

Mikä tekee luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämistä Suomessa pirullisen ongelman?

SAMI PIRKKALA

ABSTRACT
What makes halting biodiversity loss in Finland a wicked problem?

The paper approaches the loss of biological diversity in Finland as a wicked problem. Based on Rittel and Webber's theory, it builds on a hypothesis that the wickedness of the problem originates from the different views the key stakeholders of Finnish natural resource policy hold towards the current state of biodiversity, as well as the actions necessary for stopping its decline. The paper also uses Schön and Rein's theory on the role of action frames in intractable policy controversies.

The paper reports the results of a study where Q methodology was used to identify the action frames of the key stakeholders. 25 key stakeholders from 24 different interest groups and key institutions participated in the study. Three action frames were identified that are shared by several key stakeholders and differ significantly from each other. The results of the study suggest that the wickedness of the problem culminates in the questions on whether the current actions to halt the biodiversity loss are sufficient or not, and if not, should the additional actions be based on legislative or voluntary measures. The study also explored the usability of Q methodology as a tool for identifying comprehensive action frames at organizational level.

Johdanto

Luonnon monimuotoisuuden eli biodiversiteetin köyhtyminen on ilmastomuutoksen ohella vakavimpia ihmiskunnan hyvinvointia uhkaavia ilmiöitä. Luonnon monimuotoisuuden köyhtymisessä on kyse paitsi lajien määrästä, myös geneettisen monimuotoisuuden vähenemisestä ja elinympäristöjen heikkeneemisestä. Luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen vaikuttaa erilaisten mekanismien kautta ekosysteemin toimintaan ja sitä kautta myös ihmisten hyvinvointiin – esimerkiksi viljasatojen on todettu heikentyneen luonnonvaraisten pölyttäjien vähenemisen myötä. (Cardinale 2012; Isbell 2013; Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2014; United Nations Environment Programme 2012.)

Vaikka ensimmäiset kansainväliset luonnonsuojelusopimukset laadittiin jo 1800-luvun lopulla,

kansainvälinen biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus laadittiin vasta vuonna 1992 ja Suomen kansallinen biologista monimuotoisuutta koskeva ensimmäinen toimintaohjelma vuonna 1997. Strategiaa ja toimintaohjelmaa on sittemmin uudistettu vuosina 2006 ja 2012. (Bowman ym. 2010; UN Convention on Biological Diversity 1992; Ympäristöministeriö 1997; Ympäristöministeriö 1998; Ympäristöministeriö 2007.)

Kansallisen strategian ja toimintaohjelman päätavoitteena on alusta alkaen ollut luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttäminen Suomessa. Kunnianhimoisesta ja yksityiskohtaisesta toimintaohjelmasta huolimatta päätavoitetta ei toistaiseksi ole saavutettu, vaan luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen jatkuu edelleen. Vuoden 2010 uhanalaisuusarvioinnin perusteella lajien uhanalaistuminen soilla, vesissä, rannoilla, kallioilla ja tuntureilla

on huomattavasti kiihtynyt. Metsissä ja kulttuuriympäristöissä uhanalaistuminen on sen sijaan hieman hidastunut, mutta näissäkin elinympäristöissä on enemmän lajeja, joiden uhanalaisuus on kasvanut kuin lajeja, joilla se on vähentynyt. (Rassi ym. 2010, 12; ks. myös Ympäristöministeriö 2014.) Miksi luonnon monimuotoisuuden köyhtymistä ei ole saatu pysäytettyä, vaikka sitä koskeva kansainvälinen sopimus solmittiin jo lähes neljännesvuosisata sitten ja kansallinen toimintaohjelmakin on ollut olemassa jo 20 vuotta?

Tässä artikkelissa luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämisen ongelmaa tarkastellaan pirullisen ongelman viitekehyksessä. Pirullisen ongelman käsitteen lanseeranneiden Horst Rittelin ja Melvin Webberin (1973, 159) mukaan yhteiskunnallisten ongelmien pirullisuus liittyy pääasiassa kahteen tekijään: ongelman määrittelystä ja sen paikallistamisesta vallitsee eri toimijoiden välillä erilaisia näkemyksiä, ja toimijoiden näkemykset ongelman ratkaisumalleista poikkeavat merkittävästi toisistaan. Luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämiseen sovellettuna tämä tarkoittaisi sitä, että luonnonvarapolitiikan keskeiset toimijat määrittelevät eri tavoilla luonnon monimuotoisuutta ja sen suojelua koskevia kysymyksiä ja erilaisiin määrittelyihin nojautuen suhtautuvat eri tavoin luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämistä koskeviin toimenpiteisiin.

Artikkeli perustuu luonnonvarapolitiikan keskeisille toimijoille (maa- ja metsätalouden etujärjestöt, ympäristöjärjestöt, tutkimuslaitokset ja julkisen hallinnon toimijat) tehtyyn Q-metodologiseen tutkimukseen, jossa kyseisten organisaatioiden toiminnanjohtajia tai luonnon monimuotoisuuskysymyksistä vastaavia johtavia asiantuntijoita pyydettiin arvioimaan luonnon monimuotoisuutta ja sen suojelua koskevia väittämiä. Q-lajittelujen analyysin kautta tutkimuksessa tunnistetaan kolme usean toimijan jakamaa mutta muista toimijoista poikkeavaa tapaa määrittellä luonnon monimuotoisuutta ja sen suojelua koskevia kysymyksiä.

Tutkimuksen teoriataustan muodostavat Rittelin ja Webberin (1973) pirullisen ongelman käsite sekä sille läheiset Schönin ja Reinin (1994) hankalia politiikkakiistoja ja niiden kehystämistä koskevat ajatukset ja käsitteet. Tutkimuksen taustalla vaikuttavat myös Reinin ja Schönin (1996) ja Lawsin ja Reinin (2003) ajatukset kehysreflektiosta ja hankalien politiikkakiistojen transformaatiosta uudelleenkehystä-

misen kautta. Tutkimus testaa Q-metodologian soveltuvuutta organisaatiotason toimintakehysten kartoittamiseen.

Teoriatausta

Rittelin ja Webberin mukaan moniarvoisissa yhteiskunnissa yhteiskunnallisen päätöksenteon piirissä olevat kysymykset ovat usein pirullisia; se mikä miellyttää yksiä kauhistuttaa toisia, ja se mikä näyttyy ratkaisuna yksille muodostaa uuden ongelman toisille (1973, 169). Kuten edellä todettiin, yhteiskunnallisen päätöksenteon piirissä olevien kysymysten ”pirullisuus” liittyy pääasiassa kahteen tekijään: ongelman määrittelystä ja sen paikallistamisesta vallitsee eri toimijoiden välillä erilaisia näkemyksiä, ja toimijoiden näkemykset toimivista ratkaisuista poikkeavat merkittävästi toisistaan (ma., 159).

Donald Schön ja Martin Rein (1994) käsittelevät pirullisten ongelmien tematiikkaa pari vuosikymmentä myöhemmin tarkastellessaan hankalien politiikkakiistojen ominaispiirteitä ja erilaisten kehystämistapojen merkitystä hankalien politiikkakiistojen ratkaisemisessa. Schön ja Rein pitävät *tavanomaisina politiikkakysymyksiä* sellaisia asioita, jotka ovat ratkaistavissa tutkimukseen perustuvan tiedon (*fact*) avulla. Esimerkkinä tällaisesta toimii vaikka tavallisen teollisen rakennushankkeen kaavoitus- ja lupaprosessi, jossa lainsäädännössä määriteltyä menettelyä noudattaen selvitetään hankkeen ympäristövaikutukset sekä muut päätökseen vaikuttavat tekijät, ja näiden tietojen perusteella tehdään asiaa koskeva päätös.

Hankaliksi politiikkakiistoiksi Schön ja Rein puolestaan määrittävät sellaiset politiikkakysymykset, jotka – toisin kuin tavanomaiset politiikkakysymykset – eivät ole ratkaistavissa tutkimukseen perustuvan tiedon avulla. Tutkimustiedon kyvyttömyys tarjota ratkaisuja hankaliin politiikkakiistoihin johtuu Reinin ja Schönin mukaan pääasiassa kahdesta tekijästä: toimijoiden keskuudessa ei yleensä vallitse yhdessä hyväksyttyä käsitystä siitä, mikä on asian kannalta relevanttia tutkimustietoa, ja silloinkin kun tutkimustieto on yhdessä todettu relevantiksi, osapuolten tutkimustiedosta tekemät tulokset ja johtopäätökset voivat olla täysin vastakkaisia (Schön ja Rein 1994, 3–5).

Schönin ja Reinin hankalan politiikkakiistan käsite on siis lähellä Rittelin ja Webberin pirullisen

ongelman käsitettä, mutta korostaa tiedon roolia. Tiedon rooli hankalissa politiikkakiistoissa onkin kiinnostava ja ajankohtainen kysymys: miten on mahdollista että yleisesti hyväksytty tutkimustieto voi johtaa jopa täysin vastakkaisiin tulkintoihin? Head (2008) painottaa pirullisten ongelmien hallintaa käsittelevässä artikkelissaan tiedon roolia ja kiinnittää huomiota erityisesti ilmiöiden institutionaalisiin ja sosiaalisiin rakenteisiin, prosesseihin ja suhteisiin sekä asenteisiin, arvoihin ja kulttuurisiin odotuksiin liittyvän tiedon merkitykseen pirullisten ongelmien käsittelyssä. Vaikka ongelma olisi lähtökohtaisesti luonnontieteellinen – kuten luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen – sen juurisyyt ovat yhteiskunnallisessa toiminnassa, ja ratkaiseminen edellyttää näihin juurisyyihin liittyvää tietoa.

Schönin ja Reinin avainkäsite hankalien politiikkakiistojen ymmärtämiseen on *kehystäminen* (*framing*). Kehystämisessä on kyse siitä, miten toimija tulkitsee eteen tulevaa uutta tilannetta ja minkälaisia omaa toimintaa koskevia johtopäätöksiä toimija tulkinna pohjalta tekee. (Schön ja Rein 1994, 32; ks. myös Laws ja Rein 2003, 173; Raitio 2008, 48–50; Wagenaar 2011, 223.)¹

Kehystäminen on siis prosessi, joka ohjaa toimintakehityksen muodostumista. *Toimintakehitys* puolestaan ohjaa käyttäytymistä ja valintoja käsillä olevassa asiassa ja tilanteessa (Schön ja Rein 1994, 33). Toimintakehitys ja siihen liittyvä kehystäminen on syytä erottaa retorisesta kehystämisestä, jolla tarkoitetaan pyrkimystä vaikuttaa muiden tapaan määrittellä ja arvioida kehystämisen kohteena olevaa asiaa tai tilannetta (Dewulf ym. 2009, 160–161; Kuypers 2006, 8; Schön ja Rein 1994, 32; kehyskäsitteen erilaisista määrittelyistä ks. myös Entman 1993; Hänggeli ja Kriesi 2012; Vliegthart ja Van Zoonen 2011; de Vreese 2012). Retorista kehystämistä on tutkittu runsaasti. Retorista kehystämistä koskevat tutkimukset ovat yleensä julkisiin aineistoihin, kuten puheisiin tai mediaesiintymisiin perustuvia tutkimuksia tai tutkimusta median tavasta kehystää tiettyä ajankohtaista ilmiötä. (Ks. esim. Dirix ja Gelders 2010; Matthes 2012.)

Retoristen kehysten tutkimus julkisten aineistojen kautta on mahdollista ja perusteltua, tapahtuahan retorinen vaikuttaminen suurelta osin juuri julkisessa yhteiskunnallisessa keskustelussa. Toimintakehityksiin sen sijaan on vaikeaa tai jopa mahdotonta päästä kiinni julkisen aineiston kautta. Tämä johtuu siitä, että julkinen kommunikointi pyrkii lähes poik-

keuksetta perustelevaan toimijan omaa näkemystä ja vaikuttamaan muiden ajatteluun (ja on siis retorista kehystämistä). Se ei tällöin välttämättä heijasta toimijan omaa käyttäytymistä ohjaavaa toimintakehystä, joka on tämän tutkimuksen keskiössä.²

Toimintakehysten identifioiminen on kuitenkin erityisen tärkeää juuri pirullisissa ongelmissa ja hankalissa politiikkakiistoissa. Se voi auttaa politiikan suunnittelijoita identifioimaan sellaisia politiikkainstrumentteja, jotka vastaavat kyseisen politiikkasektorin toimijoiden toimintakehityksiä sekä kehittämään sellaisia ratkaisuja, jotka riittävässä määrin huomioivat erilaiset toimintakehitykset ja niiden asettamat reunaehdot.

Myös politiikkakiistojen osapuolille itselleen toimintakehysten tunnistaminen voi olla hyödyllistä: Reinin ja Schönin (1996) mukaan se voi oikein prosessoituna johtaa kehysreflektioon, jossa toimijat eivät ainoastaan toimi kehystensä pohjalta vaan kääntyvät tietoisesti ”sisäänpäin” tarkastelemaan omaa toimintakehystään. Tämä voi parhaimmillaan johtaa toimintakehysten muutokseen (transformaatioon) ja sitä kautta pirullisen ongelman tai hankalan politiikkakiistan uudelleenmäärittelyyn vähemmän vahingolliseen muotoon. (Goffman 1974, 43–44; Laws ja Forrester 2007, 347; Laws ja Rein 2003; Mason ja Müller 2007, 242–246; Rein ja Schön 1996, 94; Snow ym. 1986, 473; ks. myös Huutoniemi 2014, 13.) Juuri kehustransformaatio – ajatus siitä että kehysten tunnistaminen voi kehysreflektion kautta johtaa toimintakehysten uudelleenmäärittelyyn ja tarjota näin avaimia hankalien politiikkakiistojen tai pirullisten ongelmien ratkaisuun – on toiminut kannustimena tämän tutkimuksen toteutukselle ja Q-metodologian testaamiselle kehysten tunnistamismenetelmänä.

Yhteiskuntatieteellistä ympäristöntutkimusta erilaisten toimijatahojen tai sidosryhmien suhtautumisesta luonnon monimuotoisuuteen ja sen suojeluun on runsaasti. Merkittävä osa tutkimuksesta käsittelee sidosryhmien osallistamista erilaisten suojelu- ja ympäristöhankkeiden valmisteluun (esim. Forrester ym. 2015; Steelman 2000; Webler ja Tuler 2006 ja 2001), konkreettisiin hankkeisiin liittyvien sidosryhmänäkemyksen kartoittamista (esim. Curry ym. 2012; Ellis ym. 2007; Hiedanpää ja Pellikka 2013; Kangas ym. 2010; Woods 2003; Živojinovi 2015) sekä akuuttien ympäristökonfliktien luonnetta ja hallintaa (esim. Niemelä ym. 2005; Oksanen 2003; Redpath ym. 2013; Young ym. 2010 ja 2005).

Empiiristä tutkimusta siitä, miten toimijoiden

tavat kehystää luonnon monimuotoisuutta ja sen suojeluun liittyviä kysymyksiä vaikuttavat suojelun onnistumiseen, on kuitenkin varsin vähän. Kaisa Raitio (2008) tarkastelee väitöskirjatutkimuksessaan kehysten ja kehystämisen vaikutusta suomalaisissa metsäkiistoissa. Raition tutkimus on tarkastelutavaltaan lähellä käsillä olevaa tutkimusta, mutta poikkeaa kuitenkin oleellisesti niin aiheen rajauksen, menetelmän kuin tulostenkin osalta. Sarkki ym. (2015) tarkastelevat artikkelissaan kansallisten biodiversiteettistrategioiden ja toimintaohjelmien vaikutusta biodiversiteettikysymysten valtavirtaistamiseen eri politiikkasektoreilla. Sarkin ym. tutkimuksessa keskeinen sosiaalisen oppimisen käsite on varsin lähellä kehysreflektion ja -transformaation ajatusta.

Q-metodologia toimintakehysten tunnistamisen välineenä

Kuten edellä todettiin, toimijoiden toimintakehysten tunnistaminen on tärkeää pirullisissa ongelmissa ja hankalissa poliittikiistoissa, mutta toimintakehystyksiä ei ole mahdollista tutkia julkisten aineistojen kautta. Toimintakehystyksiä on luontevaa tutkia toiminnan kautta, mutta toimintakehystyksen kokonaisvaltainen ja systemaattinen määrittely toimintaa tutkimalla on varsin työlästä (ks. esim. Schön ja Reinin tapaustutkimukset 1994, 61–129 tai Raition (2008) tutkimus). Mikäli tutkimuksen tavoitteena on samanaikaisesti määrittellä usean toimijan toimintakehys samaan asiakokonaisuuteen, olisi tarkoituksenmukaista käyttää menetelmää, joka pääsee kiinni toimijan sisäiseen maailmaan välttämällä julkisten aineistojen karikat ja joka tuottaa kokonaisvaltaisen kuvan systemaattisella tavalla ollen kuitenkin samaan aikaan työekonomisesti tehokas. Tässä tutkimuksessa testataan Q-metodologian soveltuvuutta menetelmäksi, jolla päästäisiin kiinni toimijoiden sisäiseen maailmaan kokonaisvaltaisella ja systemaattisella, mutta samalla työekonomisesti kohtuullisen tehokkaalla tavalla.

Q-metodologia on alun perin psykologian tieteenalalla kehitetty menetelmä, joka tuottaa tietoa vastaajien subjektiivisista preferensseistä ja vastaajien välisistä perheyhtäläisyyksistä preferenssien suhteen. Q-metodologisen tutkimuksen menetelmällinen lopputuotos ovat faktorit, jotka kuvaavat usean eri vastaajan keskenään jakamaa tapaa ymmärtää tutkimuksen kohteena olevaa ilmiötä tai asiaa. (Ks.

Addams 2000; Brown 1980 ja 1986, Durning ja Brown 2007; Dziopa ja Ahern 2011; Ramlo 2016; Watts ja Stenner 2012.) Q-metodologia tuottaa hollistista dataa, ts. tietoa vastaajien kokonaisvaltaisesta suhtautumisesta tutkimuksen kohteena olevaan kysymykseen. Q-metodologia tuottaa siis tietoa kohderyhmän toimintakehystyksiä, mutta tulokset eivät ole yleistettävissä tutkimuksen kohderyhmää laajempaan populaatioon. (Addams 2000, 33–34; Eyvindson ym. 2015, 520; Watts ja Stenner 2012, 175–176.) Vaikka Q-metodologia on Suomessa verrattain vähän käytetty empirinen menetelmä (suomalaisista metodologiasta toteutetuista tutkimuksista ks. esim. Addams 2000; Kangas ym. 2010; Pulkkinen 2014), on sitä kansainvälisesti käytetty runsaasti yhteiskuntatieteellisessä ympäristöntutkimuksessa ja ympäristökonfliktien tutkimuksessa (ks. esim. Bredin ym 2015; Breukers 2006; Cuppen ym. 2010; Curry ym. 2012; Dayton 2000; van Eeten 2000; Ellis ym. 2007; Forrester ym. 2015; Steelman 2000; Webler ja Tuler 2006; Webler ja Tuler 2001; Woods 2003; Živojinovi ja Wolfslehner 2015).

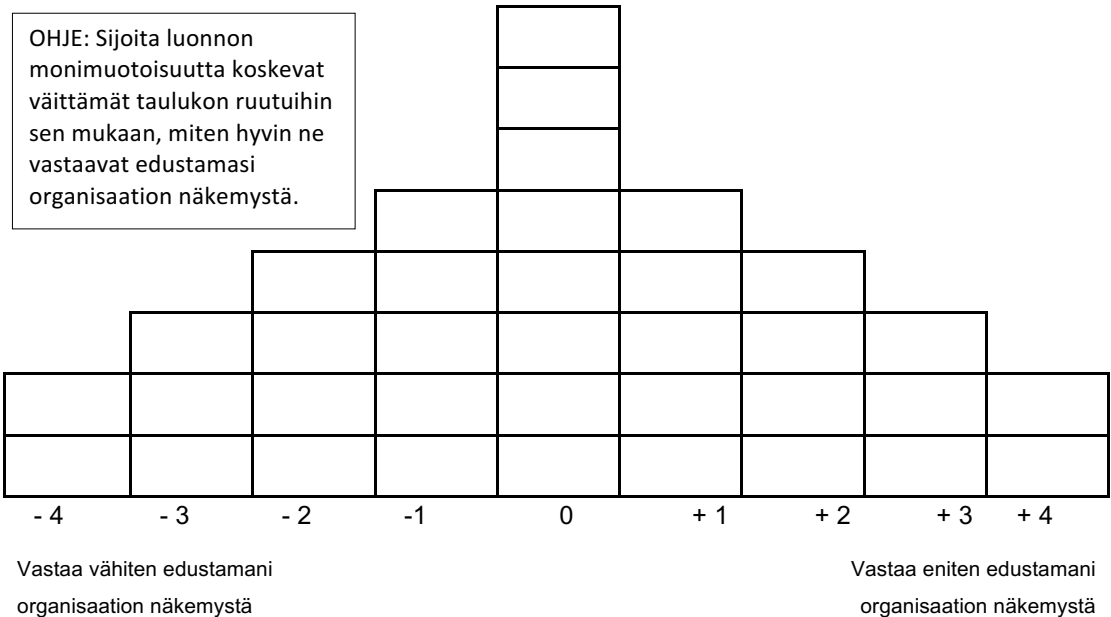
Q-metodologinen tutkimus etenee vaiheittain seuraavasti: työ käynnistyy tutkimusaiheeseen liittyvien erilaisten mielipiteiden ja väitteiden keräämisellä eri lähteistä. Väitteiden keräämistä jatketaan kunnes täysin uudenlaisia tutkimuksen aiheeseen liittyviä väitteitä ei enää löydy. Kylläntyneestä aineistosta kootaan tyypillisesti 30–50 väitteen suuruinen *väiteotos*, joka sisältää tutkimuksen kohteena olevaa asiaa eri näkökulmista peilaavia väitteitä. Väiteotoksen kokoamisen jälkeen tutkija määrittää tutkimuksen *vastaajajoukon*, joka tavallisesti on suuruudeltaan 20–30 vastaajaa. Vastaajajoukon määrittelyssä oleellista on vastaajien valikointi siten, että vastaajat voivat tarjota erilaisia näkökulmia aiheeseen. (Tarkemmin Q-metodologisen tutkimuksen vaiheista ks. esim. Addams 2000, 19–34; Brown 1980, 183–263; Brown 1986; Durning ja Brown 2007, 539–548; Watts ja Stenner 2012, 50–168.)

Varsinainen aineistonkeruu tapahtuu kahdenkeskisessä haastattelutilanteessa. Tutkija pyytää vastaajaa sijoittamaan korteille kirjoitetut väiteotoksen väitteet pyramidin malliseen taulukkoon, jossa on yhtä monta ruutua kuin väiteotoksessa on väitteitä (kuvio 1). Taulukossa äärimmäiseksi vasemmalle vastaajaa ohjeistetaan sijoittamaan ne väitteet, jotka ovat vähiten vastaajan oman näkemyksen mukaisia ja äärimmäiseksi oikealle ne väitteet, jotka ovat eniten vastaajan oman näkemyksen mukaisia. Kun vas-

taaja on suorittanut Q-lajittelun, tutkija pyytää vastaajaa perustelemaan tekemänsä lajittelua erityisesti niiden väitteiden osalta, jotka vastaaja on sijoittanut vastaustaulukon ääripäihin.

Kun tutkija on haastatellut kaikki tutkimuksen vastaajajoukkoon kuuluvat, lajitteluille tehdään *vastaajakohtainen faktorianalyysi*. Vastaajakohtaisen faktorianalyysin keskeinen ero tavanomaiseen faktorianalyysiin on siinä, että kun tavanomaisessa faktorianalyysissä muuttujia ovat esimerkiksi kyselylomakkeen väittämät, ja faktori muodostuu voimakkaasti keskenään korreloivista väittämistä, niin Q-metodologisessa faktorianalyysissä muuttujia ovat vastaajien tekemät Q-lajittelut, ja faktorit muodostuvat voimakkaasti keskenään korreloivista Q-lajitteluista. Vastaajakohtaisen faktorianalyysin voi periaatteessa tehdä millä tahansa tilasto-ohjelmalla, mutta tarkoitukseen on kehitetty myös omia ohjelmistoja, kuten PCQ ja PQMethod.

Q-lajitteluiden latautumisessa samalle faktorille on kyse siitä, että Q-lajittelun tehneet vastaajat ovat järjestäneet väitteet keskenään hyvin samankaltaisella tavalla. Tämä puolestaan tarkoittaa sitä, että kyseisten vastaajien tapa ymmärtää tutkimuksen kohteena olevaa asiaa tai ilmiötä on hyvin samankaltainen. Samalle faktorille latautuneet Q-lajittelut muodostavat yhdessä *faktorikuvauksen*, joka ideaalityyppinomaisesti edustaa kaikkia kyseiselle faktorille latautuneita Q-lajitteluja. Kaikki faktorille tilastollisesti merkittävästi latautuneet Q-lajittelut vaikuttavat faktorikuvauksen sisältöön sillä painoarvolla, millä ne ovat latautuneet kyseiselle faktorille. Faktorikuvaus on ikään kuin kuvitteellinen Q-lajittelu, jonka kaikki kyseiselle faktorille latautuneet vastaajat ovat täyttäneet yhdessä. Faktorikuvauksia tutkimalla ja vertaamalla saadaan käsitys kunkin faktorin kattaman vastaajajoukon toimintakehyksestä.



Kuvio 1. Tutkimuksessa käytetty vastaustaulukko.

Tutkimuksen toteutus

Väiteotos

Käsillä olevan tutkimuksen väiteotos on koottu vuonna 2012 kansallisen biodiversiteettistrategian ja -toimintaohjelman uudistamisen yhteydessä ympäristöministeriölle annetuista etujärjestöjen ja muiden institutionaalisten toimijoiden lausunnoista. Ympäristöministeriölle annetuista 43 lausunnosta poimin yhteensä 153 väittämää, joista kokosin 36 väittämää sisältävän väiteotoksen. Väiteotoksen edustavuuden varmistamiseksi määrittelin lausuntoihin ja strategialuonnoksen sisältöjaotteluun perustuen yhdeksän kattoteemaa, joista kunkin alle sijoittui vähintään kaksi ja enintään kuusi väittämää. Väiteotoksen kattavuuden varmistamiseksi tutustuin myös vuosina 1997 ja 2006 annettuihin, silloin valmistella olleita biodiversiteettistrategioita koskeviin lausuntoihin. Väiteotos ja väitteiden numerot löytyvät liitetaulukosta 1.

Väiteotoksen keruutavasta johtuen tutkimus rajoittuu luonnon monimuotoisuuden kannalta keskeisten etujärjestöjen ja institutionaalisten toimijoiden keskuudessa käytyyn keskusteluun. On selvää, että aineiston keruutapa jättää joitain luonnon monimuotoisuuteen ja sen suojeluun liittyviä näkökohtia tarkastelun ulkopuolelle. Toteutustapaa voidaan kuitenkin perustella sillä, että etujärjestöjen lausunnoissa nousevat esille juuri ne näkökohdat, jotka ovat merkittäviä biodiversiteettipolitiikan toimeenpanon kannalta keskeisille kansallisille toimijoille ja siten oleellisia tämän tutkimuksen tavoitteiden kannalta.

Vastajaat

Tutkimuksen vastaajiksi valitsin luonnonvarapolitiikan etujärjestöjä ja institutionaalisia toimijoita, jotka ovat keskeisessä roolissa kansallisen biodiversiteettipolitiikan muotoilussa ja toimeenpanossa. Valikoin osallistujiksi luonnon monimuotoisuuden kansalliseen seurantaryhmään³ kuuluvia toimijoita. Lisäksi pyysin osallistujiksi sellaisia toimijoita, jotka eivät kuulu monimuotoisuuden seurantaryhmään, mutta ovat muuten olleet aktiivisia luonnon monimuotoisuuteen liittyvissä kysymyksissä esimerkiksi ottamalla julkisesti kantaa biodiversiteettistrategiaan ja toimintaohjelmaan sen valmisteluvaiheessa. Li-

säksi pyysin haastateltavia identifioimaan tutkimuksen kannalta relevantteja toimijoita, ja lisäksi tällaisia toimijoita vastaajajoukkoon. Tutkimukseen vastaajajoukko ja vastaajista käytetyt lyhenteet on kuvattu taulukossa 1.

Koska Q-metodologisen tutkimuksen tarkoituksena on selvittää vastaajien subjektiivisia preferenssejä ja vastaajien välisiä perheyhtäläisyyksiä preferenssien suhteen (ts. tietyn vastaajajoukon kesken jaettua, muusta vastaajajoukosta poikkeavaa tapaa kehystää tutkimuksen kohteena olevaa ilmiötä tai asiaa), tutkimuksen tulokset eivät yleensä ole riippuvaisia jonkun tietyn yksittäisen toimijan mukanaolosta tai puuttumisesta. Oleellista on, että vastaajajoukko kattaa aihetta eri näkökulmista tarkastelevia toimijoita, ja vastaajia on riittävä määrä (ks. Addams 2000, 21; Brown 1980, 191–192; Watts ja Stenner 2012, 71–73). Tutkimuksen vastaajajoukko täyttää hyvin nämä kriteerit.

Kustakin vastaajaorganisaatiosta identifioin haastateltavaksi organisaation toiminnanjohtajan tai biodiversiteettipolitiikkalinjauksista vastaavan ja linjaukset hyvin tuntevan henkilön. Suuri osa haastatelluista oli samoja henkilöitä, jotka ovat toimineet organisaation viimeaikaisten biodiversiteettipolitiikkaa koskevien lausuntojen laatijoina tai allekirjoittajina. Useat haastatellut olivat organisaationsa edustajia luonnon monimuotoisuuden kansallisessa seurantaryhmässä. Haastateltavien valintakriteereinä oli lisäksi, että haastateltavat olivat toimineet kyseisen organisaation palveluksessa tarpeeksi pitkään tunteakseen kattavasti organisaationsa ajattelua luonnon monimuotoisuuteen liittyvissä kysymyksissä. Tutkimukseen osallistuneet henkilöt olivat olleet edustamansa organisaation palveluksessa keskimäärin 13,5 vuotta ja nykyisessä tehtävässään keskimäärin 8,5 vuotta.

Haastattelutilanteessa painotin, että tutkimuksessa ollaan kiinnostuneita vastaajan edustaman organisaation näkemyksistä eikä vastaajan henkilökohtaisista näkemyksistä. Asia oli korostetusti esillä myös vastaustaulukon kirjallisissa vastausohjeissa. Tämä on tutkimuksen tulosten validiteetin kannalta merkittävä yksityiskohta. Q-metodologinen tutkimus tarkastelee yleensä yksilöiden subjektiivisia preferenssejä, ja organisaatiotasoon kohdistuvaa tutkimusta on hyvin vähän. Curry ym. (2012) ovat tutkineet sidosryhmien erilaisia tapoja hahmottaa kestävän kehityksen ympäristöluottuvuutta, ja Cuppen ym. (2010) ovat tutkineet Q-metodologian hyö-

dyntämistä sidosryhmädialogin osallistujien kartoittamisessa. Näissä tutkimuksissa sidosryhmätasoa koskevat johtopäätökset perustuvat kuitenkin aineistoon, jossa sidosryhmiin kuuluvat vastaajat ovat tehneet Q-lajittelun omien henkilökohtaisten näkemystensä pohjalta, ja henkilökohtaisten näkemysten on tutkimuksissa tulkittu olevan yhteneväisiä vastaajan viiter ryhmän näkemysten kanssa.

Tämän tutkimuksen aineistosta voidaan tehdä luotettavia, organisaatiotasoa koskevia johtopäätöksiä mm. seuraavista syistä: ensinnäkin vastaajat ovat työskennelleet pitkään edustamansa organisaation palveluksessa ja tuntevat hyvin paitsi organisaation biodiversiteettipolitiikkaa koskevat linjaukset, myös laajemmin organisaation ajattelua luonnonvarapolitiikkaan liittyvissä kysymyksissä, ja toiseksi, vastaajat on haastattelutilanteessa selkeästi ohjeistettu tekemään Q-lajittelu nimenomaan edustamansa organisaation näkökulmasta.

On myös aiheellista huomata, että tosielämässä tutkimuksen vastaajat toimivat organisaatioidensa puhemiehinä erilaisissa biodiversiteettipolitiikan muotoiluun liittyvissä tilanteissa, ja heidän esittämänsä näkemykset katsotaan näissä tilanteissa heidän edustamiensa organisaatioiden näkemyksiksi. Toisen samassa organisaatiossa toimivan henkilön valinta haastateltavaksi olisi todennäköisesti johtanut joidenkin yksittäisten väitteiden sijoittumiseen toiseen kohtaan taulukossa, mutta 36 väitteen kokonaisuasettelu olisi kuitenkin ollut pääosin samankaltainen, eikä aineiston analyysissä faktorilatautuminen olisi tästä merkittävästi muuttunut.

Tulokset

Aineiston tilastollinen analyysi on tehty Q-metodologiseen tutkimukseen kehitetyllä PQMethod-ohjelmistolla. Sentroidianalyysin ja Varimax-rotatation tuloksena aineistosta erottui kolme faktoria, joille kullekin latautui merkitsevästi useita Q-lajitteluja. Kaiser-Guttmanin kriteerin (ks. esim. Watts ja Stenner 105–106) mukaan faktoreiden ominaisarvojen tulisi ennen rotaatiota olla suurempia kuin 1. Tämä toteutui kolmen faktorin ratkaisussa. Kolme faktoria selittävät yhdessä 52 prosenttia aineiston varianssista, ja 25 Q-lajittelusta 19 latautui tilastollisesti merkitsevästi jollekin kolmesta faktorista. Tilastollisesti merkitsevän faktorilatautumisen raja $p < 0,01$ tasolla oli 0,52.

Taulukko 1. Vastaajajoukko ja vastaajista käytetyt lyhenteet.

BirdLife Suomi	BL
Elinkeinoelämän keskusliitto	EK
Greenpeace	GP
Kuntaliitto	KL
Liikenne- ja viestintäministeriö	LVM
Luonnontieteellinen keskusmuseo	Luom
Luonto-Liitto ry	LuLi
Maa- ja metsätalousministeriö	MMM
Maa- ja metsätaloustuottajain Keskusliitto	MTK
Metsähallitus (Luontopalvelut)	MhLp
Metsähallitus (Metsätalous)	MhMt
Metsätalouden kehittämisskeskus Tapio	TAP
Metsäteollisuus ry	MT
Natur och Miljö	NM
Paliskuntain yhdistys	Pali
Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos	RKTL
Suomen luonnonsuojeluliitto	SLL
Suomen metsästäjäläiitto	MeLi
Suomen Ympäristökeskus	SYKE
Suomen yrittäjät	Yrit
Svenska Lantbruksproducenternas Centralförbund	SLC
Työ- ja elinkeinoministeriö	TEM
WWF Suomi	WWF
Ympäristöministeriö (2 haastattelua)	YM1 ja YM2

Faktori 1:n ominaisarvo on 7,0 ja se selittää 28 prosenttia aineiston varianssista. Tutkimuksen 25 toimijasta kymmenen latautuu tilastollisesti merkitsevästi tälle faktorille. Faktorille latautuvat kaikki tutkimukseen osallistuneet ympäristöjärjestöt (Birdlife Suomi, Greenpeace, Luontoliitto, WWF Suomi, Natur och Miljö ja Suomen luonnonsuojeluliitto), luonnontieteellinen keskusmuseo sekä metsähallituksen luontopalvelut. Myös ympäristöministeriön molemmat haastatellut latautuvat tilastollisesti merkitsevästi tälle faktorille.

Faktorin 2 ominaisarvo on 3,5 ja se selittää 14 prosenttia aineiston varianssista. Tutkimuksen 25 toimijasta viisi latautuu tilastollisesti merkitsevästi tälle faktorille. Faktorille latautuvia toimijoita ovat MTK, Metsäteollisuus, Svenska Lantbruksproducen-

ternas centralförbund SLC, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos sekä Suomen metsästäjäliitto.

Faktorin 3 ominaisarvo on 2,5 ja se selittää kymmenen prosenttia aineiston varianssista. Tutkimuksen 25 toimijasta neljä latautuu tilastollisesti merkittävästi tälle faktorille. Nämä toimijat ovat Suomen ympäristökeskus, Kuntaliitto, Suomen yritykset ja Metsähallituksen metsätalous.

Osa tutkimukseen osallistuneista toimijoista ei lataudu tilastollisesti merkittävästi millekään faktorille. Maa- ja metsätalousministeriö sijoittuu lähelle faktoria 2, työ- ja elinkeinoministeriö lähelle faktoreita 2 ja 3 ja liikenne- ja viestintäministeriö lähelle faktoria 1. Tapio ja Paliskuntain yhdistys jäävät selvästi tutkimuksen faktorirajaan ulkopuolelle. Faktorilataukset ja väitteiden faktoreilla saamat arvot on esitetty liitetaulukoissa 1 ja 2.

Faktoreihin ja faktorikuvauksiin perustuen esitelen seuraavaksi kolme toisistaan poikkeavaa toimintakehystä, jotka ohjaavat luonnonvarapolitiikan keskeisten toimijoiden toimintaa suhteessa luonnon monimuotoisuuteen ja sen suojeluun. Jatkotarkastelun helpottamiseksi olen nimennyt toimintakehykset seuraavasti: tiukemman suojelupolitiikan kannattajat (faktori 1), vapaaehtoisen suojelun kannattajat (faktori 2) ja ekosysteemilähestymistavan kannattajat (faktori 3).

Tiukemman suojelupolitiikan kannattajat (faktori 1)

Tiukemman suojelupolitiikan kannattajia yhdistää vahva näkemys siitä, että kansalliset toimet luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi ovat nykyisellään riittämättömiä (33: 4), ja että ilman merkittäviä lisätoimia luonnon köyhtyminen Suomessa jatkuu (32: 4).⁴ He myös suhtautuvat hyvin kriittisesti vapaaehtoiseen suojeluun (35: -2; 10: -4) ja katsovat, että taloudelliset reunaehdot eivät saisi liikaa määrittää luonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi tehtäviä toimenpiteitä (3: 3). Näin ajattelevat kokevat myös, että nykyisessä lainsäädännössä on merkittäviä puutteita luonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta, ja että näiden epäkohtien korjaamiseen tulisi panostaa merkittävästi (7: 2).

Luonnonsuojelualueverkosto on tiukemman suojelupolitiikan kannattajille erittäin tärkeä: luonnonsuojelualueverkoston kehittämiseen vapaaehtoisuuden pohjalta suhtaudutaan erittäin kriittisesti (10:

-4) samoin kuin myös metsästyksen sallimiseen luonnonsuojelualueilla (24: -4). Suojelualueiden välisen kytkeytyneisyyden lisääminen nähdään merkittävänä tekijänä suojelualueverkoston kehittämisessä (13: 3).

Vapaaehtoisen suojelun kannattajat (faktori 2)

Vapaaehtoisen suojelun kannattajat suhtautuvat luonnonsuojelualueverkoston kehittämiseen ja toimintaan luonnonsuojelualueilla hyvin joustavasti: luonnonsuojelualueiden verkostoa tulisi kehittää pääasiassa vapaaehtoisen suojelun pohjalta (10: 3), ja metsästyksen tulisi olla sallittua luonnonsuojelualueilla (24: 2). Vapaaehtoisen suojelun kannattajat pitävät luonnonsuojelualueiden välisen kytkeytyneisyyden nykyistä tasoa hyvänä eivätkä näe tarvetta kytkeytyneisyyden lisäämiselle (13: -3).

Vapaaehtoisen suojelun kannattajat eivät jaa näkemystä siitä, että kansalliset toimet luonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi olisivat nykyisellään riittämättömiä (33: -3). He katsovat, että luonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi on tehty runsaasti toimenpiteitä, joiden vaikutus monimuotoisuuteen ei täysimittaisesti näy vielä nykytilanteessa. Kyse on siis toimenpiteiden ja niiden aikaansaamien muutosten välisestä viiveestä eikä välttämättä siitä, että luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen ilman merkittäviä lisätoimia edelleen jatkuisi (32: -2).

Ekosysteemilähestymistavan kannattajat (faktori 3)

Luonnon monimuotoisuutta koskevassa tutkimuksessa on viime vuosina korostunut kokonaisvaltainen ekosysteemeihin ja niiden tuottamiin palveluihin kohdistuva tutkimusote. Ekosysteemipalveluilla tarkoitetaan luonnon tarjoamia aineellisia ja aineettomia palveluja, jotka voidaan jakaa tuotanto-, ylläpito-, sääntely- ja kulttuuripalveluihin. (Ekosysteemipalveluiden tarkemmasta määrittelystä ks. Jäppinen ja Heliölä 2015.)

Tutkimuksessa identifioitu kolmas toimintakehyksen painottaa selvästi muita toimintakehyksiä vahvemmin ekosysteemiajattelun ja ekosysteemipalveluiden merkitystä. Toimintakehyksen sisältää osittain samoja elementtejä kuin vapaaehtoisen suojelun kannattajien toimintakehyksen, mutta ei ole yhtä selvästi vastak-

kainen tiukemman suojelupolitiikan kannattajien toimintakehyksen kanssa.

Ekosysteemilähestymistavan kannattajat pitävät ekosysteemipalveluita luonnon monimuotoisuuden suojelun kannalta hyvänä käsitteenä, koska se korostaa ihmisen luonnosta saamia hyötyjä (17: 4). Ekosysteemilähestymistavan kannattajat eivät ota kantaa siihen, jatkuuko luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen ilman merkittäviä lisätoimia (32: 0), mutta arvioivat kuitenkin, että kansalliset toimet luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi ovat nykyisellään riittäviä (33: -2).

Ekosysteemilähestymistavan kannattajille puhdas monimuotoinen luonto, puhtaat vedet ja luonnonvarojen rikkaus ovat suomalaisten alueiden keskeisiä vetovoimatekijöitä (29: 4), ja ekosysteemien arvoa hyvinvoinnin lähteenä sekä puhtaan veden, ilman ja uusiutuvien luonnonvarojen tuottajana tulisi korostaa (22: 3). Ekosysteemilähestymistavan kannattajille ekosysteemipalveluiden ymmärtäminen ja hyödyntäminen ovat keskeinen keino luonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi.

Faktorilatausten perusteella laadittu visualisointi toimijoiden ja toimintakehysten sijoittumisesta eri faktoreille esitetään kuviossa 2.

Toimintakehysten väliset jakolinjat

Edellä on esitelty kolme luonnonvarapolitiikan keskeisten toimijoiden keskuudessa vallitsevaa luonnon monimuotoisuuteen ja sen suojeluun liittyvää toimintakehystä. Siirryttäessä tarkastelemaan toimintakehysten välisiä eroja ja jakolinjoja on oleellista pitää mielessä, että toimintakehysten kuvaukset – siinä missä faktoritkin – ovat yleisiä malleja eivätkä siis sellaisenaan yksi yhteen kuvaa minkään yksittäisen toimijan toimintakehystä. Kaiken kaikkiaan tutkimuksen tarkoituksena ei ole lokeroida yksittäisiä toimijoita, vaan kuvata erilaisten yleisten toimintakehysten olemassaolo.

Tulosten perusteella toimintakehysten väliset erot olivat erityisen selviä seuraavissa asioissa:

Suhtautuminen suojelun nykytason riittävyteen. Tiukemman suojelupolitiikan kannattajat ovat vahvasti sitä mieltä, että nykyiset toimenpiteet ovat riittämättömiä luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämiseksi. Vapaaehtoisen suojelun kannattajien keskuudessa vallitseva näkemys puolestaan on, että luonnon monimuotoisuuden suoje-

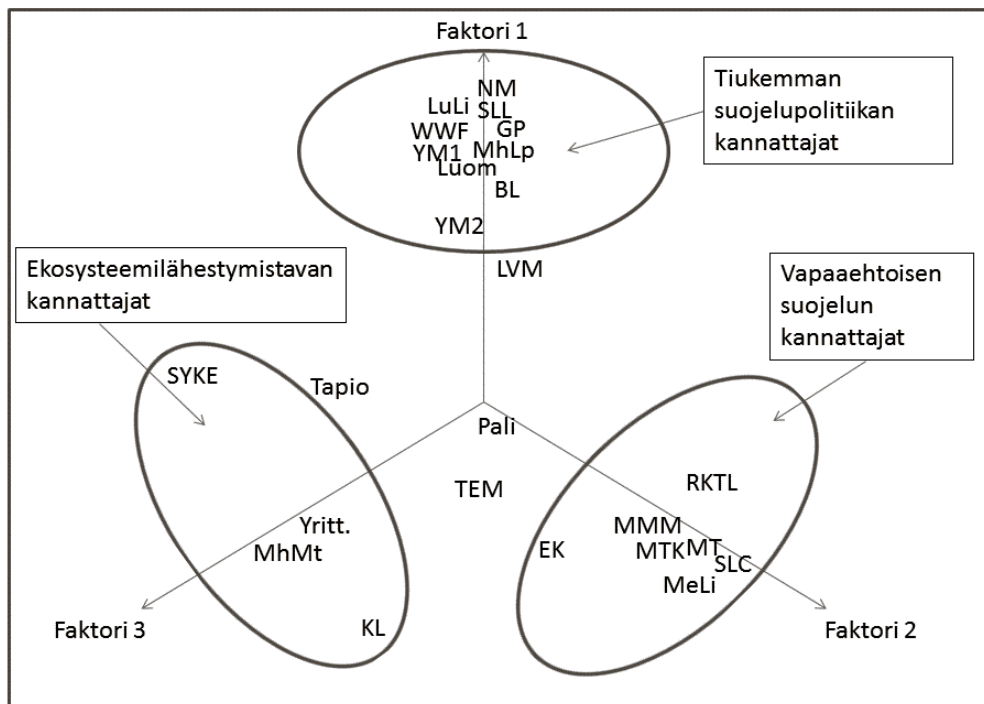
lun eteen on tehty paljon, eivätkä merkittävät lisätoimenpiteet ole tarpeen. Se, että luonnon monimuotoisuuden köyhtyminen näyttää tutkimusten valossa edelleen jatkuvan, johtuu vapaaehtoisen suojelun kannattajien mukaan ainakin osittain ajallisesta viiveestä; kestää aikansa ennen kuin toimenpiteiden vaikutus monimuotoisuudelle näkyy monimuotoisuuden tilassa. Ekosysteemilähestymistavan kannattajat eivät ole halukkaita ottamaan vahvasti kantaa suojelun nykytason riittävyteen.

Suhtautuminen vapaaehtoiseen suojeluun. Toinen merkittävä jakolinja tiukemman suojelupolitiikan kannattajien ja vapaaehtoisen suojelun kannattajien välillä liittyy vapaaehtoisen suojeluun. Tiukemman suojelupolitiikan kannattajat suhtautuvat erittäin epäluuloisesti vapaaehtoisen suojeluun, kun taas vapaaehtoisen suojelun kannattajat puolestaan näkevät sen merkittävänä mahdollisuutena ja myös ideologisena kysymyksenä (mm. liittyen maanomistajien oikeuteen päättää maaomaisuutensa käytöstä). Ekosysteemilähestymistavan kannattajat suhtautuvat melko myönteisesti vapaaehtoisen suojeluun, mutta kysymys ei ole ekosysteemilähestymistavan kannattajille samalla tavalla merkityksellinen kuin vapaaehtoisen suojelun kannattajille.

Maaseudun aktiivinen hoito ja asuttuna pitäminen. Maaseudun aktiivinen kehittäminen ja asuttuna pitäminen sekä maanviljelijöiden rooli ekosysteemipalveluiden välittäjänä ovat erityisen tärkeitä vapaaehtoisen suojelun kannattajille. Suojelun nykytasoon tyytymättömille ja ekosysteemilähestymistavan kannattajille maaseudun asuttuna pitäminen ei näytä erityisen merkityksellisenä kysymyksenä.

Ekosysteemipalveluiden ja ekosysteemiajattelun merkitys. Ekosysteemipalveluiden ja ekosysteemiajattelun merkitys puolestaan vaikuttaa olevan erityisen tärkeä kysymys ainoastaan ekosysteemilähestymistavan kannattajille. Ekosysteemilähestymistavan kannattajille ekosysteemipalvelut näyttävät luonnon monimuotoisuuden suojelun kannalta erityisen hyödyllisenä käsitteenä, koska se korostaa ihmisen luonnosta saamia hyötyjä. Tiukemman suojelupolitiikan kannattajat sen paremmin kuin vapaaehtoisen suojelun kannattajatkaan eivät korostaneet tätä näkökulmaa.

Ympäristöjärjestöjen rooli luonnon monimuotoisuuden suojelussa. Sekä vapaaehtoisen suojelun kannattajat että ekosysteemilähestymistavan kannattajat olivat vahvasti sitä mieltä, että ympäristöjärjestöillä ei tulisi olla nykyistä näkyvämpää roolia luonnon



Kuvio 2. Visualisointi toimijoiden ja toimintakehysten sijoittumisesta faktoreille.

monimuotoisuuden suojelussa, eikä niitä tulisi tukea lisää yhteiskunnan varoilla. Suojelun nykytasoon tyytymättömyillä ei ollut asiasta vahvaa mielipidettä puolesta eikä vastaan.

Toimintakehyskiä yhdistävät tekijät

Tutkimuksessa tuli esiin myös kaikille kehysille yhteisiä asioita. Luonnon monimuotoisuuden suojelu, hoito ja kestävä käyttö miellettiin yleisesti laajaksi kokonaisuudeksi, joka liittyy miltei kaikkeen toimintaan luonnon ja luonnonvarojen käytössä. Yhteinen näkemys vallitsi myös siitä, että puhdas ja monimuotoinen luonto, puhtaat vedet sekä luonnonvarojen rikkaus ovat suomalaisten alueiden vetovoimatekijöitä. Yleisesti katsottiin myös, että kasvatusta, opetus ja koulutus ovat avainasemassa kansalaisten ympäristötietoisuuden lisäämisessä ja kestävä elämäntavan omaksumisessa.

Eräät tutkimuksen väiteotokseen kuuluneet väit-

teet eivät vaikuttaneet olevan erityisen tärkeitä millekään toimintakehyskelle. Tällaisia asioita olivat mm. kysymys siitä, tulisiko monimuotoisuuden seuranta järjestää tutkimuslaitosten toimesta harrastajien toiminnan sijaan (väite 2) tai kysymys ekologisen kompensaation mallin käyttöönotosta elinkeinoelämän hankkeissa (väite 5).

Luonnon monimuotoisuuden kansallisen seurantar ryhmän suhtautuminen tuloksiin

Reinin ja Schöinin (1996) ajatukset kehysreflektiosta, jossa toimijat eivät ainoastaan toimi kehystensä pohjalta vaan ryhtyvät reflektiivisesti tarkastelemaan omia toimintakehyskiään, toimivat pontimena tulosten esittelylle luonnon monimuotoisuuden kansallisessa seurantar ryhmässä toukokuussa 2015. Kokouksessa oli edustettuna 13 luonnonvarapolitiikan keskeisiin toimijatahoihin kuuluvaa organisaatiota, joista yhdeksän organisaatiota oli myös osallistunut tutkimukseen.

Tulosten esittely seurantaryhmälle toimi myös keino-
na tutkimuksen tulosten verifiointille.

Seurantaryhmän jäsenet arvioivat tutkimuksessa
tunnistettujen kolmen toimintakehyksen vastaavan
hyvin seurantaryhmän jäsenten käytännön koke-
muksia eri toimintakehyksistä ja niiden edustajista.
Toisaalta arveltiin, että jotkut organisaatiot olisivat
myös voineet kuulua toiseen ryhmään, mikäli vas-
taajana olisi ollut toinen henkilö saman organisaat-
tion eri osastolta. Seurantaryhmän kommentit siis
tukevat tietyllä varauksella Q-metodologian sovel-
tuvuutta toimintakehysten tunnistamiseen organi-
saatioiden tasolla. Se tosiasia, että organisaatioiden
eri osilla ja yksittäisillä henkilöilläkin on erilaisia
näkömymiä organisaation toimialaan liittyvissä ky-
symyksissä, on läsnä paitsi tutkimuksessa, myös to-
dellisuudessa eri henkilöiden edustaessa organisaat-
tioita erilaisissa päätöksenteon prosesseissa.

Tulosten esittely seurantaryhmän kokouksessa
synnytti toimintakehyksiä koskevaa reflektiivistä
keskustelua. Keskustelussa mm. pohdittiin missä
määrin jakolinjat perustuvat tietoon tai eettiseen
vakaumukseen, ja koettiin, että tulokset voisivat olla
avuksi monimuotoisuuden suojelupolitiikan avain-
kysymysten käsittelyssä. Seurantaryhmän jäsenet
totesivat, että julkista keskustelua monimuotoisuu-
den suojeluun liittyvistä kysymyksistä tarvittaisiin
lisää, ja esille nousi myös ajatus työpajatyypin
näkökulmien tunnistamiskeskustelun toteuttami-
sesta. Reinin ja Schönin tarkoittamaa reflektiivistä
keskustelua toimintakehyksistä ja niihin liittyvistä
tekijöistä siis syntyi, mutta keskustelun syventäminen
olisi vaatinut enemmän aikaa.

Tuloksiin liittyen ministeriöiden (ympäristömi-
nisteriötä lukuun ottamatta) jäämistä identifioidujen
toimintakehysten ulkopuolelle pidettiin seuranta-
ryhmässä kiinnostavana ja hieman yllättävänä tu-
loksena. Maa- ja metsätalousministeriön ajattelu oli
lähellä vapaaehtoisen suojelun kannattajien toimin-
takehystä, ja liikenne- ja viestintäministeriö puoles-
taan sijoittui lähelle tiukemman suojelupolitiikan
kannattajien toimintakehystä. Työ- ja elinkeinomi-
nisteriön ajattelussa oli piirteitä sekä vapaaehtoisen
suojelun kannattajien että ekosysteemilähestymistä-
van kannattajien toimintakehyksistä. Tätä tutkimus-
havaintoa selittänee osittain se, että painotus tietyl-
le faktorille on loogisesti sitä vahvempaa, mitä ti-
viimmin kyseinen toimija asian parissa toimii. Toi-
saalta voidaan myös ajatella, että tulos indikoi val-
tionhallinnon objektiivisuutta; kun luonnonvarojen

käyttöön ja luonnon monimuotoisuuden suojeluun
liittyvät kysymykset näyttäytyvät valtionhallinnon
toimijoille moniulotteisempina kuin etujärjestötoi-
mijoille, tämä heijastuu moniulotteisena näkökul-
mana.

Toinen seurantaryhmässä kiinnostusta herättänyt
tulos oli kaikkien toimintakehysten melko neutraali
suhtautuminen ekologisen kompensaation mallia
koskevaan väittämään ”Elinkeinoelämän hankkeissa
tulisi ottaa käyttöön ekologisen kompensaation mal-
li, jossa ympäristölle aiheutuvia haitallisia vaikutuk-
sia tasapainotetaan ympäristöä hyödyttävillä toimen-
piteillä” (väite 5). Seurantaryhmässä todettiin, että
nykyinen asetelma, jossa kaikkien toimijoiden suh-
tautuminen ekologiseen kompensaatioon tuntuu
olevan melko neutraalia, olisi oivallinen kompen-
saatiokokeilun toteuttamiselle.

Keskustelu

Edeltäneessä luvussa on esitelty luonnonvarapoliti-
ikan keskeisten toimijoiden keskuudessa vallitsevat
kolme erilaista tapaa määrittellä luonnon monimuo-
toisuutta ja sen suojelua koskevia kysymyksiä sekä
keskeisten toimijoiden kytkeytyminen näihin toi-
mintakehyksiin. Tulokset osoittavat, että luonnon-
varapolitiikan keskeiset toimijat määrittelevät luon-
non monimuotoisuutta ja sen suojelua koskevia
kysymyksiä eri tavoin ja erilaisiin määrittelyihin
nojautuen suhtautuvat eri tavoin myös luonnon
monimuotoisuuden köyhtymisen pysäyttämistä kos-
keviin toimenpiteisiin.

Luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen py-
säyttämisen ongelma sisältää siis artikkelin alussa
kuvatut Rittelin ja Webberin pirullisen ongelman
keskeiset elementit (toimijoiden erilaiset näkemykset
ongelman määrittelystä ja paikallistamisesta sekä
erilaiset näkemykset toimivista ratkaisuista). Mutta
minkälainen pirullinen ongelma luonnon monimuo-
toisuuden köyhtymisen tutkimustulosten valossa
sitten on?

Erilaiset näkemykset ongelman määrittelystä ja
paikallistamisesta toimintakehysten välillä kulmi-
noituvat tutkimustulosten perusteella kysymykseen
nykyisten suojelutoimien riittävydestä luonnon
monimuotoisuuden köyhtymiskehityksen pysäyttä-
miseksi. Vapaaehtoisen suojelun kannattajat ajatte-
levat, että luonnon monimuotoisuuden köyhtymisen
pysähty jo toteutetuilla suojelutoimenpiteillä, mut-

ta muutos luonnon tilassa tapahtuu ja näkyy ajallista viiveellä. Tämä logiikka oikeuttaa näkemyksen siitä, ettei lisää suojelutoimenpiteitä ole juuri nyt tarpeellista toteuttaa. Tiukemman suojelupolitiikan kannattajat eivät kuitenkaan jaa tätä näkemystä, vaan uskovat nykyisten toimenpiteiden olevan selvästi alimitoitettuja monimuotoisuuden köyhtymiskehityksen pysäyttämiseksi. Ekosysteemilähestymistavan kannattajat eivät ottaneet tutkimuksessa kovin vahvasti kantaa nykyisten suojelutoimien riittävyteen. Tämä voi osittain selittyä sillä, että siinä missä tiukemman suojelupolitiikan kannattajille nykyisten suojelutoimien riittämättömyys on looginen peruste suojelupolitiikan kiristämiseksi, ekosysteemilähestymistavan kannattajat ovat vastaanottavampia laajalle joukolle monimuotoisuuden turvaamiseen tähtääviä toimia, vapaaehtoinen suojelu mukaan lukien.

Erilaiset näkemykset toimivista ratkaisuista, toinen Rittelin ja Webberin pirullisen ongelman pääelementti, piiryy tutkimustulosten valossa lainsäädännöllisen velvoittavuuden akselille. Akselin toisessa päässä vapaaehtoisen suojelun kannattajat – jotka siis myös uskovat jo nykyisten toimien riittävyteen – korostavat erilaisia vapaaehtoisia suojelumekanismeja. Akselin toisessa päässä tiukemman suojelupolitiikan kannattajat korostavat luonnonsuojelualueverkoston laajentamista ja suhtautuvat kielteisesti luonnonsuojelualueverkoston kehittämiseen vapaaehtoisuuteen perustuvilla keinoilla.

Esimerkkinä toimivasta vapaaehtoisuuteen perustuvasta suojelumekanismista useat haastateltavat mainitsivat Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelma METSON. On merkillepantavaa, että myös tiukemman suojelupolitiikan kannattajat mainitsivat METSON toimivana vapaaehtoisuuteen perustuvana mekanismina. METSON laajentaminen metsien suojelusta muiden elinympäristöjen suojeluun on kuitenkin haastavaa, kuten kävi ilmi valtion soidensuojelun täydennysohjelman laadinnan yhteydessä syksyllä 2014, kun silloinen ympäristöministeri Grahn-Laasonen esitti METSON kaltaisen vapaaehtoisuuteen perustuvan suojeluohjelman soveltamista suoluonnon suojeluun (Yle uutiset 15.10.2014). Esitystä seuranneessa aktiivisessa julkisessa keskustelussa todettiin, että soidensuojelun tapauksessa vapaaehtoisuuteen perustuva suojelu johtaisi suojeltujen alueiden satunnaisuuteen, jolloin saman suojeluvaikutuksen aikaansaamiseksi tulisi suojella moninkertainen määrä suoalaa (ks. esim. Suomen

luonnonsuojeluliitto 2016).

Soidensuojeluesimerkissä vapaaehtoisen suojelun ongelmallisuus liittyy kysymykseen suojelualueiden kytkeytyneisyydestä. Kytkeytyneisyys (eli samanlaisen elinympäristöjen yhteys toisiinsa, joka mahdollistaa lajien liikkuminen elinympäristölaikkujen välillä) on menestyksekkään suojelupolitiikan keskeinen edellytys. Suoelinympäristöjen kytkeytyneisyys toteutuu hankalammin kuin metsäelinympäristöjen kytkeytyneisyys, ja siksi metsien kohdalla hyvin toimivan METSON katsottiin soveltuvan huonosti soiden suojeluun. Tämän tutkimuksen tuloksissa yleinen kytkeytyneisyyden taso on riittämätön tiukemman suojelupolitiikan kannattajille, kun taas vapaaehtoisen suojelun kannattajat pitävät nykyistä kytkeytyneisyyden tasoa riittävänä. Ekosysteemilähestymistavan kannattajilla ei ole vahvaa näkemystä kytkeytyneisyyden tason riittävydestä.

Schönin ja Reinin ajatus tiedon keskeisestä roolista hankalissa politiikkakäsitöissä saa tukea tämän tutkimuksen tuloksista. Keskiössä olevat kysymykset kuten nykyisten suojelutoimenpiteiden riittävyys, vapaaehtoisen suojelun tuloksellisuus tai vaikkapa kytkeytyneisyyden riittävä taso ovat kysymyksiä, joihin on mahdollista vastata systemaattisella ja ohjelmallisella tiedon tuotannolla. On mielenkiintoista, että tutkimuksen väiteotoksen lähdeaineistossa (eli sidosryhmien lausunnoissa ympäristöministeriölle kansallisen biodiversiteettistrategian ja -toimintaohjelman uudistamisen yhteydessä) ei käsitelty lainkaan tiedon roolia ja tiedon tuotantoa. Tästä johtuen tiedon roolia koskevat suorat väitteet, jotka olisivat olleet kiinnostavia tämän artikkelin kannalta, puuttuivat väiteotoksesta. Tiedon roolia ja tuotantoa koskevien asioiden puuttuminen lausunnoista antaisi syyn ajatella, että sidosryhmät eivät koe luonnon monimuotoisuuden suojelukysymyksiin liittyvän erityisen merkittäviä tietovajeita. Toisaalta tulokset viittaavat siihen, että useilla keskeisillä kysymyksillä on tietoon liittyvä ulottuvuus, jossa loimituvat luonnontieteellinen ja yhteiskunnallinen tieto. Kiinnostavaa olisikin syventää aihetta selvittämällä sidosryhmien näkemyksiä keskeisistä tiedontuotannon tarpeista luonnon monimuotoisuuden suojeluun liittyen.

Tämän työn kannustimena on toiminut Reinin ja Schönin ajatus kehysreflektiosta ja -transformaatiosta, toisin sanoen ajatus siitä, että toimijoiden tietoisuus omista toimintakehyksistään voisi keskinäisen dialogin kautta johtaa toimintakehysten parem-

paan ymmärtämiseen ja ehkä uudelleenmäärittelyynkin ja tarjota näin avaimia hankalien politiikka-kiistojen tai pirullisten ongelmien hallintaan. Kuten alussa on todettu, työ on testannut Q-metodologian soveltuvuutta toimintakehysten tunnistamiseen.

Q-metodologia osoittautui melko toimivaksi työkaluksi toimintakehysten tunnistamisessa. Väittäminen lajittelu pakotti toimijat kokonaisvaltaisesti tarkastelemaan ja ottamaan kantaa luonnon monimuotoisuuden suojeluun. Tämä on sikäli poikkeuksellista, että usein luonnonvarapolitiikan etujärjestöt keskittyvät julkisessa vaikuttamistyössään vain sellaisiin monimuotoisuuteen liittyviin kysymyksiin, jotka ovat kunkin etujärjestön taustaryhmille keskeisiä. Kun vastaajat nyt joutuivat ottamaan kantaa ilmiöön kokonaisvaltaisesti, tämä toi esille vastaajien kokonaisvaltaisen toimintakehysten ja sen suhteen muiden toimijoiden toimintakehystisiin. Välttämättä väittämien lajittelun jälkeen tehdyt tarkentavat haastattelut antoivat arvokasta taustatietoa siitä, miksi toimijoiden kannat olivat erityisen vahvoja tietyissä kysymyksissä. Haastattelutilanteen luottamuksellinen ilmapiiri ja lajittelun kautta tapahtunut kokonaisvaltainen herkistyminen aiheelle loivat edellytykset suorapuheiselle keskustelulle, jossa uskoakseni suurelta osin vältettiin retoriselle kehystämislle ominainen pyrkimys vaikuttaa vastaanottajan (tässä tapauksessa haastattelijan) näkemyksiin.

Tutkimuksen toteuttaminen Q-metodologialla oli melko työlästä, koska aineiston keruu oli toteutettava kahdenkeskinä kasvokkain tapahtuvina haastatteluina. Toisaalta väittämien lajittelu johti jokaisessa haastattelussa erittäin hedelmälliseen väittämien järjestystä ja sisältöä käsittelevään keskusteluun. Tämä mahdollisti tutkimusaiheen syvällisemmän ja monipuolisemman ymmärryksen ja loi hyvän maaperän myös jatkokeskusteluille. Q-metodologialla toteutettua väittämien lajittelua voisikin ajatella käytettävän myös puolistrukturoidun haastattelun apumenetelmänä, jossa haastateltavan tekemä lajittelu ohjaisi haastattelun kulkua.

VIITTEET

¹ Vrt. myös kehystutkimuksen pioneeri Erving Goffmanin (1974, 8) määritelmä kehystämisprosessista.

² Tähän kysymykseen viittaa myös Wagenaar (2011, 224) määritellään yhdeksi politiikka-analyysin keskeiseksi haasteeksi teorian ja toiminnan, representaation ja intervention keskinäisen ja alituisesti muuttuvan vuorovaikutuksen tutkimisen: miten siis sisällyttää politiikka-analyysiin poliittikatoimijoiden sisäinen maailma, jossa ymmärtäminen johtaa tarkoitushakuisen toimintaan?

³ Luonnon monimuotoisuuden toimintaohjelman toteutumista seuraa ympäristöministeriön asettama seurantarayhmä, joka mm. koordinoi ohjelman toteutusta ja luonnon monimuotoisuuden tilan seurantaa, arvioi luonnon monimuotoisuuden tilassa tapahtuvia muutoksia, kehittää toimintaohjelman toteutukseen tarvittavaa vuorovaikutusta ja huolehtii yhteenvetoraporttien kokoamisesta sekä tekee ehdotuksia toimintaohjelman kehittämisestä ja tarkistamisesta. Seurantarayhmässä on edustettuna kymmenen ministeriön lisäksi laaja joukko virastoja, tutkimuslaitoksia, elinkeinojen edustajia, kansalais- ja etujärjestöjä ja muita sidosryhmiä. (Ympäristöministeriö 2015.)

⁴ Suluissa olevat luvut tarkoittavat väitteen numeroa ja sen saamaa arvoa kyseisen faktorin faktorikuvauksessa.

LIITETAULUKOT

Liitetaulukko 1. Väiteotoksen väitteet ja niiden faktorikohtaiset arvot.

VÄITTEET		FAKTORIT					
		1		2		3	
		pisteet	järjestys	pisteet	järjestys	pisteet	järjestys
1	Uhanalaisuuden määrittelyihin tarvittaisiin suurempaa kansallista joustoa.	- 1.50	33	0.82	9	- 0.25	22
2	Monimuotoisuuden seuranta tulisi järjestää tutkimuslaitosten toimesta harrastajien toiminnan sijaan. Näin seuranta pysyisi systemaattisena.	- 0.31	22	- 0.12	19	- 0.61	26
3	Taloudelliset reunaehdot eivät saa liikaa määrittää luonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi tehtäviä toimenpiteitä.	1.21	4	- 0.75	27	- 0.69	27
4	Kasvatus, opetus ja koulutus ovat avainasemassa kansalaisten ympäristötietoisuuden lisäämisessä ja kestäväen elämäntavan omaksumisessa.	0.77	11	0.51	12	0.79	11
5	Elinkeinoelämän hankkeissa tulisi ottaa käyttöön ekologisen kompensaation malli, jossa ympäristölle aiheutuvia haitallisia vaikutuksia tasapainotetaan ympäristöä hyödyttävillä toimenpiteillä.	0.31	13	- 0.22	21	- 0.52	25
6	Ympäristöjärjestöillä tulisi olla nykyistä näkyvämpi rooli luonnon monimuotoisuuden suojelussa ja niitä tulisi tukea lisää yhteiskunnan varoilla.	0.23	16	- 2.00	36	- 2.30	36
7	Nykyisessä lainsäädännössä on merkittäviä puutteita luonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta, ja näiden epäkohtien korjaamiseen tulisi panostaa merkittävästi..	0.83	8	- 1.66	34	- 1.21	34
8	Talou metsien luonnonhoito on kattava ja tehokas luonnon monimuotoisuuden turvaamisen keino.	- 0.98	31	- 0.02	18	0.02	15
9	Soiden merkitys energiantuotannolle tulee huomioida erilaisten suojelutoimien suunnittelussa.	- 1.53	34	0.31	16	0.16	14
10	Luonnonsuojelualueiden verkostoa tulisi kehittää pääasiassa vapaaehtoisen suojelun pohjalta.	- 1.65	35	1.42	4	0.90	9
11	Luontoarvoiltaan merkittävillä tai huomionarvoisille soille ei tule kohdistaa suoluontoa pysyvästi muuttavia toimia.	0.85	7	- 0.41	23	1.09	7
12	Luonnon monimuotoisuus vaatii aktiivista maaseudun hoitoa, mikä on mahdollista vain pitämällä maaseutu asuttuna.	- 0.40	24	1.49	2	- 0.51	24
13	Suojelualueiden välisen kytkeytyneisyyden lisääminen olisi tarpeen monimuotoisuuden turvaamiseksi.	1.48	3	- 1.01	32	- 0.01	17
14	Suojelutoimet ja resurssit tulisi kohdistaa kaikkein uhanalaisimpiin lajeihin.	0.17	17	1.44	3	- 2.16	35
15	Tehokas maatalous edistää monimuotoisuutta: ruoka voidaan tuottaa pienemmällä viljelyalalla, ja reuna-alueita voidaan hoitaa monimuotoisuusalueina.	- 0.87	29	0.44	13	- 0.35	23
16	Suurpedoille tulisi antaa mahdollisuus elää ja lisääntyä myös poronhoitoalueella.	0.31	14	- 0.86	29	- 0.15	19
17	Ekosysteemipalvelut on luonnon monimuotoisuuden suojelun kannalta hyvä käsite, koska se korostaa ihmisen luonnosta saamia hyötyjä	0.16	18	0.12	17	1.80	1

18	Kaikki uhanalaiset lajit tulisi rauhoittaa luonnonsuojelulla.	0.06	19	- 1.89	35	- 0.85	31
19	Viljelijä on tärkeä linkki ekosysteemipalvelujen välittäjänä ja mobilisoijana.	- 0.16	20	0.41	14	0.46	13
20	Ekosysteemipalvelujen riippuvuus luonnon monimuotoisuudesta kuitataan usein liian lyhyesti ja liikaa yleistäen.	0.46	12	- 0.32	22	- 0.21	21
21	Kestävä metsästyks ei turmele luonnon monimuotoisuutta, vaan lisää metsästäjien motivaatiota tehdä käytännön työtä elinympäristöjen eteen.	- 0.24	21	1.25	5	- 0.01	16
22	Ekosysteemien arvoa hyvinvoinnin lähteenä, puhtaasta vedestä, ilmastosta ja uusiutuvien luonnonvarojen tuottajana tulisi korostaa.	0.86	6	0.39	15	1.45	4
23	Porojen laidunnuksen vaikutus pohjoiseen luontoon ei ole yksinomaan kielteinen, vaan laidunnuksella on myös positiivisia vaikutuksia luonnon monimuotoisuudelle.	- 0.41	25	- 0.55	24	- 0.80	30
24	Metsästyks on luonnonvarojen kestävää käyttöä, jonka tulisi muun kestävästä käytöstä olla sallittua myös luonnonsuojelualueilla.	- 2.08	36	1.18	6	- 0.95	32
25	Poronhoitajille tulisi maksaa korvaus alueella elävien suurpetojen määrän ja pentueiden mukaan, eikä toteutuneiden petovahinkojen mukaan.	0.30	15	- 0.62	25	- 0.73	28
26	Kansainvälisiä luonnon monimuotoisuuden suojelun strategisia tavoitteita ei tulisi sellaisenaan kopioida, vaan ne tulisi sopeuttaa Suomen olosuhteisiin.	- 0.66	27	1.00	8	1.14	5
27	Luonnon monimuotoisuutta pitää suojella, koska Suomi on sitoutunut biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen tavoitteisiin.	0.79	10	- 0.77	28	0.96	8
28	Monimuotoisuuden määrittely on vaikea kysymys ja luonnon monimuotoisuuden käsitettä tulisi selvittää.	- 1.16	32	- 0.64	26	- 0.08	18
29	Puhdas, monimuotoinen luonto, puhtaat vedet ja luonnonvarojen rikkaus ovat suomalaisten alueiden vetovoimatekijöitä.	0.80	9	1.10	7	1.58	2
30	Monimuotoisuuden ja uhanalaisuuden käsitteet tulisi selvemmin erottaa toisistaan.	- 0.65	26	- 0.15	20	- 1.03	33
31	Luonnon monimuotoisuuden suojelu, hoito ja kestävä käyttö ovat laaja kokonaisuus, joka liittyy miltei kaikkeen toimintaan luonnon ja luonnonvarojen käytössä.	0.94	5	0.70	10	0.79	10
32	Ilman merkittäviä lisätoimia luonnon köyhtyminen jatkuu..	2.20	1	- 0.88	31	- 0.16	20
33	Kansalliset toimet luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi ovat nykyisellään riittämättömiä.	1.88	2	- 1.24	33	- 0.75	29
34	Uhanalaisten lajien suojeluun liittyvä sääntely ja toimintatavat ovat liian jäykkiä.	- 0.90	30	0.51	11	1.13	6
35	Luonnon monimuotoisuuden suojelussa hyviä periaatteita ovat vapaaehtoisuus ja käyvän korvauksen maksaminen maanomistajille suojelun aiheuttamista menetyksistä.	- 0.73	28	1.87	1	1.56	3
36	Monimuotoisuuden turvaamisen lähtökohta tulisi olla Suomen olosuhteissa, että monimuotoisuus turvataan valituilla, monimuotoisuutta edustavilla alueilla.	- 0.37	23	- 0.86	30	0.51	12

Liitetaulukko 2. Faktorilataukset (merkitsevä lataus ko. faktorille taulukossa lihavoituna).

QSORT	FAKTORI 1 <i>Tiukemman suojelupolitiikan kannattajat</i>	FAKTORI 2 <i>Vapaaehtoisen suojelun kannattajat</i>	FAKTORI 3 <i>Ekosysteemi- lähestymistavan kannattajat</i>
1 BL	0.5968	-0.0416	-0.4466
2 SYKE	0.4610	0.0142	0.5865
3 KL	-0.1027	0.3503	0.5803
4 GP	0.7415	-0.4109	-0.0261
5 YM1	0.7636	0.2599	0.3205
6 MeLi	-0.1029	0.6664	0.0997
7 TEM	-0.2402	0.3762	0.3783
8 LVM	0.5038	0.2717	0.1524
9 LuLi	0.7976	-0.3592	0.0505
10 EK	-0.2032	0.4487	0.2924
11 Yrit	0.3275	0.3389	0.5673
12 WWF	0.7604	-0.1859	-0.0926
13 MMM	-0.1341	0.4804	0.1831
14 NM	0.8585	-0.1522	-0.0076
15 Pali	0.1128	0.1875	0.1556
16 MTK	-0.4277	0.6703	0.1597
17 RKTL	0.2049	0.5866	0.1192
18 TAP	0.2199	0.1209	0.4743
19 MT	-0.2599	0.6312	0.1206
20 MhMt	-0.3537	0.2028	0.6617
21 Luom	0.7451	-0.1734	0.0178
22 YM2	0.5551	-0.1664	0.1336
23 SLL	0.8203	-0.3549	-0.0628
24 MhLp	0.8193	0.0075	0.0037
25 SLC	-0.5166	0.5844	0.1795

LÄHTEET

- Aalto, Pami. 2003a. Geon politiikka ja Q-metodologia. Diskurssit ja yksilösubjektit tutkimuskohteena. Teoksessa Vilho Harle ja Sami Moisio (toim.), *Muuttuva geopoliittikka*. Helsinki: Gaudeamus.
- Aalto, Pami. 2003b. Q-metodologia politiikan tutkimuksessa. Esimerkinä EU:n pohjoisen ulottuvuuden asiantuntijakeskustelu. *Politiikka* 45:2, 117–32.
- Addams, Helen. 2000. Q methodology. Teoksessa Helen Addams ja John L. R. Proops (toim.), *Social discourse and environmental policy: an application of Q methodology*. Cheltenham: Edward Elgar, 14–41.
- Addams, Helen ja Proops, John L. R. (toim.). 2000. *Social discourse and environmental policy: an application of Q methodology*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Bowman, Michael, Peter Davies, Catherine Redgwell ja Simon Lyster. 2010. *Lyster's international wildlife law. 2nd ed.* Cambridge: Cambridge University Press.
- Bredin, Yennie K., Henrik Lindhjem, Jiska van Dijk ja John D. Linnell. C. 2015. Mapping value plurality towards ecosystem services in the case of Norwegian wildlife management: a Q analysis. *Ecological Economics* 118:10, 198–206.
- Breukers, Sylvia. 2006. *Changing institutional landscapes for implementing wind power. A geographical comparison of institutional capacity building: The Netherlands, England and North Rhine-Westphalia*. Amsterdam: Amsterdam University Press.
- Brown, Steven. 1986. Q technique and method: principles and procedures. Teoksessa William D. Berry ja Michael S. Lewis-Beck (toim.), *New tools for social scientists: advances and applications in research methods*. Beverly Hills: Sage, 57–76.
- Brown, Steven. 1980. *Political subjectivity: applications of Q methodology in political science*. New Haven: Yale University Press.
- Cardinale, Bradley J., J. Emmett Duffy, Andrew Gonzalez, David U. Hooper, Charles Perrings, Patrick Venail, Anita Narwani, Georgina M. Mace, David Tilman, David A. Wardle, Ann P. Kinzig, Gretchen C. Daily, Michel Loreau, James B. Grace, Anne Larigauderie, Diane S. Srivastava ja Shahid Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 468: 59–67.
- Cuppen, Eefje, Sylvia Breukers, Matthijs Hisschemöller ja Emmy Bergsma. 2010. Q methodology to select participants for a stakeholder dialogue on energy options from biomass in the Netherlands. *Ecological Economics* 69:3, 579–591.
- Curry, Robin, Barry, John ja McClenaghan, Andrew. 2012. Northern visions? Applying Q methodology to understand stakeholder views on the environmental and resource dimensions of sustainability. *Journal of Environmental Planning and Management* 56:5, 624–649.
- Dayton, Bruce W. 2000. Policy frames, policy making and the global climate change discourse. Teoksessa Helen Addams ja John L. R. Proops (toim.), *Social discourse and environmental policy: an application of Q methodology*. Cheltenham: Edward Elgar, 71–99.
- Dewulf, Art, Barbara Gray, Linda Putnam, Roy Lewicki, Noelle Aarts, Rene Bouwen ja Cees van Woerkum. 2009. Disentangling approaches to framing in conflict and negotiation research: a meta-paradigmatic perspective. *Human Relations* 62:2, 155–193.
- Dirix, Astrid ja Gelders, Dave. 2010. To frame is to explain: a deductive frame-analysis of Dutch and French climate change coverage during the annual UN conferences of the parties. *Public Understanding of Science* 19:6, 732–742.
- Durning, Dan ja Brown, Steven. 2007. Q methodology and decision making. Teoksessa Göktug Morcöl (toim.), *Handbook of decision making*. New York: CRC Press, 537–563.
- Dziopa, Fiona ja Ahern, Kathy. 2011. A systematic literature review of the applications of Q-technique and its methodology. *European Journal of Research Methods for the Behavioral & Social Sciences* 7:2, 39–55.
- van Eeten, Michel. 2000. Recasting environmental controversies: a Q study of the expansion of Amsterdam airport. Teoksessa Helen Addams ja John L. R. Proops (toim.), *Social discourse and environmental policy: an application of Q methodology*. Cheltenham: Edward Elgar, 41–70.
- Ellis, Geraint, Barry, John and Robinson, Clive. 2007. Many ways to say 'no', different ways to say 'yes': applying Q-methodology to understand public acceptance of wind farm proposals. *Journal of Environmental Planning and Management* 50:4, 517–551.
- Entman, Robert M. 1993. Framing: toward clarification of a fractured paradigm. *Journal of Communication* 43:4, 51–58.
- Eyvindson, Kyle, Kangas, Annika, Hujala, Teppo ja Leskinen, Pekka. 2015. Likert versus Q-approaches in survey methodologies: discrepancies in results with same respondents. *Quality & Quantity* 49:2, 509–522.
- Forrester, John, Brian Cook, Louise Bracken, Steve Cinderby ja Andrew Donaldson. 2015. Combining participatory mapping with Q-methodology to map stakeholder perceptions of complex environmental problems. *Applied Geography* 56:1, 199–208.
- Goffman, Erving. 1974. *Frame analysis: an essay on the organization of experience*. Boston: Northeastern University Press.
- Head, Brian W. 2008. Wicked problems in public policy. *Public Policy* 3:2, 101–118.
- Hiedanpää, Juha ja Pellikka, Jani. 2013. Metsäpuun palautusintuituksen sosiaalisten vaikutusten ja niiden merkittävyyden arviointi. *Suomen Riista* 59, 64–85.
- Huutoniemi, Katri. 2014. Sustainability, transdisciplinarity and the complexity of knowing. Teoksessa Katri Huutoniemi ja Petri Tapio (toim.), *Transdisciplinary sustainability studies: a heuristic approach*. New York: Routledge.
- Hänggli, Regula ja Kriesi, Hanspeter. 2012. Frame construction and frame promotion (strategic framing choices). *American Behavioral Scientist* 56:3, 260–278.
- Isbell, Forest, Peter B. Reich, David Tilman, Sarah E. Hobbie, Stephen Polasky ja Seth Binder. 2013. Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110:29, 11911–11916.
- Jäppinen, Jukka-Pekka ja Heliölä, Janne (toim.). 2015. *Towards a sustainable and genuinely green economy. The value and social significance of ecosystem services in Finland (TEEB for Finland): synthesis and roadmap*. The Finnish Environment 1en/2015. Helsinki: The Finnish Ministry of Environment.
- Kangas, Annika, Ninni Saarinen, Heli Saarikoski, Leena A. Leskinen, Teppo Hujala ja Jukka Tikkanen. 2010. Stakeholder perspectives about proper participation for regional forest programmes in Finland. *Forest Policy and Economics* 12:3, 213–222.
- Kuypers, Jim. 2006. *Bush's war: media bias and justifications for war in a terrorist age*. Lanham, Maryland: Rowman and Littlefield.
- Laws, David ja Forrester, John. 2007. Learning in practice: public policy mediation. *Critical Policy Studies* 1:4, 342–370.
- Laws, David ja Rein, Martin. 2003. Reframing practice. Teoksessa Maarten Hajer ja Hendrik Wagenaar (toim.), *Deliberative policy analysis: understanding governance in the network society,*

- 172–187.
- Mason, Simon ja Muller, Adrian. 2007. Transforming environmental and natural resource use conflicts. Teoksessa Mario Cogoy ja Karl W. Steininger (toim.), *The economics of global environmental change*. Cheltenham: Edward Elgar, 225–272.
- Matthes, Jörg. 2012. Framing politics: an integrative approach. *American Behavioral Scientist* 56:3, 24–259.
- Niemelä, Jari, Juliette Young, Didier Alard, Miren Askasibar, Klaus Henle, Richard Johnson, Mikko Kurttila, Tor-Björn Larsson, Simone Matouch, Peter Nowicki, Rosa Paiva, Luigi Portoghesi, René Smulders, Alan Stevenson, Urmas Tartes ja Allan Watt. 2005. Identifying, managing and monitoring conflicts between forest biodiversity conservation and other human interests in Europe. *Forest Policy and Economics* 7:6, 877–890.
- Oksanen, Annukka. 2003. *Paikallisuuden ja kansainvälisyyden kohtaaminen luonnonsuojelussa. Tapaustutkimuksena Natura 2000 -ympäristökonflikti Lounais-Suomessa*. Turku: Turun yliopisto.
- Pulkkinen, Suvi. 2014. *Yliopistokoulutuksen maksullisuuspuhe. Q-metodologinen tutkimus politiikan toimijoiden suhtautumistavoista koulutuksen maksullisuuteen*. Helsinki: Opiskelun ja koulutuksen tutkimusääiti Otus.
- Raitio, Kaisa. 2008. *You can't please everyone: conflict management practices, frames and institutions in Finnish state forests*. University of Joensuu Publications in Social Sciences No 86. Joensuu: Joensuun yliopistopaino.
- Ramlo, Susan. 2016. Mixed method lessons learned from 80 years of Q methodology. *Journal of Mixed Methods Research* 10:1, 28–45.
- Rassi, Pertti, Esko Hyvärinen, Aino Juslén ja Ilpo Mannerkoski. 2010. *Suomen lajien uhanalaisuus. Punainen kirja 2010 (The 2010 red list of Finnish species)*. Helsinki: Ympäristöministeriö.
- Redpath, Steve M., Juliette Young, Anna Evelyn, William M. Adams, William J. Sutherland, Andrew Whitehouse, Arjun Amar, Robert A. Lambert, John D. C. Linnell, Allan Watt ja R. J. Gutiérrez. 2013. Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology & Evolution* 28:2, 100–109.
- Rein, Martin ja Schön, Donald. 1996. Frame-critical policy analysis and frame-reflective policy practice. *Knowledge & Policy* 9:1, 85–104.
- Rittel, Horst ja Webber, Melvin. 1973. Dilemmas in a general theory of planning. *Policy Sciences* 4:2, 155–169.
- Sarkki, Simo, Jari Niemelä, Rob Tinch, Jukka-Pekka Jäppinen, Matti Nummelin, Heikki Toivonen ja Marina Von Weissenberg. 2015. Are national biodiversity strategies and action plans appropriate for building responsibilities for mainstreaming biodiversity across policy sectors? The case of Finland. *Journal of Environmental Planning and Management*. 59:8, 1377–1396.
- Schön, Donald ja Rein, Martin. 1994. *Frame reflection: toward the resolution of intractable policy controversies*. New York: Basic Books.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2014. *Global biodiversity outlook 4*. Montréal.
- Snow, David A., E. B. Rochford, Steven K. Worden ja Robert D. Benford. 1986. Frame alignment processes, micromobilization, and movement participation. *American Sociological Review* 51:4, 464–481.
- Suomen luonnonsuojeluliitto. 2016. *Soidensuojelun täydennysohjelman historia*. <http://www.sll.fi/mita-me-teemme/suot/soidensuojelu-1>. Viitattu 22.11.2016.
- Steelman, Todd A. 2000. Agency perceptions about public involvement in national forest management. Teoksessa Helen Ad-dams ja John L. R. Proops (toim.), *Social discourse and environmental policy: an application of Q methodology*. Cheltenham: Edward Elgar, 123–137.
- United Nations. 1992. *United Nations Convention on Biological Diversity*.
- United Nations Environment Programme. 2012. *Global environment outlook GEO 5: environment for the future we want*. Nairobi, Kenya: United Nations Environment Program.
- Vliegenthart, Rens ja van Zoonen, Liesbet. 2011. Power to the frame: bringing sociology back to frame analysis. *European Journal of Communication* 26:2, 101–115.
- de Vreese, Claes H. 2012. New avenues for framing research. *American Behavioral Scientist* 56:3, 365–375.
- Wagenaar, Hendrik. 2011. *Meaning in action: interpretation and dialogue in policy analysis*. Armonk N.Y.: M.E. Sharpe.
- Watts, Simon ja Stenner, Paul. 2012. *Doing Q methodological research: theory, method and interpretation*. Los Angeles: Sage.
- Webler, Thomas ja Tuler, Seth. 2006. Four perspectives on public participation process in environmental assessment and decision making: combined results from 10 case studies. *The Policy Studies Journal* 34:4, 699–722.
- Webler, Thomas ja Tuler, Seth. 2001. Public participation in watershed management planning: views on process from people in the field. *Human Ecology Review* 8:2, 29–39.
- Woods, Michael. 2003. Conflicting environmental visions of the rural: windfarm development in mid Wales. *Sociologia Ruralis* 43:3, 271–288.
- Yle uutiset 15.10.2014. Grahn-Laasonen jäädytti soidensuojeluohjelman. <http://yle.fi/uutiset/3-7530308>. Viitattu 22.11.2016.
- Ympäristöministeriö. 2015. Luonnon monimuotoisuuden seurantarayhmä. http://www.ym.fi/fi-FI/Luonto/Luonnon_monimuotoisuus/Strategia_ja_toimintaohjelma/Seurantarayhma. Viitattu 30.1.2017.
- Ympäristöministeriö. 2014. *Fifth national report to the convention on biological diversity; Finland*. Helsinki: Ympäristöministeriö.
- Ympäristöministeriö. 2007. *Luonnon puolesta, ihmisen hyväksi. Suomen luonnon monimuotoisuuden ja kestäväen käytön strategia 2006–2016*. Helsinki: Ympäristöministeriö.
- Ympäristöministeriö. 1998. *Lausunnot Suomen biologista monimuotoisuutta koskevasta kansallisesta toimintaohjelmasta 1997–2000. Yhteenvedot ministeriöiden, elinkeinoelämän, asiantuntijatahojen sekä etu- ja kansalaisjärjestöjen lausunnoista*. Helsinki: Ympäristöministeriö.
- Ympäristöministeriö. 1997. *Ympäristöministeriön toimintaohjelma luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseksi*. Helsinki: Ympäristöministeriö.
- Young, Juliette C., Mariella Marzano, Rehema M. White, David I. McCracken, Steve M. Redpath, David N. Carss, Christopher P. Quine ja Allan D. Watt. 2010. The emergence of biodiversity conflicts from biodiversity impacts: characteristics and management strategies. *Biodiversity and Conservation* 19:14, 3973–3990.
- Young, Juliette, Allan Watt, Peter Nowicki, Didier Alard, Jeremy Clitherow, Klaus Henle, Richard Johnson, Endre Laczko, Davy McCracken, Simone Matouch, Jari Niemelä ja Caspian Richards. 2005. Towards sustainable land use: identifying and managing the conflicts between human activities and biodiversity conservation in Europe. *Biodiversity & Conservation* 14:7, 1641–1661.
- Živojinovi, Ivana ja Wolfslehner, Bernhard. 2015. Perceptions of urban forestry stakeholders about climate change adaptation: a Q-method application in Serbia. *Urban Forestry & Urban Greening* 14:4, 1079–1087.