ympäristöjärjestöjen näkökulmasta, ja painottaa erityisen

vahvasti lievennyshierarkian käyttöä (IUCN 2016). Yhteistä kaikille näille dokumenteille on, että ne kuvaavat hyvin ekologisen kompensaation tavoitteita, asemaa ja toteutuksen yksityiskohtia. Ne eivät kuitenkaan kerro selvästi ja järjestelmällisesti, mitkä tekijät ja päätökset ovat tärkeimmät, kun hyvitys määritellään, ja mitä eri näkökulmia näihin päätöksiin on. Tämän dokumentin tavoite on korjata tämä puute, ja kuvata selkeästi ekologisten hyvitysten määrittämisen operatiivisesti tärkeät päätökset. Lähtökohtana on hyvitysten määrittäminen kertoimien kautta: kuinka suuri pinta-ala pitää ennallistaa tai suojella kutakin menetettyä hehtaaria kohden? Sen sijaan että kertoimet esitettäisiin yhtenä 'hatusta vedettynä' lukuna, tässä dokumentissa kuvataan, mistä osista lopullisen kertoimen pitäisi koostua.

Ekologisten hyvitysten määrittäminen on pohjimmiltaan melko vaikeaa, koska vaikuttavia tekijöitä on monia. Monimuotoisuudella on tuhansia ulottuvuuksia, mikä tekee haittojen mittaamisesta ja hyvityksen määrittämisestä hankalaa. Lisäksi prosessiin liittyy elinympäristöjen ennallistumisen aikaviiveitä ja epävarmuutta, oletuksia luonnon heikentymisen taustatrendeistä, ekologisia käsitteitä kuten kytkeytyvyys, kustannustehokkuuden tavoite, jne. Tämä dokumentti käy läpi ekologisten hyvitysten suunnittelun tärkeimmät päätökset järjestyksessä tila, aika, kompensoitavat luontopiirteet ja hyvitystoimet. Lopuksi mukana on vielä lyhyt yhteenveto hyvitysten käyttöönoton systeemisistä riskeistä sekä petoksen mahdollisuuksista hyvitysten toteutuksessa ja hyvityksiin liittyvässä liiketoiminnassa

HUOMIO

Ekogisen kompensaation käyttöönotto vaatii väistämättä subjektiivisia linjauksia ja tapauskohtaisia päätöksiä. Nämä linjaukset ja päätökset vaativat perusteltua harkintaa, ja niihin liittyy sekä poliittisia että teknisiä haasteita (Mann 2015).

1.1 Tärkeimmät käsitteet

Ekologinen kompensaatio (engl. biodiversity offsetting; ecological compensation), kts yllä. Tätä nimitystä käytetään prosessista, jonka avulla ekologisen haitan hyvitystoimet suunnitellaan ja toteutetaan. Selvyden vuoksi todettakoon, että sanalla kompensaatio ei tässä yhteydessä tarkoiteta kenenkään henkilön tai organisaation saamaa rahallista korvausta.

Lievennyshierarkia, kts myös yllä. Ensin vältetään kokonaan, sitten minimoidaan, sitten ennallistetaan haitta-alueella, ja loput haitat hyvitetään toisaalla.

Haitta (engl. damage, degradation) on elinympäristön tilan heikentäminen, vaurioittaminen, vahingoittaminen tai tuhoaminen minkä tahansa yhteiskunnallisen toiminnan seurauksena.

Hyvitys (engl. biodiversity offset). Elinympäristön tilan edistäminen tai parantaminen ennallistamalla tai välttämällä tuleva heikennys tarkoituksena korvata muualla aiheutettu haitta.

Haitta-alue. Alue tai alueet, joiden elinympäristöt vahingoittuvat osin tai kokonaan minkä tahansa yhteiskunnallisen toiminnan seurauksena.

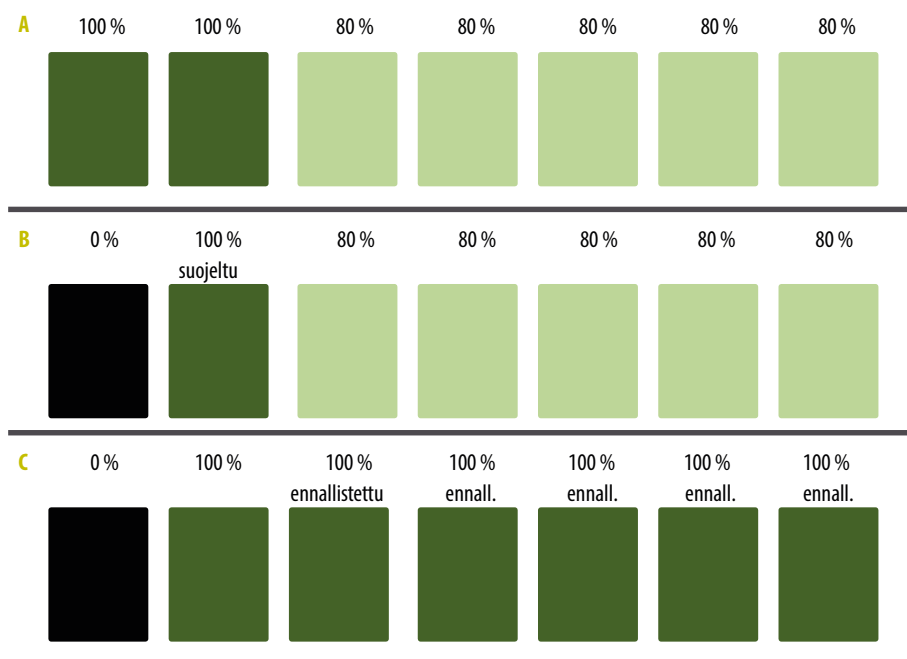
Hyvitysalue (engl. compensation area, offset area). Alue tai alueet, joilla hyvitetään toisaalla aiheutetut haitat.

Samanlaisena hyvitys (engl. in-kind offset). Hyvitys, jossa haitat ja hyvitykset kohdistuvat samoihin luontopiirteisiin tai elinympäristöihin.

Joustava hyvitys (engl. out-of-kind offset; flexible offset). Hyvitys, jossa haitat ja hyödyt kohdistuvat erilaisiin luontopiirteisiin tai elinympäristöihin. Esimerkki hyvin joustavasta hyvityksestä olisi tilanne, jossa metsän hävitys korvattaisiin perinnebiotooppia ennallistamalla tai hoitamalla.

Parempaan vaihto (engl. trading up; kappale 5.2). Joustavan hyvityksen muoto, jossa hyvitykset toteutetaan elinympäristössä, jota pidetään luonnonsuojelullisesti (ja mahdollisesti ekosysteemipalveluiden kannalta) haitta-alueen elinympäristöä arvokkaampana.

Kokonaisheikentymättömyys (engl. no net loss, NNL; Harper & Quigley 2005; Gibbons & Lindenmayer 2007) tarkoittaa, että kaikki aiheutetut haitat hyvitetään täysimääräisesti, uskottavasti ja lisäksi (Kuvio 2). Käytämme tässä dokumentissa asiasta vakiintunutta englanninkielestä peräisin olevaa lyhennettä NNL. Toinen samantapainen käsite on maiseman heikennysneutraalisuus (engl. Land Degradation Neutrality; Safriel 2017). Ekologiassa mielessä kokonaisheikentymättömyys tarkoittaa, että kaikki haitat hyvitetään kaikille lajeille ja elinympäristöille. Jos hyvitys tehdään pelkästään esimerkiksi EU:n direktiivilajeille, ei hyvitys ole ekologisesti NNL, kun heikennys kuitenkin sallitaan laajalle joukolle 'tavanomaisia' lajeja.



Kuvio 2. Kokonaisheikentymättömyyden (engl. no net loss; NNL) havainnollistaminen.

(A) Maisemassa on seitsemän aluetta: kaksi luonnontilasta (elinympäristön tila 100%) ja viisi hieman heikentynyttä (elinympäristön tila 80%). (B) Jos yksi luonnontilainen alue menetetään ja toinen suojellaan 'hyvityksenä', ei kokonaisheikentymättömyys toteudu. Kun tilannetta B, jossa on alueiden yli summattuna yhteensä 500 % tilaa jäljellä, verrataan tilanteeseen A, jossa on yhteensä 600 % tilaa jäljellä, havaitaan, että 1/6 elinympäristön tilasta on menetetty. (C) NNL hyvitys vaatii esimerkiksi 20 % ennallistamishyvityksen viidellä alueella, jolloin yhden luonnontilaisen alueen täysi menetys tulee hyvitettyksi ($5 \cdot 20\% = 100\%$). Tämä esimerkki on vahvasti yksinkertaistettu, sillä käytössä on vain yksi biodiversiteetin mittari, ja lisäksi oletetaan, että ennallistaminen palauttaa elinympäristöt luonnontilaan. Esimerkki myöskin koskee kertaluonteista ennallistamis- tai suojelutoimea, ei jatkuvaa hoitoa vaativaa elinympäristöä.

Ylikompensointi (engl. net gain; net positive impact, NPI; Gibbons & Lindenmayer 2007; McKenney & Kiesecker 2010; Bull ja Brownlie, 2015) tarkoittaa, että hyvityksiä tehdään aiheutettuja haittoja enemmän; aiheutetut haitat hyvitetään siis ylimääräisesti. Käytämme tässä dokumentissa asiasta englanninkielestä peräisin olevaa lyhennettä NPI parina käsitteelle NNL.

Osittaishyvitys (engl. Limited loss; Moilanen & Laitila 2015) tarkoittaa, että hyvityksiä tehdään, mutta aiheutettua vahinkoa ei hyvitetä täysimääräisesti (kts. myös kappale 7).

Joustavuus. (engl. flexibility; substitutability, interchangeability, replaceability, fungibility; Bull ym. 2015; kappale 1.3) Kuinka paljon joustoa sallitaan tilassa, ajassa ja luontopiirteiden välillä, kun ekologinen hyvitys määritetään.

Pysyvyys. Jos haittojen voidaan katsoa olevan pysyviä, on myös hyvitysten oltava pysyviä (kappale 3.1). Hyvitysten pysyvyys voidaan turvata esimerkiksi asettamalla hyvitysalue suojeleluun.

Aikadiskonttaus, nykyarvolaskenta. Laskennallinen menetelmä, jonka avulla viivästyneesti toteutuvia hyötyjä voidaan arvottaa alemmaksi kuin nopeasti toteutuvia hyötyjä.

Ennallistamishyvitys (engl. restoration offset; kappale 5.3). Hyvitys, joka toteutetaan elinympäristöjä ennallistamalla tarkoituksena parantaa elinympäristön tilaa, ja hyvittää siten toisaalla aiheutettu haitta.

Suojeluhyvitys (engl. avoided loss offset, averted loss offset; kappale 5.4). Suojeluhyvitys tuotetaan suojelemalla alueita, tarkoituksena estää todennäköinen tuleva haitta tai heikennys. Suojeluhyvitys toimii ainoastaan, jos alueen lakisääteinen tai muuhun maankäytöpäätökseen perustuva pysyvä suojeleminen ehkäisee uhkaavan heikennyksen tai vaikuttaa positiivisesti elinympäristöjen tilaan tulevaisuudessa.

Suojeluhyvityksen taustatrendi (engl. baseline of decline, counterfactual; kappale 5.6). Oletus, johon vertaamalla suojelehuivityksen vaikutuksen suuruus arvioidaan. Esimerkiksi tilanteessa, jossa elinympäristön tilan arvioidaan heikkenevän hitaasti ihmistoiminnan seurauksena, mutta suojelehuivityksen seurauksena heikennys pysähtyy, on taustatrendin ja vakaan tilan välinen erotus laskettavissa suojelehuivitykseksi.

Haittojen vuotaminen (engl. leakage; kappale 5.5). Etenkin suojelehuivitys voi johtaa käyttöpaineiden ja heikennysten siirtymiseen muualle. Jos näin käy, ei kokonaisheikentymättömyys välttämättä toteudu maisematasolla. Haittojen mahdollinen vuotaminen täytyy huomioida, kun hyvityksen suuruutta arvioidaan.

Hyvityskerroin, kerroin (engl. multiplier, compensation ratio, offset ratio, mitigation ratio, replacement ratio; Dunford ym. 2004; Bruggeman ym. 2005; Moilanen ym. 2009; kappale 6). Pinta-alan kerroin, jonka avulla huomioidaan ja hallitaan hyvitykseen väistämättä liittyviä viiveitä, epävarmuuksia ja joustoja.

Lisäisyys (engl. additionality) tarkoittaa sitä, että hyvitys tuottaa lisäisiä tai ylimääräisiä elinympäristön tilan parannuksia (kappale 5.1). Toimet jotka olisi tehty jostain toisesta syystä, tai joiden tekemiseen on esimerkiksi lainsäädännöllinen velvoite, eivät tuo lisäisyyttä eivätkä kelpaa hyvitykseksi.

Luontopiirre. Yleisnimitys biodiversiteetin osille, sisältäen mm. lajit, populaatiot, lajien yksilöt, populaatioiden geneettiset ominaisuudet, ekosysteemit, elinympäristöt, ekologiset yhteisöt, ekosysteemiprosessit, sekä usein myös ekosysteemipalvelut.

1.2 Esimerkkejä toimenpiteistä, jotka eivät ole ekologisia hyvityksiä

Yksi alue tuhoetaan. Toinen samaa luontotyyppiä edustava luonnontilainen alue, jolla ei ole käyttöpaineita, suojellaan. Tässä tapauksessa toisen alueen suojelu ei ole ekologinen hyvitys, koska ensin oli kaksi aluetta, nyt on yksi (ks. kuvio 2). Uutena suojellusta alueesta voidaan katsoa koituvan hyvitystä vain, jos elinympäristön tila suojelun myötä paranee (luonnontilaista aluetta ei voi parantaa), tai jos suojeltavan elinympäristön tilan arvioidaan heikkenevän hitaasti ihmistoiminnan seurauksena ja suojelu ehkäisee uhkaavan heikennyksen. Tällöin suojelu tuottaisi osittaishyvityksen.

Rakennushankkeen alta siirretään kasvillisuutta turvaan (esim. ekosysteemihotelli http://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus_kehittaminen/Tutkimus_ja_kehittamishankkeet/Hankkeet/Ekosysteemihotelli). Kasvillisuus siirretään myöhemmin osittain takaisin. Kyse ei ole ekologisesta hyvityksestä, vaan haittavaikutusten minimoinnista. Ympäristö on hankkeen jäljiltä kokonaisuudessaan heikommassa tilassa kuin ennen.

Uhanalaisen lajin populaatiolle koitua haitta hyvitetään luomalla lajille korvaava elinympäristö. Kyse on osittaishyvityksestä, jossa voidaan saavuttaa>NNL tälle yhdelle lajille, mutta kaikki muut ekosysteemin osat kärsinevät tappiota. Yksi laji on vain pieni osa mistään ekosysteemistä, ja hankkeen mainosarvo voi olla suurempi kuin sen ekologinen vaikuttavuus.

Yksi luonnontilainen hehtaari elinympäristöä tuhoutuu kokonaan ja tämä korvataan ennallistamalla yksi heikentynyt hehtaari toisaalla. Kyse on osittaishyvityksestä. Osittainen paranus yhdellä hehtaarilla ei vastaa hyvälaatuisen hehtaarin täydellistä menetystä. Kokonai-heikentymättömyys voidaan mahdollisesti saavuttaa ennallistamalla useampi hehtaari.

Ennallistamishyvitykseksi määrätään alue, joka olisi pitänyt jo muutenkin ennallistaa, esimerkiksi kansallisten luontoa koskevien säädösten tai jonkun kansainvälisen sopimuksen johdosta. Lisäisyys ei tällöin toteudu, ja nettohöyty on nolla.

1.3 Joustavuus on keskeinen käsite

Maailman ekologinen todellisuus voidaan ilmaista kolmen pääakselin kautta: mitä luontopiirteitä (tyyppi) on missä (paikka) ja milloin (aika) (Wissel ja Wätzold 2010). Myös haitat ja niiden hyvitykset voidaan ajatella ilmaistavan näiden kolmen akselin kautta: mitä ja kuinka paljon menetetään, mistä ja milloin? Mitä hyvitystä tuotetaan, minne ja milloin? Tähän liittyy keskeinen käsite, joustavuus: kaikki hyvitykset ovat jollakin käsitteellisellä tai operatiivisella tasolla joustavia. Tämä selitetään seuraavaksi.

Vaatus samanlaisena hyvityksestä ja NNL:stä on yksi ekologisen kompensaation suurilla illuusioilla. Koska biodiversiteettiä on mahdoton mitata aivan tarkasti ja koska sen muutoksia on vielä vaikeampi ennustaa, on valheellista esittää, että NNL:n toteutuminen voitaisiin tietää varmuudella kaikille lajeille ja elinympäristöpiirteille. Usein biodiversiteetin mittaamista onkin yksinkertaistettu merkittävästi, kuten tehtiin esimerkiksi laajalti tunnetussa habitaattihehtaarihäestymistavassa (Parkes ym. 2003). Lisäksi kunkin alueen lajisto voi olla geneettisesti uniikkia, mutta geneettisestä vaihtelusta tiedetään aineistotasolla hyvin vähän minkään elinympäristön osalta. Kun tarkastellaan ekologian toista tärkeää akselia, tilaa, havaitaan, että hyvitysten määrityksessä joudutaan tekemään subjektiivisia päätöksiä siitä, kuinka lähellä haitta-alueita hyvitykset vaaditaan toteutettavaksi. Aika-akselin kohdalla havaitaan, että ennallistamisen seurauksena tapahtuvaan elinympäristöjen palautumiseen liittyy väistämättä aikaviiveitä, mikä liittyy joustoon aika-ulottuvuudessa. Päätelmä on, että hyvityksissä on väistämättä joustoa tilassa, ajassa ja kompensoitavien luontopiirteiden välillä. Näin ollen, kaikki hyvitykset ovat todellisuudessa joustavia ja vaadittu samankaltaisuuden taso hyvitysten toteutuksessa on tärkeä, mutta osin subjektiivinen, päätös.

SUOSITUS

Hyväksy väistämätön mutta perusteltu jousto hyvitysten tuottamisessa.

Vaadi korkeampia hyvityskertoimia joustojen ollessa suurempia.

1.4 Kustannustehokkuus ei ole toimivien hyvitysten edellytys

Kustannustehokkuus on yksi suojelubiologian keskeisiä käsitteitä (Carwardine ym. 2008), ja se vaikuttaa myös ekologisten hyvitysten suunnitteluun (Pouzols ym. 2012). Kyse on pohjimmiltaan siitä, kuinka tuotetaan suurin hyöty rajallisella budjetilla. On tärkeää ymmärtää, että vaikka kustannustehokkuus on hyvitysten toteuttajalle tärkeää, ei vaatimus NNL:stä sinällään ota kantaa kustannuksiin. Hyvitys voi olla edullinen ja NNL, tai sitten kallis ja NNL. Molemmat ovat hallinnon ja biodiversiteetin kannalta samanveroisesti NNL.

On selvää, että hyvitykset maksavan tahon kannalta on toivottavaa, että hyvitykset tuotetaan mahdollisimman edullisesti, sillä ne ovat kustannus liiketoiminnalle (esim. Spash 2015). Kustannussäästöjen etsinnästä saattaa seurata hyvitysten osittainen epäonnistuminen. Esimerkiksi kun Kanadassa arvioitiin hyvitysten toteutumista, havaittiin, että hyvityksiä oli toteutettu ja ylläpidetty alle 1/4 säästöjen vaatimasta määrästä (Harper & Quigley 2006). On selvää, että kustannussäästöjen tavoittelu voi (i) johtaa hyvitysten määrittämiseen epärealistisen pieninä, (ii) hyvitysten toteuttamiseen mahdollisimman halvalla (ja sen seurauksena jotenkin heikosti tai epävarmasti), sekä (iii) hyvitysten vajavaiseen valvon-

taan. Kustannustehokkuus ei saa johtaa siihen, että esimerkiksi luvan ehtona oleva hyvitys ei olekaan sellainen kuin lupa edellyttää.

SUOSITUS

Älä hyväksy kompromissia hyvityksissä kustannustehokkuuden perusteella. Huomioi, että hyvitysten määrä, laatu ja valvonta tulee määritellä siten, että toteutuksen mahdolliset kustannussäästöt eivät johda hyvitysten epäonnistumiseen. Säästöistä seuraava kasvanut epävarmuus tulee huomioida korkeammalla epävarmuuden kertoimella.

1.5 Tekijät, joihin tässä dokumentissa käsiteltävät asiat vaikuttavat

Tässä dokumentissa käsiteltävät asiat vaikuttavat eri tavoin seuraaviin näkökulmiin, jotka saattavat näyttäytyä eri lailla tärkeinä erilaisille toimijoille (viranomainen, haitan aiheuttaja, hyvitysten toteuttaja, jne.). Tässä dokumentissa näitä asioita käsitellään lähinnä ympäristöviranomaisen näkökulmasta.

- *Tyyppi.* Mitkä lajit ja elinympäristöt hyvityksestä hyötyvät? Kuinka samanlaisena hyvitys toteutuu?
- *Hyvitysvaihtoehtojen määrä.* Kuinka paljon vaihtoehtoja hyvitysten toteuttamiseksi löytyy? Jos vaihtoehtoja löytyy paljon, on todennäköistä, että joukossa on luontoarvoiltaan lupaavia alueita, joilla hyvityksen toteuttaminen on samalla suhteellisen edullista.
- *Hyvityskertoimet.* Moni alla käsiteltävistä tekijöistä vaikuttaa korottavasti siihen, kuinka suuri hyvityskertoimen pitää olla, jotta hyvitys on uskottavasti>NNL. Hyvityskertoimen kasvattaminen kasvattaa hyvitysten kustannuksia.
- *Uskottavuus.* Kuinka uskottavaa on, että ehdotettu hyvityspaketti on oikeasti>NNL? Jos hyvitykset eivät ole esimerkiksi pysyviä, on syytä epäillä ja arvioida toteutuuko>NNL aidosti.
- *Toteutettavuus.* Kuinka helposti, jos ollenkaan, on hyvitys toteutettavissa toteuttajan näkökulmasta? Jos vaaditaan esimerkiksi samanlaisena hyvitys hyvin lähellä haitta-aluetta, on mahdollista, että vaadittua hyvitystä ei todellisuudessa voida toteuttaa.
- *Kustannukset.* Kuinka paljon hyvityspaketin toteutus maksaa. Tämä ei välttämättä kiinnosta viranomaista, eikä luontoarvoilla ole hintaa, mutta seurauksia voi silti olla, koska hyvitysten tarvitsijalla ja toteuttajalla on ilmeinen tarve minimoida kustannuksia.

1.6 Ekologinen kompensatio verrattuna habitaattipankkiin tai kompensatiorahastoon

Ekologinen hyvitys tuotetaan useimmiten haitan toteutumisen jälkeen esimerkiksi ennallistamistoimien avulla. *Habitaattipankin* idea on, että hyvitys on tuotettu etukäteen (esim. Bekessy ym. 2010). Tällöin heikennystä aiheuttava projekti voi ostaa valmiin hyvityksen habitaattipankilta. Habitaattipankin ja jälkikäteen tehtävän hyvityksen välillä on merkittävä ero sen suhteen, missä hyvitysprojektin epävarmuudet ovat.

Habitaattipankissa aikaviiveet (kappale 3.2) ja aikaa koskevat epävarmuudet lakkaavat olemasta ja toisenlainen epävarmuus tulee tilalle. On yleisesti epäuskottavaa, että habitaattipankissa olisi merkittävä määrä erilaisia elinympäristöjä ennallistettuna, ja nopeasti joudutaan tilanteeseen, jossa haitta-alueen elinympäristöjä ei ole habitaattipankissa valmiiksi olemassa, ei ainakaan oikealla alueella. Luonnollinen seuraus on, että paine lisätä joustoa piirteiden välillä kasvaa sopivan hyvityksen löytymiseksi. Onko jouston salliminen toivottavaa vai ei, riippuu tilanteesta. Koska on edellistä vielä todennäköisempää, että habitaattipankilla ei ole varastossa kaikkia elinympäristöjä ennallistettuna ympäri maan, toinen seuraus on, että joustoa tilassa on kasvatettava. Oma kysymyksensä on myös, kuka määrittelee habitaattipankin toimittaman hyvityksen suuruuden, lisäisyys huomioiden (kappale 5.1): pankki itse, vai jokin riippumaton taho?

Kolmas ekologisten hyvitysten toteutusmekanismi voi olla kompensatiorahasto. Kompensatiorahasto toimii niin, että haittaa aiheuttava taho tallettaa rahastoon rahaa, jonka viranomaisen sitten hyödyntää luonnon kannalta parhaalla mahdollisella tavalla. Calvet ym. (2015) löytää jälkikäteen toteutettavan ekologisen kompensatian, habitaattipankin, ja kompensatiorahastojen välillä merkittäviä eroja taloustieteen näkökulmasta. Kompensatiorahastoa ei missään tapauksessa saa käyttää ympäristöhallinnon normaalien toimintakustannusten kattamiseen, koska silloin lisäisyys ei toteudu ja kyseessä ei enää ole hyvitys.

SUOSITUS

Hyväksy habitaattipankin käyttö hyvityksen toteutuksessa, mutta älä edellytä sen käyttämistä. Huomioi, että habitaattipankin kohdalla ennallistamiseen liittyvät epävarmuudet vaihtuvat kasvaneeseen jouston tarpeeseen.

1.7 Miksi ekologinen kompensatio huolestuttaa?

Yhä useammat maat ovat ottaneet ekologisen kompensaaion käyttöön (Boisvert 2015; Bonneuil 2015). Tästä huolimatta niitä kohtaan tunnetaan laajaa epäluuloa ja niihin kohdistetaan voimakasta kritiikkiä (esim. Spash 2015, kappaleet 7-8). Epäluulo ilmeisesti kumpuaa sovittamattomista eroista eri toimijoiden maailmankuvassa (Mann 2015; Sullivan & Hannis 2015). Esimerkiksi Englannissa erot arvomaailmoissa ja maailmankuvassa ovat johdaneet erittäin vaikeasti soviteltaviin mielipide-eroavaisuuksiin, kun ekologista kompensatiota on hallituksen päätöksestä yritetty jalkauttaa (Lockhart 2015). Onkin oletettavaa, että vaikka hyvitysten laskeminen ja toteuttaminen ovat luonnontieteellisesti pääsääntöisesti mahdollisia, arvomaailmaerojen, poliittisten syiden ja kustannusten vuoksi hyvitykset tulevat usein olemaan jonkunlainen kompromissi. On syytä huomata, että tässä kompromississa useimmiten on kyse ihmisen lyhyentähtäimen edusta, jonka varjolla luonnolta vaaditaan joustoa. Epäluulo on myös selvästi perusteltua, kun arvioidaan ekologisissa hyvityksissä havaittuja ongelmia. Niitä on arvioitu esimerkiksi Australiassa, Kanadassa ja Ruotsissa. Australiassa havaittiin, että korkeintaan 37 % hyvityksistä johti mihinkään mitattavaan ekologiseen hyötyyn (May ym. 2017). Tämä tarkoittaa, että 2/3 oletetuista hyvityksistä jäi kokonaan toteutumatta. Kanadassa tutkittiin lievennyshierarkian ja hyvitysten toteutumista 558 hankkeen kohdalla vuosina 1990-2011 (Poulin ym. 2016). Siellä havaittiin, että tavoitelluista hyvityksistä huolimatta luonnon nettomenetys oli 99 % haitta-alueiden kosteikkoelinympäristöjen ekologisista arvoista. Ruotsissa on arvioitu ekologista kompensatiota ja ympäristön ennallistamista liikenneinfraprojekteissa (Persson ym. 2015). Siellä havaittiin, että yli 90 % kunnista ei ollut käyttänyt ekologiaa hyvityksiä kertaakaan, ja silloin kun hyvitystä oli käytetty, kohdistui se pienialaisiin habitaatteihin 1:1 hyvityskertoimella, mikä ei tuota lähellekään kokonaisuikentymätöntä tulosta (kappale 7). Ekologisen hyvityksen onnistuminen vaatii järkevän haittojen ja hyvitysten mittaamisen, realistisen suurina lasketut kertoimet, hyvitysten toteutuksen sovitusti, sekä hyvitysten seurannan ja pysyvyyden varmistamisen.

SUOSITUS

Tee näkyväksi yhteiskunnallisessa päätöksenteossa sinänsä väistämättömät kompromissit ja niiden aiheuttama haitta ympäristölle. Vaadi avoimesti perusteluita, kun yhteiskunnan etuun vedoten luonnolta vaaditaan joustoa.

2 Tilaa koskevat oletukset

2.1 Haittojen arvioinnin tilanäkökulma hyvitysten määrittämisessä

Ekologinen hyvitys väistämättä määritetään jossakin alueellisessa kontekstissa. Tämän kontekstin valinta ja valinnan seuraukset on syytä dokumentoida selvästi. Kyse on siitä, että kompensatiorhanke voidaan arvioida erilaisissa spatiaalisissa yhteyksissä, kuten maan, Euroopan tai koko maailman näkökulmasta. Oleellista on, että eri luontopiirteet ovat eri tasoisesti yleisiä tai harvinaisia riippuen spatiaalisesta yhteydestä: laji voi olla yleinen Euroopassa, mutta harvinainen Suomessa, tai päinvastoin (ks. esim. Brown 1984; Päivinen ym. 2005).

Tilanäkökulma voi vaikuttaa ekologisen haitan ja hyvityksen suuruuden ja vastaavuuden arviointiin. Voi esimerkiksi olla niin, että uhanalaiseksi luokiteltu laji pitää hyvittää samanaikaisesti, mutta ei-uhanalaisia lajeja voi käsitellä joustavammin. Tilanäkökulma voi myös vaikuttaa siihen, minkälainen hyvitys voidaan tulkita vaihtona parempaan (kappale 5.2). Hyvitysprojektissa voi olla käytössä useampi tilanäkökulma yhtä aikaa. Esimerkiksi ekosysteemipalvelut (kappale 4.2) voidaan arvioida paikallisesta näkökulmasta.

Tilanäkökulma vaikuttaa:

- Mitkä lajit ja elinympäristöt hyvityksestä hyötyvät?
- Hyvitysvaihtoehtojen määrä. Mitä vähemmän joustoa, sen vähälukuisemmat hyvitysten toteutuksen vaihtoehdot ja sitä kalliimmaksi hyvitys tulee.

SUOSITUS

Tee selkeä päätös hyvitysten tilanäkökulmasta ja esimerkiksi käytetyistä uhanalaisuusluokituksista, kun joustavuus määritellään lajien ja elinympäristöjen osalta.

2.2 Jousto tilassa hyvitysten toteutuksessa

Edellinen kohta koski haittojen arviointia, tämä spatiaalista joustoa hyvitysten toteutuksessa (Wilcox and Donlan 2007; Moilanen 2013; Bull ym. 2015). Kyse on yksinkertaisesti siitä, kuinka kaukana haitta-alueesta hyvitysten toteutus sallitaan. Ekosysteemipalveluiden menetys voi olla syytä hyvittää paikallisesti. Toisaalta biodiversiteettiä koskevat lait ja sitoumukset ovat yleensä voimassa kansallisella tai kansainvälisellä tasolla, minkä johdosta voi ajatella, että biodiversiteetin hyvityksen voisi sallia laajemmalla alueella. Tosin, tällöin tulee tiedostaa, että siirryttäessä luonnonmaantieteelliseltä alueelta toiselle, vähenevät mahdollisuudet samanlaisena hyvitykseen ja jouston tarve voi siksi kasvaa.

Hyvitysalueiden sijainnin valintaan liittyvät ainakin seuraavat näkökulmat:

- Jos hyvitykset pitää toteuttaa aivan haitta-alueen lähellä, voi olla, että>NNL-hyvitystä ei ole mahdollista toteuttaa, koska sopivan elinympäristön pinta-ala ei riitä hyvityksen uskottavaan tuottamiseen.
- Jousto tilassa vaikuttaa hyvitysaluekandidaattien määrään: mitä suurempi jousto tilassa, sitä enemmän vaihtoehtoja, ja sitä matalammat kustannukset. Jos joustoa on hyvin vähän, voivat kustannukset kasvaa esimerkiksi siksi, että täytyy käyttää järeämpiä ennallistamismenetelmiä.
- Jousto tilassa lisää myös parempaan vaihtamisen mahdollisuuksia.
- Jos hyvitykset ovat kaukana haitta-alueesta, saattaa hyvitys jäädä vajaaksi paikallisten sidosryhmien näkökulmasta.

Vaikuttaa:

- Hyvitysvaihtoehtojen määrä. Mitä enemmän joustoa, sitä enemmän on vaihtoehtoja hyvitysten toteutukseen, ja sitä edullisemmaksi hyvityksen toteutus tulee.
- Haitta-alueen lähellä asuvien tyytyväisyys hyvitykseen.

SUOSITUS

Salli harkiten jousto tilassa, mutta harkitse vastikkeeksi korkeamman hyvityskertoimen ($K_j > 1$) vaatimista. Huomaa, että jos hyvitys vaaditaan hyvin lähellä haitta-aluetta, on mahdollista, että kokonaisheikentymättömyys ei ole uskottavasti mahdollinen.

2.3 Kytkeytyvyydestä

Kytkeytyvyys ei ole ensisijainen kriteeri hyvitystä määritettäessä, mutta koska aihe epäilemättä tulee esille myös hyvitysten yhteydessä, esitetään seuraavaksi muutama asiaan liittyvä näkökanta. Elinympäristöjen määrä, laatu ja kytkeytyvyys määräävät maiseman kantokyvyn (esim. yksilömääränä mitattuna) jonkin lajin kannalta. Näistä määrä ja laatu ovat ensisijaisia; kytkeytyvyys vaikuttaa lähinnä siihen kuinka suuri osa kantokyvystä on käytössä (Hodgson ym. 2011). Kytkeytyvyys (esim. Kool ym. 2013) on operatiivisesti vaikea käsite, sillä kytkeytyvyys on erilaista eri lajien näkökulmasta. Sen vaikutus ja mittakaava riippuvat siitä, onko kyse kasveista vai eläimistä, liikkeestä maata pitkin vai ilmassa? Kytkeytyvyys voi olla erilaista elinpiirin, paikallispopulaation, metapopulaation tai geenivirran kannalta. Oma kysymyksensä on maisemarakenne, joka sallii lajien esiintymisaluiden muutokset vaikeasti ennakoitavan ilmastonmuutoksen seurauksena. Kytkeytyvyyden vaikutusten tarkka huomioiminen onkin asian monimutkaisuuden johdosta käytännössä mahdotonta myös ekologisen hyvityksen yhteydessä. Tästä huolimatta voi seuraavia näkökulmia pitää mielessä, siltä varalta, että kytkeytyvyyttä halutaan huomioida asiantuntijatyön pohjalta:

- Kytkeytyvyys on suurimmillaan, kun luonnontilaista elinympäristöä on suuri yhtenäinen alue.
- Kytkeytyvyyden vaikutus on suurin, kun elinympäristö on jossakin määrin pirstoutunut. Jos elinympäristö on hyvin kytkeytynyttä tai hyvin pirstoutunutta, ei pienillä kytkeytyvyyden muutoksilla ole suurta merkitystä.
- Pienen hyvitysalueen ekologinen laatu saattaa kärsiä reunavaikutusten sekä pienten populaatioiden ongelmien johdosta. Tästä syystä hyvitykset on ensisijaisesti syytä toteuttaa suurehkoilla yhtenäisillä alueilla.
- On eduksi, jos ennallistamishyvitys toteutetaan lähellä ekologisesti hyvälaatuista elinympäristöä, kuten suojelualuetta, koska tällöin kasvaa todennäköisyys sille, että harvinainen lajisto uudelleenasuttaa hyvitysalueen.
- Jos suuren, ekologisesti hyvälaatuisen ja yhtenäisen alueen menetys hyvitetään monella pienellä palasella, voi kytkeytyvyyden menetyksen kompensoimiseksi olla syytä ottaa käyttöön ylimääräinen kerroin K_c .

SUOSITUS

Kiinnitä huomiota kytkeytyvyyteen, jos haitta-alueet ja hyvitysalueet ovat kytkeytyvyydeltään selvästi erilaiset. Tässä tapauksessa voidaan kytkeytyvyyseroa pyrkiä huomioimaan ylimääräisen kertoimen avulla.

3 Aikaa koskevat oletukset

3.1 Hyvitysten pysyvyys

Onko hyvitys pysyvä vai ei vaikuttaa sekä hyvityskertoimiin että siihen kuinka luotettavana hyvitys nähdään (McKenney and Kiesecker 2010; van Oosterzee ym. 2012; Laitila ym. 2014). Pysyvään hyvitykseen johtavia toimia ovat esimerkiksi lakisääteinen pysyvä suojelu (verrattuna määräaikaiseen sopimukseen) tai kerralla tehtävä ennallistamistoimi (verrattuna toimenpiteeseen, jota pitää toistaa säännöllisesti). Tavanomaista on, että sekä haitta että hyvitys ajatellaan pysyvinä: esimerkiksi infrastruktuurin rakentaminen johtaa pysyviin ekologisiin menetyksiin, jolloin myös hyvitysten tulee olla pysyviä. Kun hyvityksiin sovelletaan aikadiskonttausta (ks. alla), voidaan käsitteellisesti myös ajatella, että pysyvä haitta voitaisiin korvata (suurella) väliaikaisella hyvityksellä, mikä vaatisi omanlaistaan joustoa ajassa. Käytännössä on kuitenkin niin, että jos hyvitykset eivät ole pysyviä, mutkistuu niiden vaikutusten arviointi merkittävästi: kuinka epävarma väliaikainen hyvitys arvotetaan?

Vaikuttaa:

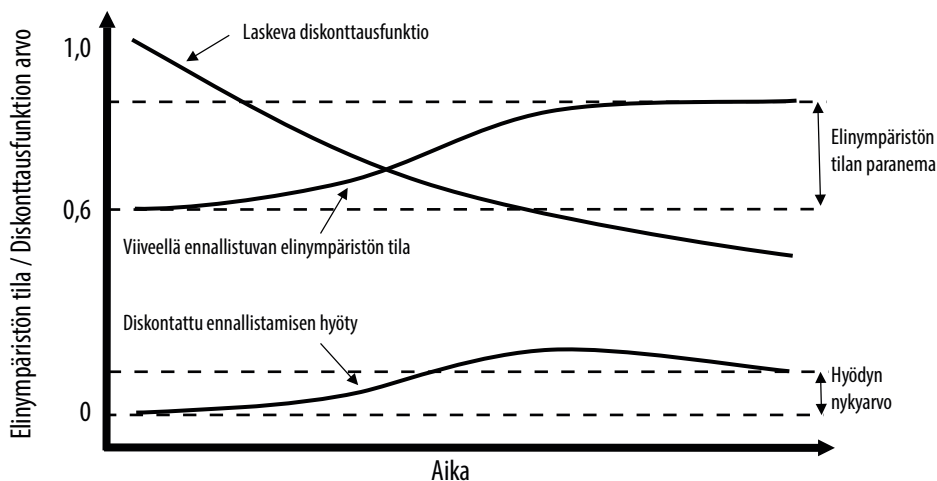
- Ensisijaisesti hyvityksen uskottavuuteen.
- Mahdollisesti sallittaviin toimenpiteisiin. Toistuvasti tarvittava elinympäristön hoito ei ole luotettava hyvitystoimenpide, koska sen pysyvyydestä ei ole taetta. Väliaikaisten tai toistuvien toimenpiteiden kohdalla hyvityksen suuruuden arviointi ja pysyvyyden varmistaminen muuttuvat haasteellisiksi.

SUOSITUS

Vältä hyvitystoimia, joilla ei ole pysyvää vaikutusta. Tämä vähentää hyvitysten epävarmuutta sekä yksinkertaistaa hyvitysten määrittämistä ja seuranta.

3.2 Viivästyneen hyvityksen aikadiskonttaus ja nykyarvolaskenta

Aikajoustossa käytettävä hyvityksen aikadiskonttaus ja nykyarvolaskenta koskevat selkeästi ennallistamishyvityksiä, mutta myös suojelehyvityksiä sitä kautta, että myös suojelehyvityksen hyöty realisoituu vasta pitkän ajan yli. Tilanne on usein sellainen, että ekologinen haitta toteutuu nopeasti (muutamana vuoden sisään), mutta ennallistamishyvytyys realisoituu ehkä vasta vuosikymmenien kuluttua. Esimerkiksi metsän ennallistuminen vanhaksi metsäksi kestää vähintään vuosikymmeniä, ja tällaisten hitaasti ennallistuvien elinympäristöjen kohdalla vaikutusten välttäminen on selvästi suositeltavampaa kuin hyvitysten haku ennallistamalla (esim. Vesik ym. 2008). Jos haitta on käytännössä välitön, mutta hyvitys realisoituu pikkuhiljaa, on tasapuolisuuden vuoksi tarpeen tehdä aikadiskonttaus ja nykyarvolaskenta ennallistamishyödyille. Miksi näin on? Aivan kuten talouslaskennassa, hyvitys kaukana tulevaisuudessa on vähempiarvoisempi kuin hyvitys heti, mm. kasvaneen epävarmuuden vuoksi. Jos tämä oletus hyväksytään, hyväksytään samalla, että aikadiskonttausta ja nykyarvolaskentaa käytetään (Carpenter ym. 2007; Moilanen ym. 2009; Overton ym. 2013; Laitila ym. 2014). Tasapuolisuuden nimessä todettakoon, että aikadiskonttaus voi käsitteellisesti koskea haittoja siinä missä hyötyjäkin, mutta koska rakennushankkeiden haitat useimmiten toteutuvat nopeasti projektin alussa, ei diskonttaus ole tarpeen. Alla oleva kaaviokuva havainnollistaa ennallistamishyvityksen aikadiskonttausta.



Kuvio 3. Kaaviokuva ennallistamishyvityksen hyödyn aikadiskonttauksesta. Heikentynyt elinympäristö jonka nykytila on noin 0,6 luonnontilasta ennallistetaan. Ennallistuminen tapahtuu viiveellä, mutta ajan yli elinympäristön tila paranee. Diskontattu hyöty lasketaan kertomalla elinympäristön tilan paranema laskevalla aikadiskonttausfunktiolla, jolloin viivästyneen hyödyn nykyarvo jää pienemmäksi kuin ennallistamisella aikaansaatu elinympäristön tilan paranema. Kertoimia laskettaessa käytetään paraneman arvona diskontatun hyödyn keskiarvoa ajan yli.

Hyvityksen aikadiskonttaukseen (nykyarvolaskentaan) liittyy ainakin seuraavat näkökohdat:

- Aikadiskonttausta tulisi käyttää rutiininomaisesti ennallistamishyvityksen yhteydessä.
- Aikaviiveiden käsittelyyn liittyy väistämättömiä subjektiivisia päätöksiä: mm., tarkasteluaikavälin valinta ja diskonttausprosentin valinta.
- Jos diskonttausprosentin vaaditaan (yhdenvertaisuuden vuoksi) olevan saman suuruinen kuin yleisesti vaadittava sijoitetun pääoman tuotto, ei etäällä tulevaisuudessa tapahtuvalle paranemiselle lasketa oleellisesti mitään arvoa. Jo muutaman prosentin diskonttauksella ei kymmenien vuosien päästä realisoituvalla hyödyllä ole juurikaan arvoa. Tämä saattaa käytännössä estää ennallistamishyvityksen käytön hitaasti ennallistuvissa elinympäristöissä.
- Diskonttauksessa voisi esimerkiksi käyttää diskonttausprosenttia, joka olisi suunnilleen nollan ja tavanomaisen sijoitetun pääoman tuoton puolivälissä.
- Habitaattipankissa ekologinen hyvitys on tuotettu ennakkoon, eikä aikadiskonttausta hyvityksille siksi tarvita.

Vaikuttaa:

- Ensisijaisesti kertoimiin, ja sitä kautta kustannuksiin.
- Uskottavuuteen sitä kautta, että uskottavuus kärsii, jos aikaviiveiden negatiivista vaikutusta ei myönnetä avoimesti.

SUOSITUS

Vaadi viiveellä toteutuvien hyvitysten aikadiskonttaamista. Tästä tulee hyvityskerroin K_T . Haittojen diskonttaus ei ole tarpeen, jos haitat realisoituvat nopeasti hyvityksiin verrattuna.

3.3 Haitan ja hyvityksen arvioinnin aikaskaala

Kokonaisheikentymättömyyden arviointi vaatii, että haitan ja hyvityksen suhteellinen suuruus on mahdollista arvioida, mikä pohjimmiltaan on määrällinen kysymys. Koska ennallistumiseen liittyy väistämättömiä aikaviiveitä, on operatiivisesti tarpeen päättää, mikä on laskennan aikaikkuna. Jos aikaikkuna on lyhyt, eli vuosikymmen tai pari, eivät ennallistamishyödyt ehdi täysimääräisesti realisoitua, ja hyvityskertoimesta tulee suhteessa suurempi. Toisaalta, jos aikadiskonttaus (ks. edellinen kappale) on voimakas, vähenee myöhempien vuosien vaikutus ja sitä kautta aikavälin pituuden vaikutus nopeasti.

Realistinen hyvitysten tarkastelun aikaikkuna, riippuu tapauksesta, mutta voisi usein olla luokkaa 20–50 vuotta.

Vaikuttaa:

- Kertoimiin, ja sitä kautta kustannuksiin.
- Jos aikaskaala on lyhyt, tulee kertoimista korkeat. Jos hyvitykset ovat pysyviä, mutta arvioinnin aikaikkuna rajallinen, saattaa hyvityksistä pitkällä välillä seurata nettopositiivinen tulos. Tässä mielessä lyhyt aikaväli on luonnon kannalta edullinen valinta.

SUOSITUS

Vaadi selkeää tarkastelun aikaikkunan määrittämistä. Huomioi, että kun hyvitykset vaaditaan toteutuneeksi lyhyemmässä ajassa, kokonaisheikentymättömyys saavutetaan vasta suuremmalla hyvitysalueen pinta-alalla.

4 Luontopiirteiden käsittely

Tässä kappaleessa käsitellään lyhyesti biodiversiteetin ja ekosysteemipalveluiden mittaamisen tasoja. Biodiversiteetin ja ekosysteemipalveluiden mittaaminen on yksi ekologisen kompensaation suurimpia haasteita. Lajeja ja elinympäristöjä on monia. Vaikka Suomi on maapallon mittakaavassa lajiköyhä maa, esiintyy Suomessakin tavanomaisella hehtaarilla vähintään monia satoja lajeja. Lajit eivät ole keskenään vaihdannaisia (Salzman & Ruhl 2000), eikä monimuotoisuutta voi täydellisesti mitata pelkästään yhtä mittaria käyttäen (Purvis & Hector, 2000; Mateos ym. 2015). Toisaalta, edes yhden lajin populaatiokoon luotettava arviointi on vaikeaa, ja vielä vaikeampaa on ennustaa populaatioiden muutoksia luotettavasti. Monen lajin paikallispopulaation demografian tai geneettisen koostumuksen arviointi on äärimmäisen työlästä ja kallista. Niinpä ekologinen kompensaatio on menetelmänä operatiivisesti toimiva ainoastaan, jos biodiversiteetin mittaamisessa sallitaan yksinkertaistuksia (Quétier & Lavorel 2011; Maron ym. 2012; Bull ym. 2013). Toisaalta, liiallinen yksinkertaistaminen voi johtaa epäonnistumiseen biodiversiteetin kuvaamisessa, ja sitä kautta hyvitysten epäonnistumiseen kokonaisuheikentymättömyyden näkökulmasta (Bernhardt ym. 2005; Walker ym. 2009; Bekessy ym. 2010). Erityinen riski on, että hyvitys voi olla heikko ja riittämätön erityisesti elinympäristöltään vaativille lajeille

Hanford ym. (2017) tutkivat empiirisesti kuinka hyvin yksinkertaistettu (yksiulotteinen) biodiversiteetin mittari kattoi tutkimusalueen lajistoa. He tulivat tulokseen, että se ei toiminut. Kyse oli siitä, että yksinkertainen mittari ei voi ennustaa eri lajien esiintyvyyttä kovin hyvin, kun eri lajiryhmillä ja lajeilla kuitenkin on erilaiset vaatimukset elinympäristön suhteen. Laskennallisia tapoja huomioida biodiversiteettiä moniulotteisesti on olemassa (esim. Pouzols ym. 2012; Mandle ym. 2016; Masyek ym. 2016), mutta tällöin ongelmaksi tulee uskottavien aineistojen hankinta.

SUOSITUS

Hyväksy monimuotoisuuden mittaamisen yksinkertaistaminen väistämättömänä tosiasiana. Huomioi, että yksinkertaistusta voidaan kompensoida hyvityskertoimella: jos mitataan yksinkertaisesti, tarvitaan epävarmuuden vähentämiseksi korkeampi hyvityskerroin.

4.1 Biodiversiteetin mittaamisen taso

Alla käsitellään biodiversiteetin mittaamista: mistä lajeista ja elinympäristöistä tietoa hankitaan, millaista tietoa kustakin hankitaan, miten kartoitustieto kerätään, jne. Näiden taulukoiden tavoite ei ole olla tyhjentävä selvitys biodiversiteetin mittaamisesta, vaan pikemminkin havainnollistaa sitä, kuinka monimutkaisesta asiasta lopultakin voi olla kyse.

Taulukko 1. Minkä lajien esiintymisalueista hankkia tietoa?

Taso	heikkoudet, vahvuudet
Kaikki lajit	Ideaalitilanne, mutta esiintymistieto on vaikeaa hankkia eliöistä, jotka ovat harvinaisia, pienikokoisia, vaikeasti havaittavia, tai jotka vaihtavat esiintymisaluetta vuoden mittaan. Epärealistisen vaativa vaihtoehto.
Uhanalaiset lajit	Usein pienet populaatiokoot, mikä ei helpota luotettavien arvioiden tekemistä.
Uhanalaisten lajien ryhmätason määrät	Kuten yllä, mutta summattuna per ryhmä, kuten 'uhanalaiset sammallajit'. Helpompi ja luotettavampi mittari kuin edellinen.
Indikaattorilajit	Oletuksen mukaan osoittavat muun merkittävän lajiston läsnäoloa. Periaatteessa valittu niin, että helppoja havaita ja tunnistaa. Käytetty vaihtoehto lajiston kartoituksessa, mutta indikaatioperusteet usein hyvin puutteellisesti tutkittuja (Halme et al. 2009).
Avainlajit	Usein yleisiä lajeja, joiden ajatellaan olevan tärkeitä ekosysteemin rakenteelle ja ekosysteemin toiminnalle.
Vain yksi laji	On mahdollista, että lainsäädäntö vaatii ainoastaan yhden tietyn lajin hyvityksen. On syytä tiedostaa, että tämä ei ole läheskään>NNL, koska yksi laji on vain pieni osa eliöyhteisöstä.

Kartoitettavien lajien tai lajiryhmien valinta ei ole yksinkertainen asia. Todennäköisesti asiasta on syytä tehdä tapauskohtainen päätös, missä huomioidaan kompensatioprojektin erikoispiirteet. Päätöstä tehtäessä voidaan huomioida, että todellisuudessa ei ole välttämätöntä tutkia tilannetta kaikkien yksittäisten lajien kannalta. Monien lajien esiintymisen on korreloitunutta, ja esimerkiksi indikaattorilajien esiintyvyyttä tai ryhmätason tietoa voidaan hyödyntää yleiskuvan saamiseksi. Ajatus on, että osa lajistosta toimii *edusteena* (engl. surrogate) muun lajiston esiintymiselle.

SUOSITUS

Harkitse olisiko mahdollista toimia elinympäristöjen tasolla, koska elinympäristöt (ja niiden kunto) on verraten helppo kartoittaa ja elinympäristöt edustavat suurta joukkoa lajeja kerralla.

Taulukko 2. Millaista tietoa lajeista hankitaan?

Taso	Heikkoudet ja vahvuudet
Geneettinen tieto	Kertoo esim. populaation kyvystä sopeutua muutoksiin, kuten ilmastonmuutos. Tätä tietoa ei ole yleisesti tarjolla.
Populaatiokoko	Hyödyllinen tieto, mutta edelleen vaikeasti arvioitavissa (luotettavasti) per laji. Jos arvioidaan, niin ehkä ainoastaan valituille uhanalaisille tai indikaattorilajeille.
Populaatiokoon indeksi	Karkeampi populaatiokoon estimaatti. Hyödyllinen.
Ryhmätason esiintyvyyssmitat	Esim. uhanalaisten lintujen lajimäärä. Paljon helpompi ja luotettavampi mitata kuin lajikohtaiset tiedot.
Esiintymistieto	Tieto havaitusta esiintymisestä, mutta ei populaatiokoosta. Voidaan käyttää tietyissä mallinnusmenetelmissä. Hyödyllinen menetysten ymmärtämiseen haitta-alueella. Mutta miten arvioidaan näin karkean tason hypoteettinen esiintyminen esimerkiksi ennallistamishyvityksen seurauksena? Lajien esiintymisalueet vaihtelevat alinomaa, mikä tekee yksittäisestä esiintymishavainnosta vaatimattoman mittarin.
Esiintyy / ei esiinny	Hyödyllisempää mallinnuksessa kuin pelkkä esiintymistieto. On kuitenkin yleisesti vaikeaa varmistaa, että joku laji ei varmuudella esiinny alueella.

Taulukko 3. Miten hankitaan tietoa lajeista?

Menetelmä	Selitys
Havainto	Selkeää tietoa, mutta monien lajien tarkka maastokartoitus suurien alueiden yli on erittäin työlästä ja kallista.
Laji-habitaatti-assosiaatio	Yleensä lajit ovat assosioituneet jonkun tyyppiseen elinympäristöön, mitä tietoa voidaan hyödyntää tehokkaasti. Habitaatit ovat paljon helpompia kartoittaa kuin yksittäisten lajien esiintyminen. Jos (i) laji-habitaatti-assosiaatio tunnetaan, (ii) habitaattikartta on olemassa, ja (iii) lajin esiintyminen alueella yleensä on havaittu, voidaan habitaattiassosiaatiota hyödyntää arviona lajille sopivan habitaatin määrästä alueella. Tämä on kytköksissä alueen kantokykyyn lajin kannalta.
Tilastolliset esiintymismallit	Tilastollisia malleja, jotka kytkevät lajin esiintymisen ympäristön ominaisuuksiin. Ok, jos taustamuuttujakerrokset ovat olemassa, ja lajista on sen verran havaintoja, että mallinnus on uskottavaa. Toki myös tekninen kapasiteetti mallien tekemiseen tarvitaan.
Spatiaalinen populaatiomalli	Malli, joka kytkee yhteen elinympäristötiedot, ja lajin populaatiodynamiikan, liikkumisen ja demografian. Jo yhden lajin mallintaminen on työlästä, ja vaatii paljon tietoa lajin ekologiasta.

Elinympäristöjen kartoittaminen. Jonkin tason elinympäristö- tai luontotyyppiluokitus on yksinkertaisin tapa lähestyä monimuotoisuuden mittaamista. Luontotyyppejä on suhteellisen tehokasta kartoittaa joko maastossa tai kaukokartoituksena, mutta tieto on epätarkkaa yksittäisten lajien esiintymisen kannalta. Jos elinympäristön esiintyminen kartoitetaan, on tärkeää, että hankitaan tieto myös siitä, kuinka voimakas ihmisvaikutus elinympäristöön on kohdistunut milläkin alueella. Paljonko elinympäristö on heikentynyt vaikuttaa mahdollisen hyvityksen maksimimäärään. Esimerkiksi ojittamaton suo on ekologiselta tilaltaan parempi kuin ojitettu, ja voimakas metsänkäsittely laskee metsän ekologista tilaa. Tieto elinympäristön esiintymisestä ja ekologisesta tilasta on kohtuullinen pohja monimuotoisuuden esiintymisen ymmärtämiselle.

SUOSITUS

Tarkastele hyvityksiä ensisijaisesti elinympäristö- tai luontotyyppitasolla. Lajikohtaisten hyvitysten vaatimista kannattaa harkita tarkkaan. Hyvitysten tuottaminen vaikeutuu tai muuttuu käytännössä mahdottomaksi, jos lajitason vaatimuksia ei pidetä maltillisina.

4.2 Ekosysteemipalvelut

Ekologinen kompensatio on nimensä (engl. biodiversity offsetting) mukaisesti alun perin kehitetty menetetyin monimuotoisuuden hyvitykseen. Monimuotoisuuden hyvittäminen lisäksi voidaan kuitenkin myös ekosysteemipalveluiden menetystä hyvittää, ja niiden huomioimista voi pitää tärkeänä ja luontevana osana ekologista kompensatiota (Jacob ym. 2016; IFC 2012; Gaia ja Pellervo 2017). Vaikka ekosysteemipalvelut kumpuavat biodiversiteetistä ja biodiversiteetin ylläpitämisestä ekosysteemin toiminnasta, kannattaa ekosysteemipalvelut käsitellä omana kokonaisuutenaan hyvityksiä määritettäessä. Tämä johtuu siitä, että ekosysteemipalveluiden kohdalla tulee huomioida myös sellaisia tekijöitä, jotka ovat monimuotoisuuden kannalta epäoleellisia. On käsitteellisesti tärkeä ero, että monimuotoisuuden hyvitys tehdään luonnolle itselleen, mutta ekosysteemipalveluiden hyvitys tehdään korvaamaan ihmiselle koitunut haitta. Monimuotoisuuden hyväksi tehtyjen hyvitysten sekoittaminen ekosysteemipalveluiden hyvitykseen johtaa helposti alkuperäisen luonnon kokonaisheikentymättömyyden tavoittelun hämärtymiseen ja hyvityksen kääntymiseen ihmiselle koituneiden haittojen hyvittämiseen.

Ekosysteemipalvelut eroavat biodiversiteetistä siltä osin, että eri ekosysteemipalveluilla voi olla huomattavan erilainen käyttöarvo paikallisesti. Tästä syystä haitta-alueen ekosysteemipalveluiden menetystä ja hyvitystä tulee tarkastella paikallisten sidosryhmien kanssa yhdessä (esim. IFC 2012). Lisäksi kytkettyvyyden huomioiminen on ekosysteemipalveluiden osalta vielä vaikeampaa kuin lajien ja elinympäristöjen kohdalla (Kukkala & Moilanen 2017). Samoin kuin biodiversiteetin, joidenkin ekosysteemipalveluiden (tuotanto ja säätelypalvelut) ylläpito vaatii riittävän suuret ja ekologiaaltaan hyväkuntoiset alueet. Tämä tarkoittaa, että yksittäisten alueiden tulee olla riittävän suuria ja verkostojen riittävän tiheitä. Lisäksi ekosysteemipalveluiden kohdalla tulee huomioida tarjonnan ja kysynnän kohtaaminen: saavutettavuus on tärkeää esimerkiksi luonnon virkistyskäytön, marjastuksen tai metsästyksen kohdalla. Ekosysteemipalvelut onkin usein syytä hyvittää paikallisesti, mutta näin ei aina ole: esimerkiksi hiilen sidonnan ilmastovaikutusten kohdalla paikalla on vähemmän merkitystä.

On syytä huomata, että ekosysteemipalveluiden täydellinenkin hyvitys ei mitenkään välttämättä tuota tulosta, joka on luontoarvojen kannalta lähelläkään kokonaisheikentym-

mätöntä. Sama huoli ei periaatteessa päde toisinpäin. Jos ekologinen hyvitys toteutetaan samanlaisena ja täydellisenä, ei luonnon tuottamien ekosysteemipalveluiden tarjonnassa pitäisi olla vähennystä. Toki niiden sijainti voi vaihtua, mikä vaikuttaa saavutettavuuteen ja kysynnän ja tarjonnan kohtaamiseen.

SUOSITUS

Vaadi hyvitysten määrittelemistä erikseen luontopiirteille ja ekosysteemipalveluille. Synergioita voi ja kannattaa hakea hyvitysten toteutusvaiheessa. Ekosysteemipalveluiden hyvitys paikallisesti on usein tärkeää, biodiversiteetin kohdalla voi harkita hyvityksen sallimista kauempana.

4.3 Miltä alueilta tarvitaan tietoa biodiversiteetistä ja ekosysteemipalveluista?

Ekologinen haitta tulee arvioida haitta-alueelta, mutta myös sen ympäristöstä, sillä esimerkiksi pöly, melu, vesistövaikutukset, ekologiset reunavaikutukset ja vaikutukset ekologisiin verkostoihin voivat ulottua laajemmalle kuin varsinainen ympäristöä suoraan muokkaava toiminta. Hyvitys taas saattaa tapahtua kauempanakin. Tästä syystä ekologiaa kuvaavaa tietoa voi olla tarpeen hankkia laajaltakin alueelta, mikä voi olla ongelmallista. Alla oleva taulukko tiivistää, miksi tietoa tarvitaan muualtakin kuin pelkästään haitta-alueelta. Tällä kysymyksellä on merkittäviä seuraamuksia monimuotoisuuden mittaamiselle: voi olla hyödytöntä mitata haitta-alueella esiintyvät lajit ja habitaatit hyvin tarkkaan, jos mahdollisista hyvitysalueista on olemassa vain karkeamman tason tietoa.

Taulukko 4. Miltä alueilta informaatiota tarvitaan?

Alue	Mihin aineisto tarvitaan?
Yleinen alue, missä haitta tulee ilmenemään	Jos luontoa kuvaavia aineistoja on tarjolla yleisesti siltä alueelta, missä haitta tulee toteutumaan, on mahdollista yrittää minimoida haittoja sijoittamalla kehityskohteet haittoja minimoiden. Hyödyllistä.
Haitta-alueet	Aineisto tarvitaan korvattavien luontopiirteiden ja ekosysteemipalveluiden määrittämiseksi. Välttämätöntä.
Haitta-alueen ympäristö	Tämä tieto on tarpeellista, kun arvioidaan laajemmalle leviäviä vaikutuksia kuten melu, pöly, ekologiset reunavaikutukset, kytkeytyvyyden lasku jne. Luonto vaurioituu yleensä laajemmalta alueelta, kuin mikä jää suoraan haittoja aiheuttavien toimenpiteiden alle.
Hyvitysalueet	Tarvitaan välttämättä hyvityksen suuruuden arvioinnissa. Sisältää tässä dokumentissa myöhemmin käsiteltävät ennallistamishyvitysten ja suojeluhyvitysten epävarmuudet, vaikutusten vuotamisen, taustatrendioletukset, jne.
Hyvitysaluekandidaatit	Tarvitaan, jos hyvitysalueet halutaan valita suuremmasta joukosta kandidaattialueita. Hyödyllistä.
Hyvitysaluekandidaattien ympäristö	Hyvitysalueet ovat vuorovaikutuksessa ympäristönsä kanssa, esimerkiksi lajien alueellisen populaatiodynamiikan välityksellä. Ympäristön laatu voi esimerkiksi vaikuttaa siihen, mitkä lajit saattaisivat kolonisoida ennallistettavan alueen.
Koko maisema	Hyödyksi maisematason ekologisten vaikutusten arvioinnissa, haitallisten vaikutusten välttämässä, ja ekologisten verkostojen huomioidussa suunnittelussa.
Kansallisen tason tai laajempi informaatio	Auttaa ymmärtämään kuinka harvinaisia luontopiirteet ovat laajemmassa mittakaavassa. Laajalti harvinaisia piirteitä tulisi, jos jotakin, painottaa enemmän. Tällaista tietoa löytyy esim. lajien ja elinympäristöjen uhanalaisuusarvioissa.

Kuten huomataan, olisi hyödyksi, että luontoa kuvaavaa (paikka)tietoa olisi laajemmalta-kin alueelta kuin pelkästään haitta- ja hyvitysalueelta. Tämä on merkittävä vaatimus. Koska tarkan luontoa kuvaavan tiedon hankkiminen laajalta alueelta on vaikeaa ja työlästä (ja siksi kallista), joudutaan biodiversiteetin ja ekosysteemipalveluiden mittaamista yksinkertaistamaan, mikä puolestaan voi herättää kysymyksiä hyvitysten luotettavuudesta.

5 Hyvitystoimenpiteet

5.1 Lisäisyys

Pysyvyys, lisäisyys, ja vaikutusten vuoto ovat hiilihyvitysten keskeisiä käsitteitä (van Oosterzee ym. 2012), ja sitä ne ovat myös ekologisten hyvitysten kohdalla. Lisäisyys tarkoittaa, että hyvitykseksi ei voi laskea toimenpidettä, mikä tehtäisiin jo muutenkin. Jos alue ennallistetaan muiden velvoitteiden takia, ei se voi samalla olla minkään heikennystä aiheuttavan toimenpiteen ennallistamishyvitys. Jos luonnontilaisen alueen vahingoittaminen on jo kielletty/estetty, se ei käy suojeluhyvitykseksi, kun ei ole mitään odotettavissa olevaa heikennystä, joka poistuisi. On hyvä huomata, että heikennysten hyvitykseen tehtyjä toimenpiteitä ei tule myöhemmin laskea kansallisten suojelovelvoitteiden täyttämiseen (IUCN 2016; Maron ym. 2016). Tämä johtuu siitä, että hyvityksillä kompensoidaan vain jonkin toiminnan aiheuttamia heikennyksiä eivätkä ne näin paranna maiseman tilaa, vaan yleensä vain ylläpitävät ekosysteemien tilaa tai hidastavat sen heikkenemistä. Poikkeuksena voivat olla tilanteet, joissa saavutetaan NPI, jolloin>NNL:n ylittävältä osalta hyötyjä voidaan ehkä käyttää myös muuhun raportointiin tai hyvittämiseen.

Anekdootina todettakoon vielä tilanne, jossa uusi haitta halutaan kohdistaa alueelle, jossa aiemmin on toteutettu hyvitys. Tässä tilanteessa alueen hyvittäminen täytyy kokonaisheikentymättömyyden ylläpitämiseksi tehdä kahdesti: yhden kerran haitta-alueen itsensä vuoksi ja toisen kerran hyvityksenä sille, että alue ei enää toteuta aiemman projektin hyvitystä. Jos näin ei vaadittaisi, olisi mahdollista, että alue A kompensoidaan alueella B; sitten alue B tuhotaan ja kompensoidaan alueella C; sitten C tuhotaan ja kompensoidaan alueella D, jne. Tällaisesta ketjuttamisesta seuraa, että monia alueita tuhoutuu ja vain yksi hyvitysalue jää, jolloin maiseman kokonaislaatu laskee askel kerrallaan.

SUOSITUS

Vaadi perusteltu arvio lisäisyydestä kaikilta hyvitykseksi esitetyiltä toimilta ja alueilta. Jos lisäisyys ei toteudu, ei alue/toimenpide käy hyvitykseksi. Jos lisäisyys toteutuu vain osin, käyvät toimenpiteet hyvitykseksi vain siltä osin kuin lisäisyys toteutuu.

5.2 Parempaan vaihtaminen

Tällä tarkoitetaan heikennettävän tai tuhottavan elinympäristön vaihtamista toisenlaiseen elinympäristöön, jota pidetään luonnonsuojelullisesti haitta-alueita arvokkaampana elinympäristönä (Habib ym. 2013). Tällöin vaaditaan joustavuutta siinä mielessä, että hyvitys sallitaan toteutettavaksi muille lajeille tai elinympäristöille kuin niille, jotka olivat haitta-alueella. On subjektiivinen päätös, sallitaanko parempaan vaihtaminen, ja mitä hyvityskertoimia siinä käytetään.

Vaikuttaa:

- Vastaavuuteen. Mitä luontoa menetetään ja mitä saadaan tilalle.
- Toteutettavuuteen. Jos parempaan vaihtaminen sallitaan, tulee enemmän vaihtoehtoja tarjolle, mikä lisää toteutettavuutta ja mahdollisesti laskee yksikkökohtaisia kustannuksia.
- Uskottavuuteen. Tilanteesta riippuen uskottavuus voi kasvaa tai vähetä.
- Kertoimiin. Parempaan vaihdettaessa joudutaan ottamaan kantaa erilaisten elinympäristöjen kohtuulliseen vaihtosuhteeseen.
- Kustannuksiin: hyvitys toisessa elinympäristössä voi vaikuttaa kustannuksiin merkittävästi niin kertoimien kuin ennallistamisen tai suojelun yksikkökustannusten kautta.

SUOSITUS

Salli harkitusti haitta-alueen vaihtaminen luonnonsuojelullisesti arvokkaampana pidettyyn elinympäristöön tai luontotyyppiin. Tiedosta kuitenkin, että salliminen on subjektiivinen päätös ja kiinnitä huomiota hyvityskertoimien riittävyteen.

5.3 Ennallistamishyvityksen erityispiirteitä

Hyvityksen tuottaminen ennallistamalla heikentyneitä elinympäristöjä on ensimmäinen kahdesta merkittävästä tavasta tuottaa hyvitystä. Elinympäristöjen ennallistaminen on kokonaan oma tieteenalansa. Ennallistaminen etenee siten, että ennallistamistoimenpiteen seurauksena alueen abiottinen tai biottinen tila muuttuu. Sitten eliöyhteisön vaste muuttuneisiin olosuhteisiin ja luontainen sukkessio pikkuhiljaa muuttavat ympäristöä luonnontilaisemmaksi. Ennallistamiseen voi liittyä merkittäviä aikaviiveitä ja epävarmuuksia. Spake ym. (2015) arvioi kokoomatutkimuksen keinoin eri lajiryhmien ennallistamisen nopeutta laukean vyöhykkeen metsissä. He tulivat tulokseen, että vanhan metsän lajiston

ennallistuminen vaatii välillä 90-180 vuotta eliöryhmästä riippuen, kun tavoitteena on 90 % alkuperäisen vanhan metsän ekosysteemin laadusta.

Esimerkiksi Maron ym. (2012) ja McAlpine ym. (2016) käsittelevät ennallistamista ekologisen kompensaation menetelmänä. Jokaisen elinympäristön ennallistamisessa on omat erityispiirteensä. Kuinka hyvin ennallistaminen onnistuu, riippuu oleellisesti siitä, kuinka paljon alueen abioottinen ja bioottinen ympäristö on heikentynyt (Maron ym. 2012; McAlpine ym. 2016). Tietynlaisia heikentymiä on mahdollista ennallistaa: esimerkiksi jonkin paineen poistaminen, vieraslajin hävittäminen tai resurssien lisääminen jollekin lajille, ovat helpohkoja ennallistamisen menetelmiä. Toisaalta, vahvasti vaurioitunut elinympäristö ei yleensä palaa ennalleen, jos lajisto on muuttunut merkittävästi. Kemiallisesti muuttuneen ympäristön korjaaminen voi olla käytännössä mahdotonta. EU:n tuomioistuin on äskettäin todennut ennallistamisen epävarmuuden perusteeksi sille, että paikallisia ennallistamistoimia ei voi lukea hyväksi, kun ympäristöhaittojen suuruutta arvioidaan Natura 2000 -alueilla (Schoukens & Cliquet 2016).

Riippumatta ennallistamistoimien laadusta, on ennallistamishyvityksellä yleispäteviä piirteitä.

- Ennallistaminen tapahtuu aina viiveellä (Zedler & Callaway 1999; Hilderbrand ym. 2005). Aikaviive tulee huomioida hyvityskertoimien määrityksessä (kappale 3.2).
- Ennallistamiseen voi liittyä aikaviiveen lisäksi epävarmuuksia ennallistamisen onnistumisesta (Suding 2011). Näitä voidaan huomioida ylimääräisellä hyvityskertoimella.
- Yksi ennallistettu hehtaari ei vastaa yhtä kokonaan tuhoutunutta hehtaaria. Tätä koskeva kerroin tulee määrittää realistisesti. Jos ennallistaminen parantaa elinympäristön tilaa osuudella x haitta-alueen tilaan verrattuna, on hyvityskerroin $1/x$. Ennallistamisen osittaisesta vaikutuksesta johtuen tämä kerroin on tyypillisesti huomattavasti suurempi kuin 1, ja se tulee aina arvioida tapauskohtaisesti.
- Tavanomainen generalistilajisto, ekosysteemin toiminta, sekä ekosysteemipalvelut voi olla helpompi ennallistaa kuin vaativa spesialistilajisto. Alkuperäinen eliöyhteisö voi olla vaikea tai mahdoton palauttaa - jotkut lajit ovat esimerkiksi voineet hävitä alueellisesti.
- Generalistilajit, spesialistilajit, ekosysteemin toiminta, ekosysteemipalvelut, ja eliöyhteisö todennäköisesti palautuvat eri nopeuksilla.
- Yksi lähestymistapa ennallistamishyvityksen suuruuden arviointiin on käyttää elinympäristön rakennepiirteisiin nojaavaa logiikkaa (Kotiaho ym. 2015).
- Ennallistamiskohteiden valinnassa kannattaa mahdollisuuksien mukaan huomioida myös lajiston ja ekosysteemipalveluiden samanaikainen ennallistaminen, ekosysteemipalveluiden saavutettavuus, alueen kytkeytyvyys

suojelualueverkostoon, sekä muita ennallistamisalueen arvoa kohottavia tekijöitä.

- Hyvitysalue voidaan sekä ennallistaa että suojella. Suojelu voi olla tarpeen pysyvyyden varmistamiseksi.
- Tietyissä tapauksissa jo suojellun alueen ennallistaminen on lisäyksellistä ja voidaan laskea hyvitykseksi (Mustajärvi ym. valmisteilla) Näin on esimerkiksi, jos on melko varmaa, että suojeltua aluetta ei muuten ennallistettaisi.
- Ennallistamishyvityksen suuruuden määrittäminen vaatii väistämättä päätöksen siitä, mihin tilaan nähden luonnon heikentyminen ja ennallistamisen vaikutus arvioidaan. Tämä tila on yleensä luonnontila, ja vain poikkeustapauksissa joku muu hyvin perustein valittu tila.

Oletetaan esimerkiksi, että haitta-alueen tila on 80 % luonnontilasta ja alue tuhotaan täysin. Oletetaan lisäksi, että hyvitysalueen tila on 40 % luonnontilasta ja ennallistaminen nostaa alueen tilan 60 %:iin luonnontilasta. Tällöin tarvitaan 4 ennallistettua hehtaaria jokaista menetettyä hehtaaria kohden, jotta menetykset tulevat täysimääräisesti korvatuksi. On syytä huomata, että tätä kerrointa voi olla tarpeen nostaa, jos laadultaan 60 %:a luonnontilaisesta olevat alueet eivät ylläpidä vaativaa lajistoa yhtä hyvin kuin lähempänä luonnontilaa ollut tuhottu alue. Jos ennallistamisen onnistumisessa on epävarmuutta, tulee käyttää ylimääräistä hyvityskerrointa. Jos ennallistaminen onnistuu vain 50 %:ssa tapauksista, tulee epävarmuudesta johtuvan ylimääräisen kertoimen olla $1/0,5=2$, ja esimerkin kokonaiskerroin olisi siten $2*4=8$. Huomaa, että tässä esimerkissä ei ole huomioitu kaikkia kertoimia (ks. kappale 7).

Kertoimet voivat olla erisuuret biodiversiteetin ja ekosysteemipalveluiden komponenteille. Jos näin on, lasketaan>NNL-hyvitys aina suurimman kertoimen mukaan. Eri piirteiden hyvitys voidaan myös joutua tekemään eri alueilla/menetelmillä, sillä kaikkea ei voi ennallistaa uskottavasti joka paikassa. Jos näin on, nousee>NNL-hyvityksen vaatima kokonaispanostus korkeammaksi. Elinympäristöjen tuhoamatta jättäminen on paljon helpompaa kuin uskottava ennallistaminen.

SUOSITUS

Ennallistamistoimina tulisi suosia toimia, joiden toteutuksesta on tutkittua tietoa tai paljon kokemusta ja jotka siten tuottavat hyötyjä uskottavasti. Epävarmuudet, kustannukset ja aikaviiveet voivat kasvaa vaikeasti ennakoitavalla tavalla, jos joudutaan turvautumaan uudenlaisiin ennallistamistoihin.

5.4 Suojeluhyvityksen erityispiirteitä

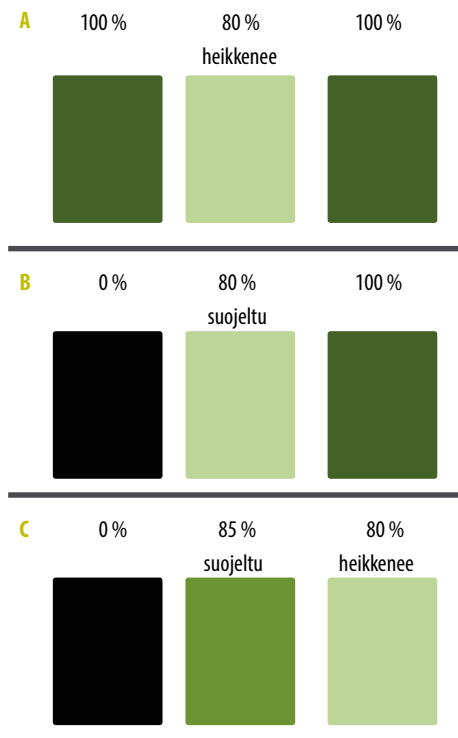
Suojeluhyvitys perustuu paineiden vähentämiseen hyvitysalueella (esim. ten Kate ym. 2004; Gibbons & Lindenmayer 2007; BBOP 2012). Siihen liittyy merkittäviä epävarmuuksia, kuten esimerkiksi mahdollinen paineiden vuotaminen toisaalle ja sitä kautta hyötyjen häviäminen (5.5). Suojeluhyvityksen vaikutusten laskennassa joudutaan myös tekemään osin epävarmoja oletuksia taustatrendeistä (5.6). Tärkeitä huomioitavia asioita ovat lisäksi:

- Kuten ennallistamishyvityksenkin kohdalla, suojeluhyvitys tuottaa hyvityksen, joka vain pieneltä osin korvaa yhden kokonaan tuhotun hehtaarin ekologisen haitan. Eli hyvityskerroin on $\gg 1$.
- Suojeluhyvityksen avulla voi olla helpompi tuottaa hyötyä uhanalaiselle lajistolle kuin ennallistamishyvityksellä. Tämä siksi, että suojeltavan alueen tila voi olla selvästi heikennettyä aluetta parempi ja sillä voi esiintyä myös uhanalaista lajistoa, jolle hyöty koituu. Uhanalainen lajisto on voinut jo hävitä ennallistettavalta alueelta, ja sen palaaminen on epävarmaa.
- Ei ole mitään syytä valita hyvitysmenetelmäksi vain joko ennallistamis- tai suojeluhyvitystä. Molempia kannattaa käyttää yhdessä tilanteen mukaan.

Suojeluhyvityksen ja ennallistamishyvityksen välillä on merkittävä ero sen suhteen missä hyvityksen epävarmuudet ovat. Ennallistamiseen liittyy epävarmuutta aikaviiveistä ja ennallistumisen määrästä. Suojeluhyvitykseen sen sijaan liittyy epävarmoja oletuksia siitä, kuinka paljon ympäristön heikentymistä jää hyvitysalueella tapahtumatta suojelutoimen ansiosta.

5.5 Suojeluhyvityksen haittojen vuotaminen

Suojeluhyvityksen idea on, että suojelu (tai muu alueen käyttöä rajoittava toimenpide) vähentää alueeseen kohdistuvaa painetta tai uhkaa, minkä seurauksena alueen laatu paranee tai se heikkenee vähemmän kuin se muuten olisi heikentynyt. Erityisesti suojeluhyvityksessä on riski, että haitat vuotavat. Tämä tarkoittaa, että käyttöpaineet siirtyvät muualle sen sijaan, että ne katoaisivat (Ewers & Rodriguez 1998; Virah-Sawmy ym. 2014; Moilanen & Laitila 2015). Jos kaikki paine siirtyy muualle mutta samanlaiseen elinympäristöön, on suojeluhyvityksen maisematason nettohyöty nolla. Mitään todellista hyvitystä ei tapahdu, ja nettovaikutukseksi jää ainoastaan haitta-alueen heikentyminen. Laskennallisesti, jos paineesta vuotaa osuus p , tulee>NNL:n saavuttamiseksi hyvityskerroin $K_v=1/p$ (Moilanen & Laitila 2015). Tätä kaavaa on mahdollista muokata tilanteeseen, että vuotaminen kohdistuu erilaatuiselle alueelle kuin mitä hyvitysalue on. On erityisen vakavaa, jos paine siirtyy alueelle, jota pidetään luonnonsuojelun kannalta arvokkaampana kuin itse hyvitysalue. Seuraava kaaviokuva havainnollistaa vaikutusten vuotamista.



Kuvio 4. Paineiden siirtyminen ja hyvityksen vuotaminen. **(A)** Aluksi on kolme hehtaarin aluetta, kaksi luonnontilaista ja yksi, joka on heikentynyt ja on paineessa heikentyä edelleen. Näiden laadulla painotettu pinta-ala on 2.8 ha. **(B)** Yksi alue menetetään, toinen heikentynyt alue suojellaan hyvityksenä ja sen heikkeneminen pysähtyy. Alueiden laadulla painotettu pinta-ala on nyt 1.8 ha. **(C)** Vaikka keskimääräinen alue suojelun jälkeen paraneekin laadultaan hieman, ei sen suojelu hävitä ympäristöön kohdistuvia paineita, vaan ne siirtyvätkin muualle. Seurauksena kolmas alue alkaa heiketä. Alueiden laadulla painotettu pinta-ala on nyt 1.65 ha. Melkein puolet alueiden ekologisella laadulla painotetusta pinta-alasta on menetetty, vaikka 'hyvitys' tehtiin suojelemalla yksi alue.>NNL ei toteudu.>NNL:n toteutuminen olisi vaatinut, että maiseman pinta-alalla painotettu laatu ei alene.

Haittojen vuotaminen on arvioitava aina, kun suojeluhyvitystä käytetään. Vuoto voi olla merkittävä esimerkiksi metsäelinympäristöissä, jos hyvitysalueen suojelun seurauksena kokonaishakkuupaine ei vähene, ja siirtyneet hakkuut keskimäärin kohdistuvat yhtä lailla arvokkaisiin metsäelinympäristöihin. Toisaalta esimerkiksi Suomen soilla riski haittojen vuodolle lienee vähäisempi kuin metsissä, sillä soihin ei kohdistu samanlaisia paineita kuin metsiin. Vuodon arvioiminen ei ole helppoa, sillä paineet eivät välttämättä siirry toisaalle vastaavaan elinympäristöön, vaan vuotoa voi tapahtua myös elinympäristöstä toiseen ja myös maiden välillä (Moilanen & Laitila 2015). Jos ekologiset hyvitykset arvioidaan jollakin tietyllä alueella, on mahdollista, että ulkopuolelle vuotavia vaikutuksia ei tulla huomioiduksi. Vaikka vuodon riski on suurin suojeluhyvityksissä, on haittojen vuotamista syytä arvioida myös ennallistamishyvityksessä koska alueiden suojelu on usein välttämätöntä näidenkin hyvitysten pysyvyyden varmistamiseksi.

Vaikuttaa:

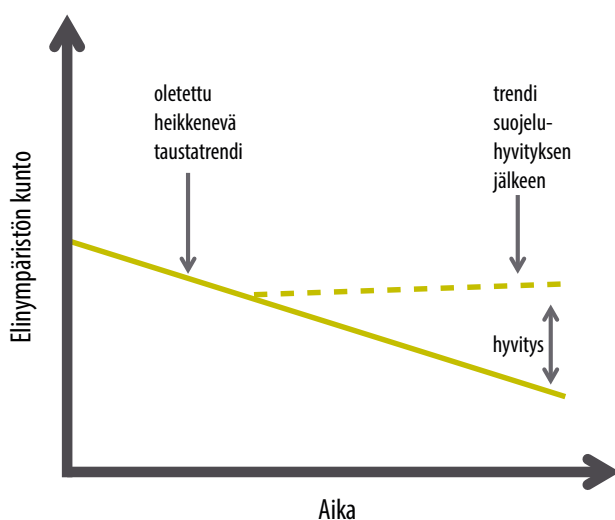
- Toteutettavuuteen, heikentävästi.
- Kertoimiin korottavasti, ja sitä kautta kustannuksiin.
- Hyvityksen uskottavuuteen, heikentävästi.

SUOSITUS

Vaadi perusteltua riskiarviota suojelehyvityksen lieventämien haittojen ja paineiden vuotamisesta muualle. Huomioi, että haittojen vuotaminen johtaa hyvitysten (osittaiseen) kumoutumiseen ja on siksi vakava, mutta vaikeasti arvioitava ilmiö.

5.6 Suojelehyvityksen taustatrendioletukset

Suojelehyvityksen hyväksyminen nojaa oletukseen, että suojele vaikuttaa positiivisesti hyvitysalueen tulevaisuuteen, esimerkiksi pysäyttämällä alueen heikentymisen ja parantamalla sen tilaa. Parannuksen oletetaan olevan seurausta alueeseen kohdistuvien paineiden vähentymisestä. Suojelehyvityksen määrä tulee laskea erotuksena heikennyksen taustatrendiin verrattuna, mistä syystä oletus heikennyksen taustatrendistä vaikuttaa merkittävästi arvioituun hyödyn määrään (Bull ym. 2014; Maron ym. 2015; Alla oleva kuva.).



Kuvio 5. Taustatrendin vaikutus hyvityksen arvioinnissa. Elinympäristöllä (tai lajilla, tms.) on heikkenevä taustatrendi. Suojelehyvityksen jälkeen trendi kääntyy nousuun tai lasku on hitaampaa. Hyvitys lasketaan taustatrendin ja uuden trendin väliltä: ‘kuinka paljon hyötyä saadaan toimenpiteen johdosta’. Taustatrendi on osin hypoteettinen oletus, sillä se on ennuste tulevaisuuteen.

Heikennyksen taustatrendioletukseen liittyy useita tärkeitä huomioita:

- Jos hyvitysaluekandidaatti on arvokasta elinympäristöä, saattaa olla muita syitä (esim. vaikea saavutettavuus), joiden vuoksi alue on säilynyt ja säilyy jatkossakin. Tämä tarkoittaisi, että ei ole heikkenevää taustatrendiä mitä kääntää nousuun. Jos näin on, ei hyvityksen lisäisysoletus välttämättä toteudu eikä suojeluhvitys tuota aitoa hyvitystä.
- Yhdessä Australiassa tehdyssä tutkimuksessa havaittiin, että heikennyksen taustatrendi oli käytännössä arvioitu keskimäärin viisi kertaa suuremmaksi, kuin mitä tutkimukseen perustuva tieto todellisesta taustatrendistä on osoittanut (Maron ym. 2015). Lisäksi heikennyksen taustatrendeistä tehdyt oletukset ovat usein todistettavasti väärinä (Maron ym. 2013). Nämä havainnot viittaavat ylenmääräiseen optimismin suojeluhvityksen hyötyjä arvioitaessa.
- Taustatrendi saattaa riippua tarkastelun aikaikkunasta, ja se voi vaihdella suuresti elinympäristöjen välillä (Sonter ym. 2017).
- Heikennyksen taustatrendin arvioinnissa tulee huomioida ainoastaan luonnon omat prosessit ja mahdollisesti alueen ulkopuolelta tulevat ihmisvaikutukset, kuten ilmastonmuutos. Erityisesti ei pidä ottaa huomioon ennen hyvitysten käyttöönottoa tehtyjen rakennushankkeiden vaikutusta. Jos menneiden rakennushankkeiden heikentävä vaikutus hyväksytään osaksi taustatrendiä, varmistaa hyvitysten käyttö sen, että luonnon häviäminen jatkuu hidastumatta, kun>NNL määritetään jo valmiiksi heikkenevää trendiä vasten.
- Epävarmuuden ja spekuloinnin vähentämiseksi, voi olla syytä tehdä päätös, että paranema huomioidaan ainoastaan nykytilaan tai kyseisen elinympäristön keskimääräiseen nykytilaan verrattuna, ei hypoteettiseen ja vaikeasti todennettavaan heikkenevään taustatrendiin verrattuna.
- Taustatrendiä vasten lasketut hyödyt voidaan aikadiskontata, erityisesti jos heikkenevä trendi on vähäinen, koska tässä tapauksessa suojeluhvityksen suurin hyöty realisoituu vasta kaukana tulevaisuudessa. Tämä nostaa kertoimia, ihan kuten viivästyneen ennallistamishvityksenkin aikadiskonttaus.

Vaikuttaa:

- Kertoimiin, ja sitä kautta kustannuksiin.
- Uskottavuuteen ja toteutettavuuteen, erityisesti uhanalaisen lajiston hyvityksen osalta.

SUOSITUS

Vaadi perusteltu arvio heikennyksen taustatrendistä ja suhtaudu kriittisesti esitettyihin arvioihin. Huomaa, että heikennysten taustatrendioletus on yksi ekologisten hyvitysten epävarmimmista osista.

6 Yhdistetyt hyvityskertoimet

Luonnon säilymisen ja sen kokonaisedun kannalta on tärkeää, että (i) lievennyshierarkiaa käytetään, ja vaikutuksia vältetään ennen kuin lähdetään ekologiseen kompensatioon, (ii) hyvitysten tarve niin määrän kuin laadunkin osalta arvioidaan riittävän suureksi, (iii) hyvitykset toteutetaan sovitusti, mikä voi muodostua operatiiviseksi haasteeksi, kun toimijat pyrkivät hyvityksissä kustannustehokkuuteen, sekä (iv) hyvitysten toteutusta valvotaan ja niistä pidetään luotettavasti kirjaa. Hyvitysten kirjanpito vaatii resursseja ja lienee syytä, tavalla tai toisella, järjestää hallinnon toimesta.

Tässä dokumentissa on kuvattu useita tekijöitä, jotka vaikuttavat hyvityskertoimien suuruuteen. Kaikki mainitut tekijät ovat toisistaan riippumattomia, ja siksi niiden vaikutus kertautuu. Tästä seuraa, että luonnontilaisen tai lähes luonnontilaisen elinympäristön hyvityskerroin saattaa nousta korkeaksi. Tämä on realismia, sillä yhden hyvän hehtaarin täydellinen tuhoutuminen (esim. rakennushankkeen alle) vaatii väistämättä ympäristöä parantavia toimia monilla hehtaareilla, jotta nettovaikutus on sama.

Yhdistettyyn hyvityskertoimeen kuuluvat ainakin seuraavat komponentit:

(i) Ennallistamishyvitys

$K = K_E * K_T * K_U * K_B * K_J * K_P * K_C$, missä

K on yhdistetty hyvityskerroin,

K_E on ennallistamisen osittaisesta elinympäristön palautumisesta tuleva kerroin,

K_T on ennallistamisen aikaviiveen nykyarvolaskennan kerroin (lasketaan yhdessä K_E :n kanssa)*,

K_U on mahdollinen ennallistamisen epävarmuudesta tuleva ylimääräinen kerroin,

K_B on mahdollinen monimuotoisuuden mittaamisen yksinkertaistamisesta tuleva kerroin,

K_J on mahdollinen ylimääräisestä spatiaalisesta joustosta tuleva kerroin, ja

K_P on mahdollinen erilaisena kompensoinnin vaihtokerroin.

K_C on mahdollinen kytkeytyvyyden menetyksestä seuraava ylimääräinen kerroin.

*Ennallistumisen osittaisuudesta ja ennallistamisen aikaviiveestä seuraavat kertoimet lasketaan tyypillisesti yhtenä kertoimena diskonttaamalla ennallistamisen vaste. Osittaisuuden ja aikaviiveen vaikutukset on kuitenkin mahdollista erottaa toisistaan jälkikäteen ja ne esitetään ylläolevassa kaavassa selvyuden vuoksi erillään toisistaan.

(ii) Suojeluhyvitykselle

$K = K_S * K_T * K_V * K_B * K_J * K_P * K_C$, missä

K on yhdistetty hyvityskerroin,

K_S on suojelun osittaisesta vaikutuksesta (sis. taustatrendin) tuleva kerroin,

K_T on suojeluhyvityksen aikaviiveen nykyarvolaskennan kerroin,

K_V on mahdollinen vaikutusten vuotamisesta tuleva kerroin,

K_B on mahdollinen monimuotoisuuden mittaamisen yksinkertaistamisesta tuleva kerroin,

K_J on mahdollinen ylimääräisestä spatiaalisesta joustosta tuleva kerroin, ja

K_P on mahdollinen erilaisena kompensoinnin vaihtokerroin.

K_C on mahdollinen kytkeytyvyyden menetyksestä seuraava ylimääräinen kerroin.

Kertoimet voivat olla erisuuruiset eri kompensoitaville asioille, kuten eri elinympäristöille, generalistilajistolle, spesialistilajistolle, yksittäisille lajeille, ekosysteemin funktiolle, ekosysteemipalveluille, jne. Jos haitta-alueella esiintyy monia elinympäristöjä, tulee kertoimet laskea niille kullekin erikseen, mutta kertoimien laskeminen erikseen kaikille lajeille ei ole järkevää tai mahdollista. Hyvitys on käytännössä pakko toteuttaa yksinkertaistettuja mittareita käyttäen. Jos kompensoitavat asiat jaetaan useisiin monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden komponentteihin, voi kertoimien yhdistämisestä tehdä hyvinkin monimutkaisen operaation, kun pitää huomioida eri toimenpiteiden päällekkäinen vaikutus eri kompensoitaviin asioihin. Minimissään jokaisen elinympäristön kerroin on kuitenkin aina suurin kunkin elinympäristön biodiversiteetin ja ekosysteemipalveluiden komponentin kertoimista. Esimerkiksi, jos spesialistilajiston kerroin on 10 ja generalistilajiston 5, tarvitaan vähintään kerroin 10, jotta hyvitys on>NNL. Keskimäärin on odotettavissa, että lähes luonnontilaisen elinympäristön tuhoamisesta syntyvä yhdistetty hyvityskerroin on suuruusluokaltaan > 10. Jos luonnon kannalta rehellinen>NNL:n kerroin on suurempi kuin mihin poliittisista tai taloudellisista syistä löytyy tahtoa, on asianmukaista myöntää, että toteutettava hyvitys on vain osittainen. On aivan hyväksyttävää, että esimerkiksi vapaaehtoinen hyvitys on vain osittainen – ja tämä mahdollisuus varmasti lisää hyvitysten käyttöä. Toisaalta osittaishyvitys tuo haasteita kommunikaatioon: kuinka estetään, että osittaisen hyvityksen ekologista arvoa ei julkisuudessa ylikorosteta haitan suuruuteen verrattuna?

SUOSITUS

Vaadi perusteltu arvio kustakin kertoimesta kullekin elinympäristölle erikseen. Yhdistetyn kertoimen ollessa hyvin korkea voi toimija kustannussyistä vaatia arvioitua matalampaa yhdistettyä hyvityskerrointa. Huomioi, että jos tähän vaateeseen suostutaan, kyse ei enää ole kokonaisuikentymättömyydestä vaan osittaishyvityksestä.

7 Systemiset riskit

Kun ekologista kompensatiota tarkastellaan, on syytä tiedostaa, että lähestymistapa lisää yritystoiminnan vapauksia ja mahdollisesti tuottoja (Walker ym. 2009; Bekessy ym. 2010; Spash 2015). Uusia taloudellisen toiminnan mahdollisuuksia, työpaikkoja, ja vaikuttamisen mahdollisuuksia luodaan. Toimintaa helpotetaan ympäristönormeja purkamalla (Bonneuil 2015; Spash 2015) ja hyvitysten (mahdollisimman pieniksi neuvotellut) kustannukset upotetaan liiketoiminnan kuluihin. Vaikka yksittäinen hyvityshanke olisikin uskottavasti NNL, saattaa ekologisten hyvitysten käyttöönotosta olla laajemmin negatiivisia seurauksia, jotka syövät hyvitysten nettohyötyjä yhteiskunnan ja ympäristön kannalta (Gordon ym. 2015; Ives & Bekessy 2015; Spash 2015; Levrel ym. 2017):

- Luonnonsuojelun vapaaehtoisen toiminnan väheneminen, kun havaitaan uusi hyötymismahdollisuus (Gordon ym. 2015).
- Valheellinen kansalaisluottamus hyvitysmekanismien toimintaan, kun hyvitykset määritelmän mukaan 'takaavat kokonaisuheikentymättömyyden' (Gordon ym. 2015).
- Luonnonsuojelun muiden lähestymistapojen vähittäinen korvautuminen, kun nähdään, että uusi mekanismi rahoittaakin luonnonsuojelua ja vieläpä markkinatalouden ehdoilla (Gordon ym. 2015).
- Utilitaarinen etiikka korvaa eettis-moraaliset argumentit ihmisen luontosuhteessa (Ives & Bekessy 2015). Taloudellista logiikkaa käytetään antamaan oikeutus luontoa heikentävälle toiminnalle. Luonnon vaaliminen seuraaville sukupolville tai haittojen estäminen eivät enää ole peruste olla toimimatta. Muiden kuin ihmislajin oikeudet heikkenevät (esim. Apostolopoulou & Adams 2017).
- Ekologian keikahduspisteitä ja globaaleja vakavia riskejä on vaikea arvioida ja hinnoitella uskottavasti. Kuinka hinnoitellaan epätodennäköiset, mutta vakavat pitkän aikavälin eksistentiaaliset riskit, joita kaikki ympäristöä heikentävä toiminta kasvattaa?

- Paikkaan sidottujen arvojen vähättely ja unohtaminen (Gordon ym. 2015; Apostolopoulou & Adams 2017; Levrel ym. 2017). Luonto heikkenee aina haitta-alueella ja sen lähiympäristössä. Paikallisille ihmisille voi koitua korvaamatonta (ei-taloudellista) haittaa. Ekosysteemipalveluiden uudelleenjakautuminen, kun niitä häviää yhdeltä alueelta ja ennallistetaan toisaalla (Levrel ym. 2017). Haitat ja hyödyt voivat kohdentua eri ihmisille.
- Monimuotoisuuden heikkenevien trendien yliarviointi suojeluhyvityksissä (Gordon ym. 2015; Maron ym. 2015). Jos suojeluhyvityksen hyödyt mitataan tulevaa oletettavasti enemmän heikkenevää taustatrendiä vasten, on>NNL-hyvitysten seurauksena, että mahdollisuudet laskevan trendin kääntämiseen paranevaksi menetetään. Näin käy siksi, että ympäristöä heikentävät projektit jatkuvat ja hyvitykset lasketaan entuudestaan laskevaa taustatrendiä vasten. Jos suojeluhyvityksen hyöty yliarvioidaan, jyrkentyä ympäristön heikkenevä trendi heikennyksen alikompensoinnin seurauksena.
- Luonnon tuomisen finanssimarkkinoiden piiriin arvioidaan sisältävän vakavia ja vaikeasti arvioitavia pitkän aikavälin riskejä. Ekologisen kompensaation käyttöönotto on iso askel tässä prosessissa (Spash 2015).
- Osittaishyvityksen käyttäminen yrityksen maineen korjaamiseen. Tämä voi olla riski silloin kun hyvitys on vain pieni osa ekologisesta haitasta, mutta hyvittäviä toimia mainostetaan laajalti julkisuudessa (vrt. viherpesu).
- Suoranainen petoksella hyötymiseen tähtäävä toiminta (seuraava kappale).
- Ekologinen kompensaatio saattaa lisätä yleistä taloudellista toimeliaisuutta. Uusien tuotteiden (elinkaaren aikana toteutuvaa) ympäristökuormaa ei yleisesti huomioida hyvitysten määrityksessä.

Kaikista riskeistä huolimatta on kuitenkin mahdollista, että ekologisen kompensaation käyttöönotto johtaa nykytilaa parempaan tulevaisuuteen luonnon kannalta. Nykytilassa tavanomaista heikennystä saa toteuttaa ilman minkäänlaista hyvitysvelvoitetta. Hyvitysten käyttöönotto saattaa sekä tuottaa ennallistamis- ja suojeluhyötyjä että ohjata luontoa vähemmän vahingoittaviin toimintatapoihin. Paljon voi riippua myös siitä, miten hyvitysten säätely on toteutettu lainsäädännössä ja hallinnossa.

8 Tarkoituksellisten väärinkäytösten mahdollisuus

Tämä on lyhyt yhteenveto aiheesta, jota ei ole systemaattisesti käsitelty tieteellisessä kirjallisuudessa. Ekologiseen kompensaatioon liittyy mahdollisesti merkittäviäkin tahallisen väärinkäytöksen mahdollisuuksia. Tärkeä motivaatio hyvitysten käyttöönottoon, on halu tuottaa lisää taloudellista aktiviteettia: teollisuus saa uusia mahdollisuuksia hyödyntää luontoa, ja ympäristökonsultit, hyvitysten välittäjät, sertifioivat viranomaiset, finanssisektori, muut välikädet, ja maanomistajat saavat lisää mahdollisuuksia hyödyntää luontoa (Spash 2015). Ekologista kompensaatiota hyödyntävän yrityksen näkökulmasta hyvitysten tuottaminen on kustannus, joka pitää minimoida. Tästä seuraa paineita tuottaa hyvitykset mahdollisimman halvalla, ja moni asia voi mennä vikaan kokonaisuikentymätömyyden näkökulmasta. Esimerkinomaisesti todettuna, ainakin seuraavat tahallisen väärinkäytöksen mahdollisuudet ovat olemassa:

- Monimuotoisuus on työläästi mitattavissa ja sen muutokset epätasaisesti ennustettavissa. Mittausvirheet ja epävarmuus esimerkiksi populaatiokoossa ja populaatiotrendeissä voivat olla suuria. Jos myöhemmin osoittautuu, että jonkun projektin hyvitykset eivät olleet riittävät, niin onko olemassa mekanismeja, joilla toimijat voidaan realistisesti saada vastuuseen? Aineistojen tarkoituksellisen ylioptimistinen tulkinta voi johtaa vaikeasti havaittaviin haittojen ja hyvitystarpeiden aliarviointeihin ja toteutuneeksi ennustettujen hyvitysten yliarviointeihin.
- Kuinka valvotaan, että hyvitykset on toteutettu ja ne ovat pysyvyydeltään sovitun kaltaisia? Mitä tehdään, jos valvonnassa havaitaan, että hyvitykset eivät toteudu sovitusti, mutta hyvitykset toteuttanut yritys on mennyt esimerkiksi konkurssiin?
- Jos hyvitys vaihtona parempaan sallitaan toteutettavaksi monimuotoisuudeltaan arvokkaassa (esim. trooppisessa) valtiossa, niin kuinka hyvityksen toteutus voidaan valvoa? Kuinka estetään hyvitysten myynti moneen kertaan? Kuinka lisäisyys varmennetaan ja vaikutusten vuotaminen estetään?
- Mahdollisuudet ei-ansaittuihin voittoihin, jos monimuotoisuuden mittaamista muutetaan. Taho, joka on osannut ennakoita tai on voinut oleellisesti vaikuttaa

mittaamisperusteiden muutokseen, voi saada ennakkotiedosta merkittävää taloudellista hyötyä.

- Monimuotoisuutta on paljon vaikeampaa ymmärtää ja mitata kuin rahaa. Jos monimuotoisuudelle luodaan suoraan tai epäsuoraan finanssimarkkinoita, onko mahdollista, että sijoittajia huijataan maksamaan olemattomista monimuotoisuusarvoista? Biodiversiteettiponzi-huijaus?
- Populaatioihin tai elinympäristöihin kohdistuvia uhkia voidaan tarkoituksella liioitella, jotta suojeluhyvityksen hyödyt tulevat arvioiduksi todellista suurempina.
- Sääntelijän kaappaus (säännöksiin tai lainsäädäntöön hyötymistarkoituksessa vaikuttaminen avainhenkilön taholta) voi johtaa ekologisen kompensaation kohdalla yhteiskunnan ja ympäristön kannalta hyvin huonoihin lopputuloksiin.
- Voisiko spekulointi monimuotoisuudella (esimerkiksi biodiversiteettijohdannaiset) johtaa luonnon kannalta arveluttavaan tulokseen?

Yleisesti voidaan todeta, että tarkoituksellisten väärinkäytösten mahdollisuus lienee tavanomaista korkeampi ekologisen kompensaation yhteydessä. Biodiversiteetin heikko mitattavuus ja ennustettavuus, valvonnan vaikeudet, hyvitysten määrittämisen monimutkaisuus, sekä taloudellisen hyödyn mahdollisuus tarjoavat kasvualustan epärehelliselle toiminnalle.

9 Tärkeiden päätösten kokoomataulukot

Näihin taulukoihin on koottu edellisistä kappaleista ekologisten hyvitysten määrittämisen tärkeimmät kysymykset, erikseen ennallistamishyvitykselle ja suojeluhyvitykselle. Taulukot voi yhdistää, jos sekä ennallistetaan että suojellaan. Kaikki taulukon kohdat tulee huomioida jokaiselle heikennettävälle elinympäristölle jokaista projektia arvioitaessa vähintäänkin kahdesta tärkeästä syystä. Ensiksi, jos joku näistä asioista jätetään huomiotta, kasvaa mahdollisuus, että hyvitys johtaa nettoheikennykseen luonnon kannalta. Toiseksi, hyvitysten määrittämisen läpinäkyvyys vaatii, että tärkeät asiat on kuitattu huomioiduiksi. Esimerkiksi suojeluhyvityksen kohdalla vaikutusten vuotamisen mahdollisuus on kuitattava, vaikka arvio olisikin, että kyseessä ei ole ongelma. Näiden linjausten lisäksi tarvitaan suurikin määrä yksityiskohtaisempaa tietoa, mukaan lukien ymmärrys vaurioituvan elinympäristön määrästä ja laadusta, monimuotoisuuden kartoitustietoa, sekä erilliset katsaukset kuhunkin haitta- ja hyvitysalueeseen. Viranomaisen tulee olla ensisijainen toimija mahdollisten hyvitysten arviointiperiaatteista päätettäessä, ainakin jos hyvitykset ovat pakollisia ja perustuvat lakiin ja asetuksiin.

Kokoomataulukko 1. Ennallistamishyvityksen tärkeimmät kysymykset.

Huomioitava asia	Kysymys / selitys
Alueellinen konteksti	Mitä laajempaa aluetta (maa, Eurooppa) käytetään vertailukohtana, kun lajien ja elinympäristöjen uhanalaisuutta arvioidaan? Alueellisia konteksteja voi olla useita.
Hyvitysten toteutusalue	Kuinka laajalla alueella hyvitystoimet sallitaan tehtäväksi (joku kilometriäisyys, kunta, valtio, Eurooppa, jne.)?
Ylimääräisen spatiaalisen jouston kerroin	Kerroin voidaan vaatia, jos joustoa tilassa sallitaan hyvitysten toteuttamisessa. Kuinka suuri kertoimen tulisi olla?
Pysyvyys	Onko heikennys määräaikainen vai käytännössä pysyvä? Onko hyvitys vastaavasti määräaikainen vai pysyvä?
Aikaikkuna	Kuinka monen vuoden yli haitat ja hyvitykset arvioidaan?
Aikadiskonttaus	Millaista aikadiskonttoprosenttia ja diskonttausfunktiota käytetään?
Biodiversiteetin mittaaminen	Päätä luontopiirteet, joita mittaamalla hyvitys määritetään. Lisäksi voidaan täsmentää, miten mittaaminen tehdään, elinympäristön pinta-alan kautta, yksilömäärien kautta, jne.
Kytkeytyvyyden muutoksen kerroin	Kuinka kytkeytyvyyden muutokset huomioidaan? Jos suuri ja yhtenäinen alue korvataan monella pienellä, voi hyvityksen kerrointa olla syytä kasvattaa.
Ekosysteemipalveluiden mittaaminen	Päätös siitä, mitkä ekosysteemipalvelut huomioidaan.
Mittaamisen yksinkertaistuksen kerroin	Päätettävä mahdollinen kerroin hyvittämään mittaamisen yksinkertaistamisesta tuleva epävarmuus>NNL:n suhteen.
Samanlaisena hyvitys vai parempaan vaihto?	Jos parempaan, niin mihin? Voi olla useampia sallittuja parempaan vaihdon mahdollisuuksia. Yleensä ennallistamishyvitys koskee heikennettyä samaa elinympäristöä, mutta on myös mahdollista ennallistaa jotakin toista elinympäristöä hyvitykseksi.
Parempaan vaihdon hyvityskerroin	Millaisella kertoimella parempaan vaihto huomioidaan? Tämä on melko tärkeä, mutta osin subjektiivinen valinta.
Ennallistamishyvityksen vaste	Funktio joka kuvaa elinympäristön odotetun ennallistumisen ajan yli, lähtien jostakin heikentyneestä lähtötilasta ja parantuen jonkin matkaa kohti luonnontilaa. Tämä tehdään tarpeen vaatiessa erikseen kaikille mitattaville biodiversiteetin ja ekosysteemipalveluiden komponenteille.
Ennallistamishyvityksen kerroin	Kerroin, jolla huomioidaan, että yksi jotenkin ennallistettu hehtaari ei keskimäärin korvaa yhtä kokonaan menetettyä hyvälaatuista hehtaaria. Lasketaan käyttäen edellisen kohdan vastetta ja aikadiskonttausta.
Ennallistamisen epävarmuuden kerroin	Mahdollinen epävarmuus ennallistamisen onnistumisessa voidaan huomioida joko vasteessa tai ylimääräisellä kertoimella.
Lisäisyys	Vahvista, että kuvatut hyvitystoimenpiteet ovat lisäisiä, ja että osittainen lisäisyyden puute on huomioitu asianmukaisesti laskelmissa.

Kokoomataulukko 2. Suojeluhyvityksen tärkeimmät päätökset

Huomioitava asia	Kysymys / selitys
Alueellinen konteksti	ks. edellinen taulukko
Hyvitysten toteutusalue	ks. edellinen taulukko
Ylimääräisen spatiaalisen jouston kerroin	ks. edellinen taulukko
Pysyvyys:	ks. edellinen taulukko
Aikaikkuna:	ks. edellinen taulukko
Aikadiskonttaus:	ks. edellinen taulukko
Biodiversiteetin mittaaminen	ks. edellinen taulukko
Kytkeytyvyyden muutos	ks. edellinen taulukko
Ekosysteemipalveluiden mittaaminen	ks. edellinen taulukko
Mittaamisen yksinkertaistuksen kerroin	ks. edellinen taulukko
Samanaikaisena hyvitys vai parempaan vaihto?	ks. edellinen taulukko
Parempaan vaihdon hyvityskerroin	ks. edellinen taulukko
Suojeluhyvityksen taustatrendi ja vaste	Dokumentoi oletus taustatrendistä, sekä siihen nähden arvioidusta paranemasta.
Suojeluhyvityksen kerroin	Lasketaan käyttäen edellisen kohdan vastetta ja aikadiskonttausta.
Yhdistetyn ennallistamis- ja suojeluhyvityksen vaste ja kerroin	Jos molempia käytetään samanaikaisesti, niin perustele vaste ja laske kerroin tälle yhdistelmätoimenpiteelle.
Vaikutusten vuoto	Perustele mitä elinympäristön heikennystä aiheuttaville paineille tapahtuu suojeluhyvityksen myötä. Poistuvatko ne, vai siirtyvätkö ne (vuotavat) kokonaan tai osin, ja jos siirtyvät, niin minne?
Vuodon kerroin	Edellisen perusteella laskettu kerroin vuodelle.
Lisäisyys	ks. edellinen taulukko

10 Lopuksi

Olisi hienoa, jos ekologisten hyvitysten määrittämiseksi voisi tarjota valmiin, yksityiskohdaisen ja luotettavan kaavan, mutta on useita syitä miksi tämä ei ole mahdollista. Hyvityksen määrittämisessä joudutaan tekemään subjektiivisia päätöksiä, esimerkiksi päätöksiä biodiversiteetin mittaamisesta tai hyvityksen arvioinnin aikavälistä. Käytettävissä olevien aineistojen erot voivat vaikuttaa siihen, miten hyvitys voidaan käytännössä määrittää. Prosessiin sisältyy väistämättömiä epävarmuuksia, mm. ennallistamisen onnistumisesta. Tieto lajien levinneisyyksistä on aina epävarmaa. Ekosysteemipalveluiden kysyntä voi muuttua tulevaisuudessa. Tämantapaisten syiden takia on väistämätöntä, että ekologiseen kompensaatioon liittyy subjektiivisia päätöksiä ja epävarmuutta. Lisäksi hyvitysten toteutus, valvonta ja ylläpitäminen eivät ole helppoja tehtäviä.

Tässä työssä on käsitelty noin tusina operatiivista päätöstä, jotka pitkälti määräävät sen, kuinka hyvin hyvitys saattaa toteuttaa kokonaisuheikentymättömyyden vaatimuksen. Käsitellyt tekijät kattavat ekologian kolme pääakselia, luontopiirteet, paikan ja ajan, sekä joukon ennallistamis- ja suojeluhyvityksiin liittyviä tekijöitä. Jos ainakin nämä tekijät arvioidaan systemaattisesti ja puolueettomasti, on mahdollista, että hyvitys saattaa toteutua kohtuullisesti. Jos mikään näitä päätöksistä jätetään huomiotta, on todennäköistä, että hyvityksen kokonaisuheikentymättömyys ei toteudu. Toisaalta, vaikka kaikki nämä päätökset ja niihin liittyvät pinta-alakertoimet käsiteltäisiin huolellisesti, ei ole 100 % varmaa, että kokonaisuheikentymättömyys toteutuu laajassa mielessä: hyvityksiä määritettäessä ei yleensä voida huomioida esimerkiksi uuden tuotteen elinkaaren aikana koituvia välillisiä ympäristöhaittoja. Ekologisen kompensaation käyttöönotto voi myös johtaa ympäristön kannalta haitallisiin, mutta vaikeasti arvioitaviin, muutoksiin ihmisten käyttäytymisessä, jne.

Kokonaisuheikentymättömyys on ensisijaisesti ekologiseen todellisuuteen liittyvä kysymys ja siksi tämän tekstin näkökulma on ollut ekologisesti uskottavan hyvityksen määrääminen. Useita ihmistoiminnalle oleellisia tekijöitä on kuitenkin jätetty käsittelemättä, mm.

- Onko joitakin elinympäristöjä, joissa heikennystä ja hyvitystä ei voida missään muodossa sallia?
- Mitkä olisivat Suomeen sopivat linjaukset joustojen sallimisesta?

- Ennen hyvitysten käyttöönottoa olisi hyvä tuottaa tarkempaa ohjeistusta tärkeimmille elinympäristöille, esimerkiksi metsille ja soille (Kuvan 1 tasot 2-3).
- Miten ekologisten hyvitysten suunnittelun, toteutuksen ja valvonnan hallinnolliset mekanismit pitäisi Suomessa toteuttaa?
- Kuinka paikkaan sidottujen arvojen menetys korvataan haitta-alueen lähellä asuville?

Lopuksi toivomme, että tämä dokumentti on selkiyttänyt lukijan ajatuksia ekologisten kompensatioiden luonteesta, niiden käyttöönoton riskeistä, sekä hyvitysten määrittämisen vaatimista väistämättömistä päätöksistä, joista monet ovat subjektiivisia. Kiitämme Ympäristöministeriön, Maa- ja metsätalousministeriön, Metsähallituksen, Suomen Luonnonsuojeluliiton sekä Helsingin yliopiston henkilöitä, jotka ovat tätä dokumenttia kommentoineet.

11 Viitteet

- Apostolopoulou, E. & Adams, W.M. 2017. Biodiversity offsetting and conservation: Reframing nature to save it. *ORYX* 51, 23-31.
- BBOP (Business and Biodiversity Offsets Programme), 2012. Standard on Biodiversity Offsets. BBOP, Washington D.C., USA.
- Bekessy, S.A., Wintle, B.A., Lindenmayer, D.B., McCarthy, M.A., Colyvan, M., Burgman, M.A., & Possingham, H.P. 2010. The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conservation Letters* 3, 151–158.
- Bernhardt, E.S., Palmer, M.A., Allan, J.D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G.M., Lake, P.S., Lave, R., Meyer, J.L., O'Donnell, T.K., Pagano, L., Powell, B., & Sudduth, E. 2005. Synthesizing US river restoration efforts. *Science* 308, 636–637.
- Boisvert, V., 2015. Conservation banking mechanisms and the economization of nature: An institutional analysis. *Ecosystem Services* 15, 134-142.
- Bonneuil, C. 2015. Tell me where you come from, I will tell you who you are: A genealogy of biodiversity offsetting mechanisms in historical context. *Biological Conservation* 192: 485-491.
- Brown, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist* 124, 255-279.
- Bruggeman, D. J., M. L. Jones, F. Lupi, & Scribner, K.T.. 2005. Landscape equivalency analysis: methodology for estimating spatially explicit biodiversity credits. *Environmental Management* 36, 518–534.
- Bull, J.W., and Brownlie, S. 2017. The transition from No Net Loss to a Net Gain of biodiversity is far from trivial. *Oryx* 51, 53-59.
- Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J. & Milner-Gulland, E.J. 2013. Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx* 3, 269-380.
- Bull J.W., Gordon, A., Law, E.A., Suttle, K.B., & Milner-Gulland, E.J. 2014. Importance of baseline specification in conservation intervention and achieving no net loss of biodiversity. *Conservation Biology* 28, 799-809.
- Bull, J.W, Hardy, M.J., Moilanen, A., & Gordon, A. 2015. Categories of flexibility in biodiversity offsetting, and their implications for conservation. *Biological Conservation* 192, 522-532.
- Calvet, C., Napoléone, C., & Salles, J.-M. 2015. The biodiversity offsetting dilemma: between economic rationales and ecological dynamics. *Sustainability* 7, 7357–7378.
- Carpenter, S. R., W. A. Brock, & D. Ludwig. 2007. Appropriate discounting leads to forward-looking ecosystem management. *Ecological Research* 22, 10–11.
- Carwardine, J., Wilson, K.A., Watts, M., Etter, A., Klein, C.J., & Possingham, H.P. 2008. Avoiding costly conservation mistakes: the importance of defining actions and costs in spatial priority setting. *PLoS One* 3, e2586.
- Cuperus, R., M. Bakermans, H. A. U. De Haes, & K. J. Canters. 2001. Ecological compensation in Dutch highway planning. *Environmental Management* 27, 75–89.
- Dunford, R. W., T. C. Ginn, & W. H. Desvousges. 2004. The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics* 48, 49–70.
- Gelcich S., Vargas C., Carreras M.J., Castilla J.C., & Donlan C.J. 2017. Achieving biodiversity benefits with offsets: Research gaps, challenges, and needs. *Ambio* 46, 184-189.
- Gibbons, P., & D. B. Lindenmayer. 2007. Offsets for land clearing: no net loss or the tail wagging the dog? *Ecological Management and Restoration* 8, 26–31.
- Ewers, R.M. & Rodrigues, A.S.L. 1998. Estimates of reserve effectiveness are confounded by leakage. *Trends in Ecology and Evolution* 23, 113-116.
- Gaia & Pellervo 2017. Kompensaation soveltaminen Suomessa. Esiselvitys nykyisestä toimintaympäristöstä ja mahdollisuuksista hyödyntää kompensaatiota eri keinoilla ja kohteissa. Loppuraportti 8.6.2017. Gaia Consulting Oy & Pellervon taloustutkimus PTT.

- Gordon, A., Bull, J.W., Wilcox, C., & Maron, M. 2015. Perverse incentives risk undermining biodiversity offset policies. *Journal of Applied Ecology* 52, 532–537.
- Habib, T.J., Farr, D.R., Schneider, R.R., & Boutin, S. 2013. Economic and ecological outcomes of flexible biodiversity offset Systems. *Conservation Biology* 27, 1313-1323.
- Halme P., Mönkkönen M., Kotiaho, J.S., Ylisirniö A.-L. and Markkanen, A. 2009. Quantifying the indicator power of an indicator species. *Conservation Biology*, 23, 1008-1016.
- Hanford J.K., Crowther M.S., & Hochuli D.F. 2017. Effectiveness of vegetation-based biodiversity offset metrics as surrogates for ants. *Conservation Biology* 31, 161-171.
- Harper, D. J., & J. T. Quigley. 2006. No net loss of fish habitat: a review and analysis of habitat compensation in Canada. *Environmental Management* 36, 343–355.
- Hilderbrand, R.H., Watts, A.C., & Randle, A.M. 2005. The myths of restoration ecology. *Ecology and Society* 10, 19.
- Hodgson, J., Moilanen, A., Wintle, B.A., & C. D. Thomas. 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology* 48: 148-152.
- IFC (International Finance Corporation), 2012a. Performance Standard 6: Biodiversity Conservation and Sustainable Management of Living Natural Resources. International Finance Corporation, World Bank Group, Washington DC.
- IFC. 2012b. Guidance Note 6. Biodiversity Conservation and Sustainable Management of Living Natural Resources. International Finance Corporation, World Bank Group, Washington DC.
- IUCN, 2016. IUCN Policy on Biodiversity Offsets. http://cmsdata.iucn.org/downloads/iucn_biodiversity_offsets_policy_jan_29_2016.pdf.
- Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A., Nibbelink, N., McKenney, B., Dahlke, J., Holloran, M., & Stroud, D., 2009a. A framework for implementing biodiversity offsets: selecting sites and determining scale. *Bioscience* 59, 77–84.
- Kiesecker, J.M., Copeland, H., Pocewicz, A., & McKenney, B. 2009b. Development by design: blending Landscape-level planning with the mitigation hierarchy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8, 261–266.
- Kool, J.T., Moilanen, A., & E.A. Trembl. 2013. Population connectivity: recent advances and new perspectives. *Landscape Ecology* 28, 165-185.
- Kotiaho, J.S., Kuusela S. Nieminen, E. & Päivinen, J. (eds.) 2015. Elinympäristöjen tilan edistäminen Suomessa: ELITE-työryhmän mietintö elinympäristöjen tilan edistämisen priorisointisuunnitelmaksi ja arvio suunnitelman kokonaiskustannuksista. *Suomen ympäristö, 8 | 2015*.
- Kukkala, A.S., & Moilanen, A. 2017. Ecosystem services and connectivity in spatial conservation prioritization. *Landscape Ecology*, 32, 5-14.
- Laitila, J., Moilanen, A., & Pouzols, F.M.. 2014. A method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality, and permanence. *Methods in Ecology and Evolution* 5, 1247–1254.
- Levrel, H., Scemama, J., Vaissiere, A.C. 2017. Should We Be Wary of Mitigation Banking? Evidence Regarding the Risks Associated with this Wetland Offset Arrangement in Florida. *Landscape and Urban Planning* 135, 136-149.
- Lockhart, A. 2015. Developing an offsetting programme: tensions, dilemmas and difficulties in biodiversity market-making in England. *Environmental Conservation* 42, 335-344.
- Mandle, L., Douglass, J., Lozano, J.S., Sharp, R.P., Vogl, A.L., & Denu, D. ym. 2016. OPAL: An open-source software tool for integrating biodiversity and ecosystem services into impact assessment and mitigation decisions. *Environmental Modelling & Software* 84, 121-133.
- Mann, C. 2015. Strategies for sustainable policy design: Constructive Assessment of biodiversity impact mitigation. *Journal of Ecosystem Services, Special Issue* 16, 266 -274.
- Maron, M., Hobbs, R.J., Moilanen, A., Matthews, J.W., Christie, K., Gardner, T.A., Keith, D., Lindenmayer, D.B., & McAlpine, C.A. 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 155, 141-148.
- Maron, M., Rhodes, J.R., & Gibbons, P. 2013. Calculating the benefit of conservation actions. *Conservation Letters* 6, 359–396.
- Maron, M., Bull, J. W., Evans, M. C. & Gordon, A. 2015. Locking in loss: Baselines of decline in Australian biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 192, 504-512.
- Maron, M., Gordon, A., Mackey, B., Possingham, H.P.P., & J. E. Watson. 2016. Interactions between biodiversity offsets and protected area commitments: avoiding perverse outcomes. *Conservation Letters* 9, 384-389.
- Maseyk, F. J. F., L. P. Barea, R. T. T. Stephens, H. P. Possingham, G. Dutson, & M. Maron. 2016. A disaggregated biodiversity offset accounting model to improve estimation of ecological equivalency and no net loss. *Biological Conservation* 204, 322-332.
- Mateos, M. D., Maris, V., Béchet, A., & Curran, M. 2015. The true loss caused by biodiversity offsets. *Biological Conservation* 192, 552–559.
- McAlpine, C.A., Catterall, C.P., Mac Nally, R., Lindenmayer, D., Reid, J.-L., Holl, K.D., Bennett, A.F., Runting, R.K., Wilson, K.A., Hobbs, R.J., Seabrook, L., Cunningham, S., Moilanen, A., Maron, M., Shoo, L., Lunt, I., Vesk, P.,

- Rumpff, L., Martin, T.G., Thomson, J., & Possingham, H.P. 2016. Integrating plant- and animal-based perspectives for more effective restoration of biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14, 37-45.
- McKenney, B.A., & Kiesecker, J.M. 2010. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environmental Management* 45, 165–176.
- Moilanen, A. 2013. Planning impact avoidance and biodiversity offsetting using software for spatial conservation prioritization. *Wildlife Research* 40, 153–162.
- Moilanen, A., van Teeffelen, A., Ben-Haim, Y. & S. Ferrier. 2009. How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology* 17, 470-478.
- Moilanen, A., & Laitila, J. 2015. Indirect leakage leads to a failure of avoided loss biodiversity offsetting. *Journal of Applied Ecology* 53, 106-111.
- Mustajärvi L., Moilanen, A., Mönkkönen, M., Päivinen J. & Kotiaho J.S. (valmisteilla). Suojelalueiden ennallistamistoimet ekologisina hyvityksinä. Alue ja Ympäristö.
- Nash, J.R. 2000. Too much market? Conflict between tradable pollution allowances and the polluter pays principle. *Harvard Environmental Law Review* 24, 1–59.
- Overton, J.M., Stephens, R.T.T. & Ferrier, S. 2013. Net present biodiversity value and the design of biodiversity offsets. *Ambio* 42, 100-110.
- Parkes, D., Newell, G., & Cheal, D., 2003. Assessing the quality of native vegetation: the 'habitat hectares' approach. *Ecol. Manage. Restor.* 4: S29–S38.
- Persson, J., Larsson, A., Villarroja, A. 2015. Compensation in Swedish infrastructure projects and suggestions on policy improvements. In: Seiler A, Helldin J-O (Eds) Proceedings of IENE 2014 International Conference on Ecology and Transportation, Malmö, Sweden. *Nature Conservation* 11, 113–127.
- Pilgrim, J.D. Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Gardner, T. A., von Hase, A., ten Kate, K., Savy, C.E., Stephens, R.T.T., Temple, H.J., Treweek, J., Ussher, G.T. & Ward, G. 2013. A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. *Conservation Letters* 6, 376-384.
- Poulin, M., Pellerin, S., Cimon-Morin, J., Lavallée, S., Courchesne, G., & Tendland, Y. 2016. Inefficacy of wetland legislation for conserving Quebec wetlands as revealed by mapping of recent disturbances. *Wetlands Ecology and Management* 24: 651.
- Pouzols, F.M., Burgman, M.A., & A. Moilanen. 2012. Methods for allocation of habitat management, maintenance, restoration and offsetting, when conservation actions have uncertain consequences. *Biological Conservation* 153, 41-50.
- Purvis, A., & Hector, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405, 212–219.
- Päivinen, J., Grapputo, A., Kaitala, V., Komonen, A., Kotiaho, J.S., Saarinen, K., & Wahlberg, N. 2005. Negative density-distribution relationship in butterflies. *BMC Biology* 3, 5.
- Quétier, F., & Lavorel, S. 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biological Conservation* 144, 2991–2999.
- Safriel U. 2017. Land Degradation Neutrality (LDN) in drylands and beyond – where has it come from and where does it go. *Silva Fennica* 51 no. 1B article id 1650.
- Salzman, J., & Ruhl, J.B. 2000. Currencies and the commodification of environmental law. *Stanford Law Review* 53, 607–694.
- Schoukens, H., & A. Cliquet. 2016. Biodiversity offsetting and restoration under the European Union Habitats Directive: balancing between no net loss and deathbed conservation? *Ecology and Society* 21: 10.
- Sonter, L. J., Tomsett, N., Wu, D. & Maron, M. 2017. Biodiversity offsetting in dynamic landscapes: Influence of regulatory context and counterfactual assumptions on achievement of no net loss. *Biological Conservation* 206, 314-319.
- Spake, R., Ezard, T. H. G., Martin, P. A., Newton, A. C. & Doncaster, C. P. 2015. A meta-analysis of functional group responses to forest recovery outside of the tropics. *Conservation Biology* 29, 1695–1703.
- Spash, C.L. 2015. Bulldozing biodiversity: The economics of offsets and trading-in Nature. *Biological Conservation* 192, 541–551.
- Suding, K.N. 2011. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 42, 465–487.
- Sullivan, S., & Hannis, M. 2015. Nets and frames, losses and gains: Value struggles in engagements with biodiversity offsetting policy in England. *Ecosystem Services* 15, 162-173.
- ten Kate, K., J. Bishop, and R. Bayon. 2004. Biodiversity offsets: views, experience, and the business case. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, United Kingdom.
- Jacob, C., Vaissiere, A.C., Bas, A., & Calvet, C. 2016. Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. *Ecosystem Services* 21, 92-102.
- Walker, S., Brower, A.L., Stephens, R.T.T., & Lee, W.G. 2009. Why bartering biodiversity fails. *Conservation Letters* 2, 149–157.
- 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.

- Vesk, P.A., Nolan, R., Thomson, J.R., Dorrough, J.W., & Mac Nally, R. 2008. Time lags in provision of habitat resources through revegetation. *Biological Conservation* 141, 174–186.
- Wilcox, C., & Donlan, J. 2007. Compensatory mitigation as a solution to fisheries bycatch biodiversity conservation conflicts. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 325–331.
- Virah-Sawmy, M., Ebeling, J., & Taplin, R. 2014. Mining and biodiversity offsets: A transparent and science-based approach to measure “no-net-loss”. *Journal of Environmental Management* 143, 61-70.
- Wissel, S., & Wätzold, F. 2010. A conceptual analysis of the application of tradable permits to biodiversity conservation. *Conservation Biology* 24, 404–411.
- Zedler, J. B. & J. C. Callaway. 1999. Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories? *Restoration Ecology* 7, 69–73.

Minkä tahansa yhteiskunnallisen toiminnan johdosta elinympäristöille aiheutettu ekologinen haitta voi olla mahdollista hyvittää elinympäristöjä ennallistamalla tai asettamalla alueita suojeluun. Koko prosessista käytetään nimitystä ekologinen kompensatio, ja kompensatiorakenteista tehtävistä toimista nimitystä ekologinen hyvitys. Käsitteellisesti ekologinen kompensatio muistuttaa 'saastuttaja maksaa'-periaatetta, missä saastuttaja korvaa aiheuttamansa vahingon; ekologisessa kompensatiossa luontoa heikentävä taho hyvittää aiheuttamansa heikennyksen. Tämä julkaisu keskittyy hyvitysten suunnittelun yleispäteviin ekologisiin periaatteisiin ja käyttöönoton mahdollisiin riskeihin. Julkaisussa kuvataan ekologisen kompensatiorakenteiden pääkäsitteet, sekä useita operatiivisesti tärkeitä päätöksiä, jotka oleellisesti määräävät kuinka hyvin ekologinen haitta todellisuudessa tulee hyvitettyksi. Julkaisu antaa välineet suunnitella ja arvioida hyvitysten suunnittelua systemaattisella ja perustellulla tavalla.



Ympäristöministeriö
Miljöministeriet
Ministry of the Environment

ISBN 978-952-11-4753-1 (nid.)

ISBN 978-952-11-4754-8 (PDF)

ISSN 1238-7312 (pain.)

ISSN 1796-1637 (verkköj.)