

Pro Gradu -tutkielma

**RIAM-menetelmän (Rapid Impact Assessment Matrix)
kehittäminen ympäristövaikutusten merkittävyyden
arvioinnin näkökulmasta**

Asko Ijäs



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötieteet

15.5.2008

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos

IJÄS, ASKO OLAVI: RIAM-menetelmän (Rapid Impact Assessment Matrix)
kehittäminen ympäristövaikutusten merkittävyyden arvioinnin
näkökulmasta

Pro Gradu -tutkielma: 40 s., 1 liite (5 s.)

Työn ohjaajat: Professori Markku Kuitunen, FM Kimmo Jalava

Tarkastajat: Professori Markku Kuitunen, FT Timo Ålander

Toukokuu 2008

Hakusanat: RIAM-menetelmä, vaikutusten merkittävyys, ympäristövaikutusten arviointi.

TIIVISTELMÄ

Merkittävyyden arviointi on yleisesti tunnustettu yhdeksi YVA-menettelyn vaikeimmista osaluokista pääasiassa sen subjektiivisen ja arvosidonnaisen luonteen takia. Käytännön arviointityössä systemaattisia menetelmiä, joilla merkittävyyttä voitaisiin kattavasti tarkastella, on varsin vähän käytössä, mikä yleisesti vaikeuttaa suoritettujen arviointien vertailua ja niiden laadun määrittelyä. Tässä tutkimuksessa ympäristövaikutusten merkittävyydestä tarkasteluun sovellettiin RIAM-menetelmää (Rapid Impact Assessment Matrix), jossa arviointi suoritetaan yksinkertaisten, ennalta määriteltyjen pisteytyskriteerien perusteella. Kokonaisuudessaan tutkimuksella oli kaksi keskeistä tavoitetta: 1) selvittää, onko alkuperäisessä RIAM-mallissa käytettävää pisteytysjärjestelmää mahdollista laajentaa vastaamaan entistä paremmin monimutkaisten arviointitilanteiden esittämiin haasteisiin, sekä 2) vertailla RIAM-menetelmän kautta saatuja vaikutusten merkittävyydenluokituksia suhteessa suoraan, luonteeltaan heuristisempaan arviointitapaan. Aineisto, jota työssä käytettiin, koostui Keski-Suomen liiton ympäristö- ja tasa-arvovaikutusten työryhmän käsittelemistä hankkeista, joihin oli haettu rahoitusta EU:n alaisten rakennerahastojen kautta puolivuotiskauden tammi–heinäkuu 2004 aikana. Arvioinnit suoritettiin käyttäen kolmen hengen asiantuntijajärjestelmää, joka tarkasteli kunkin hankkeen ympäristövaikutusten merkitystä käyttäen kahta eri menetelmää, laajennettua RIAM:a sekä suoraa merkittävyydentarkastelua, jossa arvioinnit perustuivat pääasiassa panelistien intuitiiviseen päättelyyn sekä loogiseen hahmotuskykyyn. Hankkeiden ympäristövaikutuksia arvioitiin erikseen kolmen vaikutusluokan, luonto-, sosiaali- ja talousvaikutusten, suhteen yleisen arviointiaselman selkeyttämiseksi. Tulosten perusteella RIAM-mallin pisteytysjärjestelmä osoittautui varsin joustavaksi kriteereissä tehtäville muutoksille, mikä osaltaan parantaa menetelmän soveltamismahdollisuuksia erilaisissa arviointitilanteissa. Kuitenkaan erityisesti B-kriteerien osalta tehtyjen muutosten ei havaittu tutkimuksessa vaikuttavan merkittävästi menetelmän antamiin lopputuloksiin, mikä osoittaakin kriteerien A1 (vaikutusten laajuus) ja A2 (vaikutusten suuruus) suuren painoarvon mallin antamien lopputulosten kannalta. Vastaavasti RIAM:n ja suoran arviointimenetelmän antamien merkittävyydenluokitusten välillä havaittiin tutkimuksessa selkeitä eroja. Erityisesti RIAM-mallin antamat merkittävyydenluokitukset saivat arvioiduissa hankkeissa systemaattisesti pienempiä arvoja suoraan arviointiin verrattuna. Mahdollisia syitä RIAM:n konservatiivisuuteen sekä luokitusten eroihin yleensä on esitetty tulosten tarkastelun yhteydessä, mutta niiden kattavaksi selvittämiseksi olisi tarpeen tehdä lisätutkimusta.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Ecological and Environmental Science

IJÄS, ASKO OLAVI: Development of RIAM-method (Rapid Impact Assessment Matrix) in the context of impact significance assessment

Master of Science Thesis: 40 p., 1 appendix (5 p.)

Supervisors: Prof. Markku Kuitunen, MSc Kimmo Jalava

Inspectors: Prof. Markku Kuitunen, PhD Timo Ålander

May 2008

Key words: environmental impact assessment, impact significance, RIAM.

ABSTRACT

Determining impact significance is widely recognized being one of the most difficult elements in the environmental impact assessment (EIA) because of its subjective and value-full nature. Amongst practitioners systematic methods for assessing the impact significance are seldom used, which hinders the evaluation and comparison of the assessments made. In this thesis usability of RIAM-method (Rapid Impact Assessment Matrix) was evaluated in the context of impact significance assessments. The research had two main goals: 1) to test the possibilities to enlarge the scoring system of RIAM from the original model, and 2) to compare the significance classifications of RIAM and unaided decision-making to estimate the similarity of the results given by these two methods. Data used in the study consisted of projects and plans, for which EU funding was applied via the Regional Council of Central Finland between January and June 2004 (n=37). Projects were evaluated by an assessment panel, which examined the project descriptions and assessed the significances of the projects' impacts by using two different methods, a modified RIAM and an unaided significance classification procedure based mainly on the heuristic reasoning of the assessment panel. Significances were assessed separately to environmental, social and economic impacts of the projects to simplify the overall assessment. Results of the study showed new assessment criteria can be added to RIAM model, which enhances its application potential. However the changes made especially in the criteria B didn't significantly affect the overall results of the method, which indicates the high importance of the criteria A1 (importance) and A2 (magnitude) to the overall results given by the model. Significance classifications between the two methods showed diverging significantly from each other. In most of the cases significance classifications given by RIAM seemed to be systematically smaller compared to heuristic assessment. Possible reasons for this conservativeness of RIAM and observed differences overall are presented in the discussion of the study, but to explain them completely, more research is needed.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
2. MERKITTÄVYYDEN KÄSITE JA SEN ARVIOIMINEN	7
3. RIAM-MENETELMÄ	10
3.1. RIAM:n yleiskuvaus	10
3.2. RIAM:n käyttö ympäristövaikutusten arvioinnissa	12
3.3. RIAM:n menetelmän tarkastelu merkittävyyden arvioinnin kannalta.....	13
3.3.1. <i>RIAM-menetelmän etuja</i>	13
3.3.2. <i>Suuntia RIAM:n kehittämiselle</i>	14
4. TUTKIMUKSEN TOTEUTUS JA MENETELMÄT	15
4.1. Tutkimuksessa käytettävä aineisto sekä sen käsittely.....	15
4.2. Laajennettu RIAM-menetelmä	17
4.3. Aineiston analysointi	21
5. TULOKSET	23
5.1. Hankkeiden arviointi RIAM-menetelmällä	23
5.2. RIAM-menetelmän tarkastelu.....	25
5.3. RIAM:n ja suoran arviointimenetelmän vertailu	27
6. TULOSTEN TARKASTELU	30
6.1. RIAM-menetelmän tarkastelu.....	30
6.2. RIAM:n ja suoran arviointimenetelmän vertailu	33
7. JOHTOPÄÄTÖKSET	36
KIITOKSET	37
KIRJALLISUUS	37

Liite 1. Tutkimuksessa arvioidut hankkeet sekä niiden ympäristövaikutusten saamat merkittävyysluokitukset RIAM-menetelmän ja suoran arvioinnin perusteella.

1. JOHDANTO

Ympäristövaikutusten arvioinnin (YVA) yleisenä tavoitteena on selvittää suunnitellun hankkeen ja sen toteuttamisvaihtoehtojen mahdollisia vaikutuksia lähiympäristöön, sen asukkaisiin ja alueen yleiseen kehitykseen, sekä tämän tiedon hyödyntäminen kyseistä hanketta koskevassa päätöksenteossa (Wathern 1988, Sadler 1996). YVA-prosessin aikana toteutettavalle hankkeelle suunnitellaan useita toteuttamiskelpoisia hankevaihtoehtoja, joiden kunkin ympäristövaikutuksia tarkastellaan erikseen suhteessa nollavaihtoehtoon, jolla tässä yhteydessä tarkoitetaan hankkeen toteuttamatta jättämistä ja siitä pitkällä aikavälillä aiheutuvia muutoksia kohdealueen ympäristössä. Luonteeltaan YVA on käyttöönottonsa jälkeen laajentunut merkittävästi suorien luonnonvaikutusten arvioinnista koskemaan niiden lisäksi myös hankkeen ihmisympäristöön kohdistamia sosiaalisia ja taloudellisyhteiskunnallisia vaikutuksia sekä edelleen myös vaikutusten välisiä sidoksia ja niiden aiheuttamia yhdysvaikutuksia. Ajalliset ja taloudelliset reunaehdot kuitenkin rajoittavat yleisesti tehtävää selvitystä, minkä takia arvioinnissa joudutaankin yleensä keskittymään kohdeympäristön kannalta tärkeimpiin vaikutuksiin ja vaikutusryhmiin. Nykyaikaisessa YVA-prosessissa keskeiseksi tekijäksi onkin noussut tarve määritellä arvioinnissa olevan hankkeen merkittävät ympäristövaikutukset, joiden arviointiin selvitystyössä erityisesti keskitytään. Usein merkittävyyden arviointi nousee voimakkaimmin esiin YVA-menettelyn soveltamisesta ja arvioinnin laajuudesta päätettäessä, mutta kuten taulukko 1 osoittaa, on merkittävien ympäristövaikutusten arviointi eri muodoissaan mukana koko selvitysprosessin ajan.

Taulukko 1. YVA-prosessin vaiheita, joissa merkittävyyden arviointia joudutaan suorittamaan (sovellettuna Lawrence 2000).

-
- Onko YVA-menettelyn soveltaminen hankkeen vaikutusten kannalta tarpeen ja missä laajuudessaan? (YVA:n käynnistymisvaihe)
 - Minkä ympäristövaikutusten selvittämiseen ja arviointiin selvitystyössä keskitytään? (arviointiohjelman laatiminen)
 - Mitkä ympäristön komponentit (ekosysteemit, vesistöt, sosiaaliset ja yhteiskunnalliset rakenteet jne.) ovat hankkeen kannalta keskeisiä? (ympäristön tilan ja taustaolosuhteiden selvittäminen)
 - Mitkä hankkeen fyysiset/tekniset ominaisuudet aiheuttavat todennäköisimmin merkittäviä ympäristövaikutuksia ja minkälaisia? (hankkeen prosessikuvaus ja edelleen arviointiohjelman laadinta)
 - Mitkä arvioinnissa olevan hankkeen seuraukset ovat luonteeltaan hyväksyttäviä tai jopa tavoiteltavia? (vaikutusten hyväksyttävyyden arviointi)
 - Kuinka suuret muutokset ympäristön eri komponenteissa luokitellaan merkittäviksi? (vaikutusten hyväksyttävyyden arviointi)
 - Mikä tutkittavista vaihtoehdoista aiheuttaa vähiten merkittäviä haittavaikutuksia ympäristölle? (vaihtoehtojen vertailu)
 - Mille hankkeesta aiheutuville haittavaikutuksille on tarpeen suunnitella erilaisia ehkäisy- tai kompensointitoimia? (vaikutusten ehkäiseminen)
 - Mitä vaikutuksia on hankkeen toteuttamisen jälkeen syytä tarkkailla? (seurantaohjelman suunnittelu)
-

Vaikka merkittävyyden arviointi mielletään nykyään yhdeksi ympäristövaikutusten arvioinnin keskeisistä elementeistä, ovat menetelmät sen käytännön toteutukseen vielä pitkälti lapsenkengissään. Kuten Wood ym. (2006) ovat tutkimuksessaan todenneet, nojautuvat YVA-selvityksen tekijät vaikutusten merkittävyyttä arvioidessaan vielä voimakkaasti intuitioon ja heuristiikkaan pohjautuviin menetelmiin, joissa arvioinnin tekijöillä on merkittävä vaikutus lopputuloksiin. Sen sijaan hyvin määriteltyjen, eksplisiittisten arviointimallien käyttöaste on merkittävyyden arvioinnissa varsin pieni. Systemaattisten arviointimenetelmien puuttuminen vaikeuttaa yleisesti tehtävien arviointien tulkintaa ja vertailua, koska päätösten perusteita tai arvioinnin etenemistä ei useinkaan voida kattavalla tavalla esittää arviointiselostuksien tai selvitysraporttien yhteydessä. Lisäksi muodollisten arviointikehysten puuttuminen hankaloittaa osaltaan myös hankevaihtoehtojen kokonaisvaltaista vertailua, koska eri vaikutusten merkitystä ei välttämättä ole arvioitu tasa-arvoisella tavalla. Useissa YVA:n laatua ja vaikuttavuutta käsittelevissä tutkimuksissa (Sadler 1996, Hilden ym. 1997, Paldanius & Tallskog 2005, Käyhkö ym. 2007) merkittävyyden arvioinnin ja sen käytännön toteutustapojen kehittäminen on nostettu yhdeksi keskeisistä osa-alueista, jossa nähdään vielä tarvetta huomattavalle tutkimus- ja kehitystyölle. Erityisesti jatkokehitykselle on näissä tutkimuksissa esitetty kaksi keskeistä perustavoitetta: 1) merkittävyyden arvioinnin yleisen teorian yhtenäistäminen, sekä 2) selkeiden ja johdonmukaisten menettelytapojen kehittäminen vaikutusten merkittävyyden arvioinnin ja sen dokumentoinnin tueksi.

RIAM (Rapid Impact Assessment Matrix) on Christopher Pastakian kehittämä menetelmä, jonka tavoitteena on tuoda subjektiiviset päätökset ja arvioinnit läpinäkyvällä tavalla mukaan vaikutusten kokonaisvaltaiseen arviointiin ja vaihtoehtojen vertailuun. Mallissa eri vaikutusten merkitystä suhteessa nykytilanteeseen tarkastellaan ennalta määriteltyjen, vaikutusten yleisiä ominaisuuksia kuvaavien pisteytyskriteerien avulla, joiden yleisluontoinen määrittely mahdollistaa samojen kriteerien käytön erilaisten vaikutusten arvioinnissa. Menetelmän lopputuloksena saadaan tuotettua matriisimuotoista tietoa yksittäisten ympäristövaikutusten merkittävyydestä tutkittavan hankkeen ja sen eri vaihtoehtojen osalta (Pastakia 1998). Vaikka RIAM:a pidetään YVA:n alan kirjallisuudessa yleisesti hyvin lupaavana arviointimenetelmänä, ei sen toimivuudesta tai kehittämisestä edelleen ole vielä tehty laajaa menetelmällistä tutkimusta. Näin ollen menetelmän yleinen hyväksyttävyyden merkittävyyden arvioinnin apuvälineenä on vielä kyseenalainen. Tässä tutkimuksessa RIAM-menetelmää tarkastellaan ympäristövaikutusten merkittävyyden arvioinnin yleisten ongelmakohtien kannalta tavoitteenaan parantaa erityisesti mallin herkkyyttä ja kykyä erotella eritasoisia ympäristövaikutuksia toisistaan. Lisäksi RIAM:n antamia tuloksia verrataan tutkimuksessa suoralla, ensisijaisesti intuitioon ja järkeilyyn perustuvalla menetelmällä saatuihin arvioihin eri vaikutusten merkittävyydestä. Vertailun avulla pyritään laajentamaan kokonaiskuvaa siitä, miten RIAM-malli toimii suhteessa perinteisesti käytettyihin arviointimenetelmiin sekä kuinka yhdenmukaisia menetelmien antamat tulokset ovat toisiinsa nähden. Aineisto, johon RIAM-mallia työssä sovelletaan, koostuu Keski-Suomen liiton ympäristö- ja tasa-arvoaikutusten työryhmän (YVA-ryhmän) käsittelemistä hankkeista, joihin on haettu rahoitusta Euroopan Unionin (EU) alaisten rakennerahastojen kautta. Luonteeltaan tutkimus on RIAM:n menetelmälliseen kehitystyöhön painottuva, minkä takia aineiston sisällöllinen tulkinta on työssä sivuosassa.

2. MERKITTÄVYYDEN KÄSITE JA SEN ARVIOIMINEN

Vaikka merkittävyyttä voidaan käsitteenä pitää melko selkeästi määriteltävänä (vaikutuksen aiheuttaman muutoksen tärkeys ympäristölle), on sen yhdistäminen yksittäiseen kohteeseen, tai YVA:n tapauksessa ympäristövaikutukseen, osoittautunut kuitenkin huomattavan hankalaksi tehtäväksi. YVA:a käsittelevässä kirjallisuudessa merkittävyydelle on löydettävissä useita toisistaan poikkeavia määritelmiä (Beanlands & Duinker 1983, Haug ym. 1984, Thompson 1990, Canter & Canty 1993), joista kukin heijastaa omalla tavallaan käsitettä ja sen moniulotteista luonnetta ympäristövaikutusten arvioinnin kannalta. Laajimmin vaikutusten merkittävyyden käsitettä, sen rakentumista ja siihen vaikuttavia tekijöitä ovat tarkastelleet Beanlands & Duinker (1983, katso myös Duinker & Beanlands 1986), jotka ovat tutkimuksessaan löytäneet merkittävyyden arvioinnille neljä erilaista, mutta toisiinsa tiiviisti sidoksissa olevaa lähestymistapaa. Karkeasti nämä lähestymistavat voidaan nimetä tilastolliseksi, ekologiseksi, sosiaaliseksi ja projektikeskeiseksi merkittävyydeksi.

Tilastollinen merkittävyyden arviointi on näistä lähestymistavoista objektiivisin ja vähiten arvioijan omiin arvoihin ja asenteisiin sitoutunut. Siinä projektin aiheuttamia muutoksia suhteessa nykytilanteeseen tarkastellaan tilastotieteen näkökulmasta, jolloin merkittävän ja merkityksettömän vaikutuksen raja saadaan vedettyä tilastollisten testien ja niiden antamien merkitsevyytasojen perusteella. YVA-menettelyn kannalta tilastollinen merkittävyys on ensisijaisesti tulkittavissa havaittavan muutoksen suuruuden luokittelijana, kun taas muutoksen tärkeyden määrittämiseen se ei juuri anna lisäarvoa. Näin ollen tilastollinen tarkastelu ei sellaisenaan riitä vaikutusten merkittävyyden määrittelyyn kokonaisuudessaan, vaan sen rinnalla on käytettävä muita, esim. YVA:ssa mukana olevien sidosryhmien arvot ja asenteet huomioonottavia menetelmiä. Tilastollisessa merkittävyydessä havaitut puutteet heijastelevat kahta merkittävyyden arvioinnin kannalta läheistä käsitettä, jotka on kuitenkin ristiriitojen välttämiseksi syytä selkeästi erottaa toisistaan. Nämä käsitteet ovat vaikutusten suuruus ja niiden merkittävyys. Thompsonin (1990) esittämän määrittelyn mukaan vaikutusten suuruus on empiirisiin havaintoihin tai ennusteisiin perustuva ympäristön muutoksen mitta, kun taas vaikutusten merkittävyys on määriteltävissä ensisijaisesti ympäristömuutosten aiheuttamana kustannuksena paikalliselle yhteisölle. Vaikutusten suuruutta pystytään yleensä mittaamaan selkeiden matemaattisten muuttujien avulla (esim. uhanalaisen eliölajin kannan väheneminen, melun lisääntyminen, työpaikkojen määrän kehitys kohdealueella jne.), kun taas niiden suhteellisen tärkeyden arvioimisessa joudutaan usein käyttämään abstraktimpia suureita (esim. lajien eettiset suojeluarvot, alueen viihtyisyys paikallisille asukkaille tai alueen imagon muutokset), joiden kohdalla matemaattinen tai tilastollinen analyysi voi olla vaikeaa tai jopa mahdotonta. Matemaattisesti ajateltuna vaikutusten merkittävyys on edelleen karkeasti määriteltävissä näiden kahden tekijän funktiona (Thompson 1990, Kjellerup 1999, Kuva 1).



Kuva 1. Vaikutusten merkittävyys esitettyinä nelikenttänä niiden suuruuden ja suhteellisen tärkeyden suhteen (Glasson ym. 1999).

Tilastollisen merkittävyyden sijaan merkittävyyden ekologinen ja sosiaalinen komponentti kuvaavat jo lähemmin ajattelutapaa, jolla merkittävyyttä YVA-prosessin aikana tarkastellaan. Ekologisella merkittävyydellä Beanlands & Duinker (1983) tarkoittavat hankkeen aiheuttamien vaikutusten merkittävyyttä kohdealueen luonnon tai ekosysteemin kannalta, kun taas sosiaalinen merkittävyys määrittelee vastaavasti muutosten tärkeyden suhteessa paikallisten ihmisten ja yhteisöjen elämään ja alueelliseen kehitykseen. YVA:a suoritettaessa näitä lähestymistapoja ei useinkaan voida hyväksyttävästi erottaa toisistaan, koska niiden suhteelliset erot ovat hyvin pienet. Samankaltaisuuden syynä on merkittävyyden käsitteellinen luonne ensisijaisesti ihmisen aiheuttamien muutoksien kuvaajana ja niiden vakavuuden määrittelijänä. Vaikka ekologistia muutoksia voidaan usein mitata objektiivisilla menetelmillä, kuten biodiversiteetin vähenemisellä, ekosysteemien pirstoutumisella tai ympäristön muutoksia kuvaavien indikaattorilajien vähenemisellä, joudutaan näiden muutosten tärkeys kuitenkin käytännössä aina suhteuttamaan johonkin ei-biologiseen määrittelyyn hyväksyttävästä tai hyväksymättömästä muutoksesta (Beanlands 1988). Käytännössä tämä määrittely voi olla esimerkiksi kansainvälinen sopimus, kansallinen laki, paikallisen väestön yleinen mielipide muutoksen osalta tai jopa yksittäisen maanomistajan kanta oman alueensa käyttöön. Kuten Beanlands & Duinker (1983) hieman kärjistetysti toteavat, luonnolla tai ekosysteemeillä ei ole olemassa varsinaista itseisarvoista merkitystä, vaan sen arvon määrittelevät etupäässä ihmisten arvostukset lähiympäristöään kohtaan koskien alueen käytettävyyttä, sen tarjoamia esteettisiä maisema-arvoja tai yleisiä eettisiä periaatteita luonnonsuojelun kannalta. Luonteeltaan sekä vaikutusten ekologinen että sosiaalinen merkittävyys ovat voimakkaasti arvosidonnaisia käsitteitä, mikä näkyy myös niiden määrittelyssä. Ihmisten arvoihin vaikuttavat voimakkaasti heidän oma elämäkatsomuksensa sekä henkilökohtainen taustansa, minkä takia yksittäisten ihmisten tai ihmisryhmien arviot ympäristövaikutusten merkityksestä voivat suurestikin poiketa toisistaan niin sosiaalisen kuin ekologisen merkityksen kannalta (Morgan 1998). Suurien paikallisten hankkeiden tapauksessa sijoituspaikan läheisyydessä asuvat ihmiset voivat pitää kaikkia hankkeesta aiheutuvia vaikutuksia erittäin merkittävänä, kun taas ulkopuoliset asiantuntijat saattavat pitää samoja vaikutuksia jopa täysin merkityksettöminä. Vastaavasti luonnonsuojelu- ja kulttuurijärjestöt voivat taas luokitella hankkeen kaikki ekologiset tai alueen vanhaan rakennuskantaan kohdistuvat muutokset merkittäviksi omien tavoitteidensa ja periaatteidensa nojalla. Erityisesti

isojen ja ristiriitoja herättävien hankkeiden YVA-selvityksiä laadittaessa olisikin vaikutusten merkittävyys, niin käsitteen ekologisessa kuin sosiaalisessa mielessä, otettava huomioon useiden eri ihmisryhmien näkökulmasta, jotta vaikutusten hyväksyttävyydestä suuren yleisön joukossa saadaan rakennettua mahdollisimman kattava kuva (Morgan 1998).

Projektikäytännön merkittävyystarkastelun tavoitteena on tavallaan nivoa yhteen edellisissä kappaleissa esitetyt näkökohdat hankkeen kannalta ja tuoda kerätty tieto mielekkäällä tavalla mukaan päätöksentekoprosessiin. YVA-menettelyn yhtenä keskeisenä tavoitteena on selvittää, miten suunnitellun hankkeen eri vaihtoehdot vaikuttavat lähiympäristöön ja pystytäänkö mahdollisia haittavaikutuksia vielä pienentämään projektisuunnittelun keinoin. Suunniteltu hanke voi kuitenkin vaikuttaa vain tiettyihin ympäristön ekologisiin tai sosiaalisiin elementteihin ja niihinkin erilaisilla voimakkuuksilla. Tällöin osa kohdealueen ympäristöstä voi olla merkityksetöntä hankesuunnittelun kannalta, jos ympäristövaikutukset eivät merkittävästi muuta sen nykytilaa. Projektikäytännöstä tarkasteltuna ympäristövaikutus voidaan määritellä hankkeen kannalta merkitykselliseksi vain, jos hankkeesta aiheutuvan seurauksen ja ympäristön muutoksen välille pystytään löytämään havaittava syy-seuraussuhde. Vastaavasti, mikäli ympäristömuutosten seurausta ei pystytä kohdentamaan erityisesti suunniteltuun hankkeeseen ja sen seurauksiin, voidaan sen merkityksen katsoa olevan YVA-selvityksen kannalta pieni. Merkittävyyden arvioinnin kannalta on lisäksi syytä pyrkiä määrittelemään hankkeesta aiheutuvan muutoksen suhde muihin paikallisiin ympäristötekijöiden. Joskus alueen oma, luontainen tai ihmislähtöinen kehitys on voinut jo heikentää alueen ympäristön tilaa siten, että nyt suunniteltavan hankkeen merkitys on ympäristön kannalta enää marginaalinen (Beanlands & Duinker 1983).

Edellisissä kappaleissa esitellyissä lähestymistavoissa tulee selkeästi esiin merkittävyyden arvioinnin moniulotteinen luonne, joka sisältää usein sekä objektiivisia että subjektiivisia komponentteja. Toisaalta ympäristövaikutuksen merkittävyyteen vaikuttavat ympäristössä havaittavat muutokset, joita voidaan usein arvioida tieteellisten käytäntöjen ja menetelmien avulla ja joiden merkittävyyttä voidaan usein tarkastella erilaisten institutionaalisten ohjauskeinojen (esim. lakien ja asetusten asettamat raja-arvot sallitulle muutokselle tai vaatimukset suojeltavista lajeista) avulla. Toisaalta merkittävyys on aina ihmisten arvoihin sidottu elementti, johon vaikuttavat näkyvien ympäristömuutosten ohella myös ihmisten yleiset arvot ja mielipiteet omasta ympäristöstään, suunnitellusta hankkeesta sekä sen vaikutuksista. Näistä syistä johtuen tieteellisesti määriteltyjen, täysin arvovapaiden ”standardimenetelmien” käyttö ei läheskään aina tarjoa mielekästä vastausta esitettyyn kysymykseen vaikutusten merkittävyydestä, johon jokaisella YVA-prosessia seuraavalla ihmisellä on usein antaa oma perusteltu vastauksensa (Weston 2004, Lawrence 2007a). Menetelmällisesti tarkasteltuna merkittävyyden arviointia voidaan pitää puhtaan tieteen sijaan lähempänä taidetta, jossa tavoitteena on sopusuhtaisella tavalla yhdistää hankkeesta kerätty aineistotieto ihmisten yleisiin käsityksiin projektin mahdollisista vaikutuksista ja saada siten aikaan lopputulos, joka miellyttää muitakin kuin arvioinnin tekijää itseään. Arvioinnin hyväksyttävyyden takaamiseksi tavalla, jolla arviointi suoritetaan, on suuri merkitys, mutta toisaalta tärkeää on suunnitella myös, miten tulokset sekä niiden perustelut tuodaan esiin arviointiselostuksen yhteydessä. Sadler (1996) kiteyttää tutkimuksessaan hyvin merkittävyyden arvioinnin keskeiset vaatimukset, joita käsitteen luonne subjektiivisen ja objektiivisen päätöksenteon välimuotona sille asettaa. Hänen mukaansa YVA:n yhteydessä suoritettavassa merkittävyyden arvioinnissa tulisi:

- käyttää systemaattisia lähestymistapoja, joissa menetelmän valinta on selkeästi suhteutettu arvioitavaan hankekokonaisuuteen ja joka on mahdollisimman laajasti ymmärrettävissä niin arvioinnin tekijän kuin sen lukijankin näkökulmasta
- hyödyntää arviointikriteerejä, joiden kautta merkittävyyden arviointi on suoritettavissa loogisella, perustellulla ja kyseiseen ongelmatilanteeseen suhteutetulla tavalla
- tuoda selkeästi esiin taustat, jolla kyseiset arvioinnit on tehty
- erottaa selkeästi vaikutusten fysikaalinen ja ekologinen merkitys sen sosiaalisesta merkityksestä
- tarkastella tarpeen vaatiessa tehtyjen ennusteiden ja päätösten epävarmuutta, jos niiden voidaan arvioida vaikuttavan vaikutuksiin ja niiden saamiin merkittävyysluokituksiin
- matemaattisten menetelmien kohdalla tarjota selvitysraportin yhteydessä aina selkeä, maalaisjärkinen esitys käytettävästä menetelmästä ml. sen aineistolle asettamat vaatimukset sekä oletukset, joihin menetelmä nojautuu.

Vaikka em. periaatteiden avulla pystytään merkittävästi parantamaan tehtyjen arviointien hyväksyttävyyttä, eivät ne silti takaa merkittävyyden arvioinnin kannalta ristiriidattomia tuloksia. Mielipide-erot, joita ympäristövaikutusten arviointia seuraavan yleisön joukossa esiintyy, ovat yleensä sen verran suuria, ettei päätöksentekoprosessilla käytännössä koskaan päästä kaikkia miellyttävään tulokseen (Sadler 1996). Merkittävyyden arvioinnin kehittämisen tavoitteena onkin erityisesti parantaa käytettäviä menetelmiä siten, että arviointeja vastaan esitettävä kritiikki saadaan kohdistettua metodien sijaan arviointien sisältöön ja niiden taustalla olevaan perusteisiin ja tietopohjaan. Näin menetelmällisesti hyvän arvioinnin avulla on mahdollista nostaa YVA-prosessin yhteydessä käytävän keskustelun tasoa ja siten parantaa YVA:n avulla saavutettavaa yhteisymmärrystä arvioitavan hankkeen toteuttamistarpeesta ja tavoista, jolla hanke on lopulta paras suorittaa.

3. RIAM-MENETELMÄ

3.1. RIAM:n yleiskuvaus

Alkuperäisessä RIAM-mallissa eri hankkeiden ja projektien ympäristövaikutuksia sekä niiden merkittävyyttä arvioidaan pisteyttämällä ne viiden kriteerin mukaan, joille kullekin määritellään ennakolta kokonaislukuasteikko sekä asteikon eri arvoja kuvaavat sanalliset selitteet. Ennalta määriteltujen asteikkojen avulla ympäristövaikutusten arviointiselostuksissa esiintyvää, usein varsin vapaamuotoisesti käytettävää sanastoa pyritään muuttamaan ymmärrettävällä tavalla numerotiedoksi, jonka avulla vaikutusten merkittävyyttä pystytään edelleen helpommin vertailemaan keskenään. Yleisesti tämä tapa jakaa merkittävyyden arviointiprosessi useampaan komponenttiin (kriteeriin) on varsin laajasti hyväksytty menettelytapa YVA-kirjallisuudessa ja sitä on myös laajasti käytetty sovellusmenetelmien kehityksen perustana (Thompson 1990, Bojórquez-Tapia ym. 1998, Euroopan Komissio 1999, Cloquell-Ballester ym. 2007). Monikriteerisen tarkastelutavan avulla merkittävyyden arvioinnin yleensä varsin monimutkaista kokonaisongelmaa pyritään lähestymään pienempien kokonaisuuksien ja helpommin määriteltävien käsitteiden avulla, jotka edelleen yhteen

koottuna antavat kuvan vaikutuksen merkittävyydestä yleisellä tasolla. Lisäksi useamman kuin yhden arviointiperusteen käyttäminen tarjoaa kattavamman perustelun saataville merkittävyydenluokituksille kuin arvioinnin suorittaminen suoraan ilman näkyviä välivaiheita. Alkuperäisessä RIAM-mallissa merkittävyyttä määrittelevät kriteerit ovat vaikutusten laajuus (A1) ja suuruus (A2) sekä niiden pysyvyys (B1), palautuvuus (B2) ja kumulatiivisuus (B3). Eri kriteerien antamien pisteiden perusteella lasketaan edelleen kunkin hankevaikutuksen saamat ympäristövaikutuspisteet yhtälön 1 avulla (perustuen Pastakia 1998).

$$ES = A1 \times A2 \times (B1 + B2 + B3), \quad (1)$$

missä ES = hankkeen tietyn vaikutuksen saamat kokonaispisteet ja A1, A2, B1, B2, B3 = käytettyjen pisteytyskriteerien saamat arvot arvioitavan ympäristövaikutuksen osalta (Taulukko 2). Ympäristövaikutuspisteet kuvaavat jo sellaisenaan vaikutusten merkittävyyttä, mutta yleensä merkittävyydet luokitellaan vielä edelleen viisiportaisella asteikolla, jossa vaikutuksien saamiin pisteisiin liitetään edelleen sanallinen selitys (Pastakia 1998).

Taulukko 2. RIAM-menetelmän pisteytyskriteerit ja niiden sanalliset kuvaukset (Pastakia 1998, Jalava 2003).

Pisteytyskriteeri	Arvot	Sanalliset kuvaukset
A1. Vaikutuksen laajuus	4	Kansallinen tai kansainvälinen merkittävyys
	3	Alueellinen merkitys (vaikutus merkittävä lääni- tai kuntayhteisötasolla)
	2	Paikallinen merkitys (vaikutus merkittävä kuntatasolla)
	1	Paikallinen/pisteittäinen merkitys (vaikutus ulottuu vain alueen lähiympäristöön)
	0	Ei vaikutusta
A2. Vaikutuksen suuruus	+3	Suuri positiivinen vaikutus
	+2	Merkittävä positiivinen kehitys nykytilaan
	+1	Positiivinen kehitys nykytilaan
	0	Ei vaikutusta
	-1	Negatiivinen muutos nykytilaan
	-2	Merkittävä negatiivinen muutos nykytilaan
B1. Vaikutuksen pysyvyys	-3	Suuri negatiivinen muutos nykytilaan
	3	Vaikutus pysyvä
	2	Vaikutus väliaikainen
B2. Vaikutuksen palautuvuus	1	Ei merkitystä / Ei määriteltävissä
	3	Vaikutus palautumaton
	2	Vaikutus palautuva
B3. Vaikutuksen kumulatiivisuus	1	Ei merkitystä / Ei määriteltävissä
	3	Vaikutus kumuloi ajan kuluessa tai yhdysvaikutuksia muiden vaikutusten kanssa esiintyy
	2	Vaikutus yksittäinen
	1	Ei merkitystä / Ei määriteltävissä

RIAM:n pisteytysjärjestelmässä arviointikriteerit jaetaan kahteen pääkategoriaan, joiden sekä suhteellinen että toiminnallinen merkitys on erilainen. A-luokan kriteerit ovat luonteeltaan laajoja ja kuvaavat yleensä suunnitellun hankkeen laajuutta ja vaikutusten voimakkuutta lähiympäristön kannalta. Näihin kriteereihin vaikuttavat ensisijaisesti suunniteltu hanke sekä sen omat erityispiirteet, eivät niinkään kohdealueen oma ympäristö. Näin ollen kullakin A-luokan arvostelukriteerillä tulkitaan olevan itsenäistä merkitystä hankkeen ympäristövaikutusten kannalta, minkä takia niille annetaan pisteytyksessä merkittävää painoarvoa suhteessa B-kategorian kriteereihin. Jos A-kriteerit kuvaavat ensisijaisesti suunnitellun hankkeen suoria vaikutuksia ympäristössä yleisellä tasolla, voidaan B-kategorian arvostelukriteerien katsoa toimivan niiden tarkempana määrittelijänä ja vaikutusten merkittävyyden korostajana. Arvioitavan hankkeen ohella B-luokan kriteerit ilmentävät epäsuorasti myös hankkeen kohdealueen omia erityispiirteitä ja sitä, kuinka voimakkaasti hankkeesta aiheutuvat muutospaineet todella vaikuttavat sen nykytilaan. Näin ollen B-kategorian arvostelukriteereillä ei itsenäisesti voida katsoa olevan merkitystä hankkeen ympäristövaikutusten kannalta, vaan ne omalta osaltaan joko heikentävät tai voimistavat A-kriteereistä aiheutuvia seurauksia. B-kriteereiden luonne näkyy myös laskentakaavassa, jossa niiden vaikutukset summataan yhteen. B-luokan kriteereillä ei siten ole suoraa vaikutusta hankkeen saamiin ympäristövaikutuspisteisiin, vaan niiden merkitys arvioidaan kriteerien yhteisvaikutuksen kautta (Pastakia 1998, Pastakia & Jensen 1998).

Kuten Pastakia (1998) toteaa, menetelmään on mahdollista sisällyttää myös suurempi määrä pisteytyskriteerejä kuin alkuperäisessä laskentamallissa on tehty. Kriteerien laatimisen yhteydessä on kuitenkin syytä ottaa huomioon kahden seuraavan ehdon täyttyminen: 1) kriteerien yleismaailmallinen luonne, joka mahdollistaa niiden käytön useissa erilaisissa arviointitilanteissa, sekä 2) kriteerin yleisen luonteen ja merkityksen määrittely, jonka perusteella se voidaan sijoittaa laskentamallissa kriteeriluokkaan A tai B.

3.2. RIAM:n käyttö ympäristövaikutusten arvioinnissa

Kirjallisuudessa RIAM-menetelmää on julkaisemisensa jälkeen sovellettu hyvällä menestyksellä useisiin erilaisiin ympäristövaikutusten arviointitilanteisiin ja vaikutustyyppeihin. Hankekohtaisissa YVA-arvioinnissa menetelmää on käytetty esim. kaatopaikkojen toteutusvaihtoehtojen vertailuun (Pastakia & Jensen 1998, El-Naqa 2005), öljypäästöjen ennustamiseen kehitettyjen vaikutusskenaarioiden keskinäiseen vertailuun (Al Malek & Mohamed 2005), vesivoiman rakentamisen vaihekohtaiseen ympäristövaikutusten arviointiin (Haie 2006) sekä tiesuunnittelun aiheuttamien ympäristövaikutusten määrittelyyn (Hubert 2003). Näissä julkaisuissa RIAM-pisteytystä on käytetty ensisijaisesti vaikutuskohtaiseen merkittävyysarviointiin, jossa menetelmän tavoitteena on määritellä erikseen hankkeen jokaisen ympäristövaikutuksen luonne ja sen merkittävyys vaikutusalueen kannalta. Kuitunen ym. (2008, katso myös Jalava 2003) ovat tutkimuksessaan laajentaneet menetelmän käyttötarkoitusta projektikohtaisesta tarkastelusta hankkeiden ja suunnitelmien kokonaisvaltaisempaan arviointiin, jossa ympäristövaikutusten merkittävyyttä tarkastellaan vaikutusten sijaan ympäristökokonaisuuksien ja sen kokonaisuutoksen kautta. Tavoitteenaan kirjoittajilla oli tässä tutkimuksessa tarjota alkuperäistä RIAM-mallia mielekkäämpi tapa useiden, ympäristövaikutusten osalta suppeampien hankkeiden keskinäiseen vertailuun. Kokonaisvaltaisemmassa muodossaan RIAM-menetelmää on sovellettu esim. EU-rahoitteisten hankkeiden (Tiihonen 2006, Kuitunen ym. 2008) sekä vesistökuunnostussuunnitelmien

(Shakib-Manesh 2005) keskinäiseen vertailuun. Luonteeltaan RIAM-menettelyn käyttö on kuitenkin ollut vielä varsin kokeellista, eikä menetelmää ole, ainakaan tämän työn kirjoittajan tietojen mukaan, vielä otettu systemaattiseen käyttöön maailmalla

3.3. RIAM:n menetelmän tarkastelu merkittävyyden arvioinnin kannalta

3.3.1. RIAM-menettelyn etuja

Yleisluonteeltaan RIAM on rakennettu yksinkertaisia elementtejä käyttäen, minkä tavoitteena on pitää arvioinnin suorittaminen myös yleisön kannalta mahdollisimman helposti ymmärrettävänä. Tämä on erityisen suuri etu YVA:n kaltaisessa prosessissa, jossa päätöstentien ohella keskeisessä asemassa on myös päätösten yleinen hyväksyttävyyden ja yhteisymmärryksen rakentaminen hankevaikutusten osalta. Wang ym. (2006) ovat tutkimuksessaan voimakkaasti kritisoineet RIAM-mallia ja löytäneet siitä useita teknisiä puutteita, esim. vaikutusten keskinäinen samanarvoisuus tai puutteet epävarmuuden esittämisessä, jotka heidän mielestään heikentävät merkittävästi menetelmän käyttömahdollisuuksia YVA:n kaltaisessa prosessissa, jossa periaatteellisenä tavoitteena on löytää optimaalinen ratkaisu useiden vaihtoehtojen joukosta. Tästä kritiikistä on rivien välistä luettavissa periaatteelliset erot, joita tieteellisessä kirjallisuudessa vieläkin esiintyy YVA:n ja yleisen suunnitteluteorian välillä (katso esim. Snell & Cowell 2006). Suunnitteluteoria, jonka kehittämiä arviointimenetelmiä myös YVA:n yhteydessä usein käytetään, pyrkii yleensä ongelmatilanteen mahdollisimman tarkkaan mallintamiseen ja vaihtoehtojen objektiiviseen vertailuun. YVA-menettelyn kannalta ongelmaksi nousee tässä ongelmanratkaisutavassa kuitenkin se, miten arviointi ja sen tulokset pystytään esittämään YVA:a seuraaville tai siinä mukana oleville ihmisille. Ympäristön ja sen epävarmuuksien tarkka mallintaminen monimutkaistavat usein huomattavasti mallien laskennallista taustaa, jonka yleiskielinen esittäminen on kuitenkin YVA-menettelyssä suuressa osassa. Ympäristövaikutusten arvioinnissa hankkeen suunnittelijan ja sidosryhmien välinen kommunikaatio on suuressa osassa, jotta prosessi saadaan etenemään sujuvasti ja jotta siinä lopulta päästään mahdollisimman suurta osaa sidosryhmiä tyydyttävään ratkaisuun. Tästä syystä äärimmäisen monimutkaisten matemaattisten mallien soveltuvuutta YVA:an voidaan pitää vähintään kyseenalaisena, koska ne osaltaan vievät arvioinnin etenemisen piiloon matemaattisten merkintöjen ja kaavojen taakse ja hankaloittavat siten vaikutuksista käytävää keskustelua (Thompson 1990). Erityisesti merkittävyyden arvioinnissa käytettävien menetelmien tärkeimpiä ominaisuuksia ovat usein mahdollisimman suuren tarkkuuden sijaan tutkimusongelman selkeä hahmottaminen sekä saatavien tulosten havainnollisuus, jotka mahdollistavat tasavertaisen keskustelun toteutetun tarkastelun pohjalta. Näiden ominaisuuksien suhteen RIAM:n voidaan katsoa olevan varteenotettava vaihtoehto.

Läpinäkyvyytensä ohella RIAM-menettelyn vahvuuksia on myös sen joustavuus suhteessa sekä tutkittavaan hankkeeseen että vaikutusten luonteeseen. Arviointikriteerien määrittelyssä on pyritty siihen, että niiden yleiset perusteet antavat arvioijalle mahdollisuuden soveltaa samoja kriteerejä kaikkiin eri vaikutustyyppisiin ja YVA:n osa-alueisiin. Tätä kautta mallin rakenne ei sido arvioijaa johonkin tiettyyn vaikutusten arviointitapaan, vaan hän voi itse määritellä vaikutusrakenteen, jonka kautta eri hankevaihtoehtojen tai hankkeiden vaikutuksia on hänen mielestään mielekkäintä tarkastella. RIAM-menettelyn avulla hankkeiden ja suunnitelmien ympäristövaikutuksia on mahdollista tarkastella yksittäisistä vaikutuksista

(esim. rikkipäästöjen vaikutukset läheisessä metsäekosysteemissä) lähtien aina kokonaisuun ympäristökomponentteihin (esim. luontovaikutukset kokonaisuudessaan). Jälkimmäisessä tilanteessa arviointi kohdistuu ympäristötekijöiden sijaan kokonaisvaltaisemmin ympäristön tilaan ja siinä havaittaviin muutoksiin. Yhteisten arviointikriteerien avulla merkittävyyden arviointiin saadaan tuotua yhdenmukaisuutta, joka mahdollistaa eri vaikutusten välisten merkittävyyserojen tarkastelun suoraan arviointimatriisin kautta. Joustavuutensa ja laajojen käyttömahdollisuuksiensa vuoksi RIAM soveltuukin YVA:n ohella myös pienimuotoisemman ympäristöpäätöksenteon ja esim. aluesuunnittelun apuvälineeksi, joissa molemmissa joudutaan usein vertailemaan pienien kehityshankkeiden merkitystä ympäristökokonaisuuksien kannalta ja priorisoimaan niitä esim. taloudellisten resurssien puitteissa.

Hankkeen hyväksyttävyyden arvioinnin ja vaihtoehtojen tasa-arvoisen vertailun kannalta RIAM:n mahdollisuus vaikutusten kaksisuuntaiseen arviointiin tuo sille merkittävää lisäetua useisiin muihin systemaattisiin arviointimenetelmiin verrattuna. Kuten Lawrence (2007b) on todennut, ympäristövaikutusten dokumentoinnissa yleinen taipumus on korostaa positiivisten vaikutusten merkittävyyttä samalla hankkeen haittoja minimoiden. Tällaisessa tapauksissa positiivisten ja negatiivisten vaikutusten keskinäistä suuruutta ja tasapainoa on usein erittäin vaikea vertailla. RIAM-menetelmässä arvioitavan hankkeen vaikutukset käsitellään samojen pisteytysperiaatteiden mukaan riippumatta siitä, parantavatko vai heikentävätkö ne ympäristön tilaa. Näin hankkeen hyötyjä ja haittoja on mahdollista arvioida suoraan eri vaikutusten saamien ympäristövaikutuspisteiden avulla. Laskennallisesti ympäristövaikutuksen suunnan määrittely suoritetaan mallissa vaikutuksen suuruutta kuvaavan kriteerin (A2) kautta, jonka merkki määrittelee, onko vaikutus luokiteltavissa positiiviseksi vai negatiiviseksi. Lisäksi muiden kriteerien asteikot sekä kokonaispisteiden laskentamalli on rakennettu siten, että pisteytysten anto ja kokonaispisteiden laskeminen onnistuvat mielekkäällä tavalla molemmille vaikutussuunnille.

3.3.2. *Suuntia RIAM:n kehittämiseksi*

Vaikka RIAM tarjoaa jo alkuperäisessä muodossaan useita merkittävyyden arvioinnin kannalta merkittäviä hyötynäkökohtia, on menetelmässä silti vielä tarvetta kehitystyölle. Kuten Pastakia (1998) itse artikkelissaan toteaa, ei RIAM:n herkkyys sellaisenaan välttämättä riitä herkkien alueiden ympäristövaikutusten arviointiin, jossa keskeisessä asemassa olevat ympäristövaikutukset saattavat olla laajuudeltaan kuitenkin varsin pieniä ja RIAM:n kriteerien perusteella mahdottomia erotella toisistaan. Käytännössä mallin herkkyyteen voidaan vaikuttaa tehokkaimmin muokkaamalla mallissa käytettäviä pisteytyskriteerejä sekä niiden arviointiasteikoita.

YVA-alan kirjallisuudessa RIAM-menetelmään on tähän mennessä kehitetty viisi peruskriteeriä, joiden kautta arvioitavan hankkeen vaikutukset ja niiden merkittävyys lähiympäristön kannalta määritellään. Onko tämä kriteerimäärä riittävä merkittävyyden arvioinnin kattavuuden kannalta, odottaa kuitenkin vielä kriittistä arviointia. Kaikissa julkaistuissa tutkimuksissa, joissa RIAM-menetelmää on tähän mennessä käytetty, menetelmän soveltajat ovat pisteytyksien toteutuksessa luottaneet alkuperäiseen arviointikriteeristöön, eivätkä ole laajemmin arvioineet saamiaan tuloksia, niiden kattavuutta tai tarvetta arviointirakenteen laventamiseen ja uusien pisteytyskriteerien määrittelyyn. Yleisestä ympäristövaikutusten merkittävyyttä koskevasta kirjallisuudesta arvioinnin

suorittamiseen on kuitenkin löydettävissä paljon muitakin arviointiperusteita, jotka vastaavat periaatteiltaan RIAM-mallin vastaavia (Rossouw 2003, Cloquell-Ballester ym. 2007). Näiden kriteerien käytännön toimivuudesta RIAM:n yhteydessä ei ole olemassa tutkimustietoa, kuten ei ole myöskään siitä, miten kriteerien määrän kasvattaminen vaikuttaa mallin laskentakaavan antamiin tuloksiin tai kriteerien välisiin suhteellisiin painoarvoihin.

RIAM-mallien kriteerien kohdalla käytetty tapa luokitella vaikutukset ehdottomien jakoperusteiden avulla voi joissain tapauksissa osoittautua huomattavan hankalaksi, jos vaikutuksien luonteessa on havaittavissa olevia piirteitä kummastakin luokitteluperusteesta. Esimerkiksi vaikutuksen kestoaikaa tarkasteltaessa mustavalkoinen määrittely periaatteella pysyvä vs. väliaikainen voi usein tuntua arvioijan mielestä epäsopivalta jakoperusteelta, jos ympäristövaikutuksen voidaan selkeästi tulkita päättyvän tietyn ajan kuluessa toiminnan loppumisesta. Luokitellaanko esim. viisi vuotta kestävät vaikutukset pysyviin vai väliaikaisiin? Usein vaikutusten suuruutta ja merkitystä kuvaavia arviointikriteerejä käytettäessä niiden asteikkoon pyritään sisällyttämään ääritilanteiden ohella myös välimuotoista tilannetta kuvaavia arvoja, jotta vaikutusten luonnetta pystytään todenmukaisemmin kuvaamaan (Rossouw 2003). Näin voitaisiin menetellä myös RIAM-mallin kohdalla, jolloin saataisiin lisättyä sekä yksittäisten kriteerien määrittelytarkkuutta että koko menetelmän kykyä erotella vertailtavia vaikutuksia ja hankkeita toisistaan. Kriteeriasteikkojen laajentamisella on kuitenkin rajansa. Jotta arviointi säilyisi toteutuksensa kannalta mielekkäänä, tulee jokaiselle uudelle kriteerin arvolle pystyä määrittelemään sanallisesti, mitä arvo tarkoittaa yleisesti ympäristövaikutusten kannalta ja miten se sijoittuu suhteessa pisteytysasteikon muihin arvoihin.

4. TUTKIMUKSEN TOTEUTUS JA MENETELMÄT

4.1. Tutkimuksessa käytettävä aineisto sekä sen käsittely

Tutkimuksessa ympäristövaikutusten merkittävyyden arviointia sovellettiin aineistoon, joka koostui Keski-Suomen liiton ympäristö- ja tasa-arvoaikutusten työryhmän (YVA-ryhmän) käsittelemistä alueellisista kehitysohjelmista sekä erilaisista toteuttamishankkeista, joihin kaikkiin on haettu rahoitusta Euroopan Unionin alaisten rakennerahastojen kautta. Otoksena tutkimuksessa käytettiin puolivuotiskautta tammi–kesäkuu 2004, jonka aikana ryhmä oli käsitellyt kokonaisuudessaan 37 eri hanketta (Liite 1). Tämän otoksen arvioitiin edustavan melko kattavasti projektien ja suunnitelmien kokonaiskirjoa, joihin yleisesti pyritään hakemaan rahoitusta EU:n tukitoimien kautta. Tutkimuksessa arvioinnit suoritettiin hankkeiden yleiskuvausten sekä YVA-ryhmän niistä antamien vaikutusarviointien avulla, joiden perusteella hankkeiden ympäristövaikutusten merkittävyys oli mahdollista, tosin karkealla tasolla, määritellä. Hankkeiden ympäristövaikutukset jaettiin tutkimuksessa kolmeen arviointikokonaisuuteen, joiden kunkin merkittävyyttä arvioitiin yhtenä kokonaisuutena kohdeympäristön kannalta. Käytetyt ympäristökomponentit, joista kukin edustaa yhtä YVA:n keskeistä osa-aluetta, olivat seuraavat:

- 1) Hankkeen vaikutukset luonnonympäristöön (YVA) ml. vaikutukset sekä fyysikaaliseen (maa, vesi, ilma) että ekologiseen ympäristöön (eliöt, ekosysteemit, biologinen monimuotoisuus)

- 2) Hankkeen vaikutukset paikallisten ihmisten terveyteen, elinoloihin ja viihtyisyyteen (SVA) ml. maisema-arvot, joiden tulkittiin vaikuttavan ensisijaisesti alueen viihtyisyyteen
- 3) Hankkeen vaikutukset alueen yhteiskunnalliseen kehitykseen, talouteen ja kilpailukykyyn (EKON)

Kokonsa ja tavoitteidensa puolesta aineiston hankkeet olivat pääasiassa varsin pienimuotoisia ja niiden vaikutukset kohdistuivat yleensä korkeintaan kyseisen kylän tai kunnan alueelle, minkä takia vaikutusten yksityiskohtaisempaa määrittelyä ei tässä tutkimuksessa nähty tarpeellisena. Lisäksi kutakin em. ympäristökomponenttia dominoi aineiston hankkeissa yleensä yksi tai kaksi merkittäviä muutoksia aiheuttavaa ympäristövaikutusta, joiden suhteen koko vaikutusluokan merkittävyys oli usein mielekkäällä tavalla arvioitavissa.

Tutkimuksessa hankkeiden arviointi suoritettiin käyttäen apuna kolmen hengen asiantuntijaraatia, johon kuuluivat ympäristötieteiden professori FT Markku Kuitunen, jatko-opiskelija FM Kimmo Jalava sekä tämän tutkimuksen tekijä. Asiantuntijaraatia käyttämällä arviointiprosessiin saatiin tuotua mukaan usean ihmisen mielipiteet, mikä lisää sekä arvioinnin kattavuutta että vähentää mahdollisuutta, että merkittäviä ympäristötekijöitä jää arvioinnin aikana vahingossa ottamatta huomioon. Hankkeiden ympäristövaikutukset arvioitiin käyttäen kahta toisistaan poikkeavaa menetelmää: 1) vaikutusten suoraa arviointia ennalta määritellyn merkittävyysluokka-asteikon avulla (Taulukko 3) sekä 2) modifioitua RIAM-menetelmää (kts. kappale 4.3). Suoran arvioinnin asteikko on laadittu tarkoituksella siten, että se vastaa sanallisesti RIAM-pisteiden luokittelussa käytettyä. Tämän määrittelyn avulla kahden arviointimenetelmän antamat tulokset ovat vertailukelpoisia suhteessa toisiinsa. Molemmat arvioinnit suoritettiin samaa raatia käyttäen, jolloin ihmisten keskinäisten mielipiteiden ei pitäisi merkittävästi vaikuttaa eroihin kahden eri menetelmän antamissa merkittävyysluokituksissa. Hankkeiden arviointia varten raati kokoontui neljä kertaa 6.–12.3.2008 välisenä aikana. Ensimmäinen kokoontumiskerran aikana hankkeiden ympäristövaikutukset arvioitiin suoraa menetelmää käyttäen. Ennen varsinaisten luokitusten antoa panelistien kesken käytiin kunkin ympäristökomponentin kohdalla keskustelua hankkeen ympäristövaikutuksista sekä päätettiin, mitkä tekijät muodostavat perustan annettaville merkittävyysluokituksille. Arviointia ei kuitenkaan suoritettu systemaattisella tavalla eri hankkeiden välillä, vaan arviointi perustui ensisijaisesti raatilaisten yleisiin käsityksiin siitä, kuinka merkittävästi hanke vaikuttaa ympäristön kannalta. Kolmella seuraavalla paneelikerralla suoritettiin samojen hankkeiden pisteytys RIAM-mallia käyttäen. Hankkeen ympäristövaikutuksista käytiin ennen pisteidenantoa vastaavaa keskustelua kuin suoran merkittävyysluokituksen kohdalla, mutta RIAM-arvioinnin aikana keskustelu rakentui tämän jälkeen selkeästi menetelmässä käytettävien arviointikriteerien ympärille ja eteni siten periaatteessa samalla tavalla kaikkien hankkeiden kohdalla. RIAM-pisteitä annettaessa ei käytetty apuna suoran menetelmän avulla saatuja merkittävyysluokituksia, jotta menetelmien todellisia eroja on aineiston analysointivaiheessa mielekästä vertailla.

Taulukko 3. Ympäristövaikutusten suorassa arvioinnissa käytetyt merkittävyydenluokat sekä niiden sanalliset kuvaukset.

Lukuarvo	Sanallinen kuvaus
+4	Suuri positiivinen vaikutus
+3	Merkittävä positiivinen vaikutus
+2	Kohtalainen positiivinen vaikutus
+1	Heikko positiivinen vaikutus
0	Ei vaikutusta
-1	Heikko negatiivinen vaikutus
-2	Kohtalainen negatiivinen vaikutus
-3	Merkittävä negatiivinen vaikutus
-4	Suuri negatiivinen vaikutus

Hankkeiden vaikutusten arvioinnissa pisteytykset pyrittiin asiantuntijapaneelin aikana pitämään mahdollisimman hyvin sopusoinnussa YVA-ryhmän esittämien vaikutusarviointien kanssa. Näin ollen mikäli ryhmä oli arvioinnissaan todennut hankkeen olevan esim. taloudellisilta vaikutuksiltaan negatiivinen, myös tässä paneelissa sille pyrittiin antamaan negatiivisia arvoja. YVA-ryhmällä on hankkeita arvioidessaan ollut käytettävissään kattavampi tietopohja hankkeita ja niiden vaikutuksia koskien kuin tässä työssä kootulla asiantuntijapaneelilla. Tästä syystä sen antamien lausuntojen todenmukaisuutta ei haluttu tämän tutkimuksen yhteydessä lähteä kyseenalaistamaan. Kuitenkin arvioitujen hankkeiden osalta YVA-ryhmä ei ollut lausunnoissaan ottanut kantaa hankkeen mahdollisiin vaikutuksiin joidenkin tässä tutkimuksessa arvioitujen ympäristökomponentin suhteen. Tässä tapauksessa asiantuntijapaneeli arvioi vaikutusten suunnan ja suuruuden hankkeen yleiskuvauksen, sen tavoitteiden sekä niistä tähän komponenttiin kohdistuvien ympäristövaikutusten perusteella. Tutkimuksen aikana raadilla ei ollut käytettävissään varsinaisia rahoitushakemuksia, joissa suunnitellun hankkeen vaikutuksia olisi hakijan puolesta yksityiskohtaisemmin eritelty. Koska tutkimuksen tavoitteena on ensisijaisesti arvioida RIAM-menetelmän toimivuutta, ei hakemusten antaman lisätiedon nähty tuovan erityistä lisäarvoa tehtävälle tutkimukselle.

4.2. Laajennettu RIAM-menetelmä

Tutkimusta varten RIAM-menetelmää kehitettiin alkuperäisestä erityisesti B-kriteereiden osalta kappaleessa 3.3.2. esitettyjen kehitysajatusten perusteella. Alkuperäisten kriteereiden arviointiasteikkoihin lisättiin kuhunkin yksi välimuotoinen arvo, jotta kriteereiden mustavalkoista yleisluonnetta saatiin vähennettyä ja arvioinnin todenmukaisuutta siten parannettua. Asteikkojen ohella menetelmää laajennettiin ottamalla malliin mukaan myös kuudes arviointikriteeri, vaikutuksen kohdealueen arvo ja sen alttius ympäristömuutoksille. Tämän kriteerin avulla RIAM-pohjaiseen merkittävyyden arviointiin haluttiin tuoda eksplisiittisemmällä tavalla mukaan hankkeen kohdealueen omat arvot, joita alkuperäisessä mallissa käsitellään vain epäsuorasti vaikutusten laajuutta tai muutosten suuruutta arvioitaessa. Luokituksestaan herkkyyskriteeri sijoitettiin B-kriteereihin, koska sen ei katsottu suoraan vaikuttavan ympäristövaikutuksen fyysiseen olemukseen, vaan se muuttaa ympäristövaikutusten merkitystä lähinnä epäsuorasti joko voimistaen tai heikentäen muutosta kohdeympäristön kannalta. Kriteerit, joiden avulla ympäristövaikutusten pisteyttäminen tutkimuksessa suoritettiin, olivat seuraavat (perustuen pääasiassa Pastakia 1998, Jalava 2003):

Vaikutuksen laajuus (A1)

Kriteerin tavoitteena on alueellisesti määrittellä, kuinka laajalle arvioitavan hankkeen vaikutus ulottuu (Taulukko 4). Kriteerin määrittelyn perusteena voidaan yleisesti käyttää joko suoraan vaikutusten maantieteellistä laajuutta tai jos arviointi kohdistuu esim. sosiaaliin vaikutuksiin, sitä aluetta, jolla asuviin ihmisiin suunniteltavan hankkeen vaikutukset ulottuvat. Kriteerin pisteytysasteikon luokittelu perustuu Suomen yleiseen maantieteelliseen jakoon. Tässä tutkimuksessa vain yksittäiseen kylään kohdistuvat vaikutukset arvioitiin luonteeltaan paikallisiksi, eli ne olivat merkittäviä vain hankkeen lähiympäristössä.

Taulukko 4. Vaikutusten laajuutta kuvaavan kriteerin pisteytysasteikko.

Pisteytys	Sanallinen kuvaus
4	Vaikutus merkittävä usean maakunnan tasolla tai valtakunnallisesti
3	Vaikutus merkittävä maakunnallisesti
2	Vaikutus merkittävä kuntatasolla
1	Vaikutus merkittävä vain hankkeen lähiympäristössä
0	Ei merkitystä

Vaikutuksen suuruus (A2)

Kriteeri määrittelee ympäristövaikutuksen suunnan ja muutoksen suuruuden suhteessa lähtötilanteeseen, jossa kohdealue oli ennen suunniteltavaa hanketta (Taulukko 5).

Taulukko 5. Vaikutuksen vakavuutta kuvaavan kriteerin pisteytysasteikko.

Pisteytys	Sanallinen kuvaus
3	Suuri positiivinen muutos nykytilanteeseen
2	Merkittävä positiivinen muutos nykytilanteeseen
1	Hienoinen positiivinen muutos nykytilanteeseen
0	Ei muutosta nykytilanteeseen
-1	Hienoinen negatiivinen muutos nykytilanteeseen
-2	Merkittävä negatiivinen muutos nykytilanteeseen
-3	Suuri negatiivinen muutos nykytilanteeseen

Vaikutuksen pysyvyys ja kesto (B1)

Kriteeri määrittelee vaikutuksen ajallisen keston ts. kuinka pitkään suunniteltava hanke tai siitä aiheutuva ympäristövaikutus jatkuu (Taulukko 6). Käytännössä kriteerin arviointi voidaan suorittaa suhteuttamalla vaikutuksen kesto aika ihmisikään siten, että mikäli vaikutukset näkyvät vielä vuosikymmenien kuluttua hankkeen alkamisesta (”eivät pääty vielä minun elinaikanani”), voidaan ne tulkita luonteeltaan pitkäaikaisiksi tai pysyviksi (Jalava 2003). Ympäristövaikutuksen keston määrittelyssä on syytä pyrkiä erottamaan toisistaan vaikutuksen ajallinen kesto sekä aika, joka kuluu sen palautumiseen kohdeympäristössä (vrt. kriteeri B2). Periaatetasolla vaikutuksen kesto voidaan määrittellä pääosin suunniteltavan hankkeen ominaisuuksien mukaan, kun taas vaikutuksen palautuvuus määrittelee vastaavasti kohdealueen ympäristötekijöitä ja niiden kykyä toipua hankkeesta aiheutuneista häiriöistä.

Taulukko 6. Vaikutusten kestoa kuvaavan kriteerin pisteytysasteikko.

Pisteytys	Sanallinen kuvaus
4	Vaikutus pitkäaikainen/pysyvä (kesto vuosikymmeniä)
3	Vaikutus väliaikainen (kesto vuosia)
2	Vaikutus hetkellinen (kesto viikkoja tai kuukausia)
1	Ei määriteltävissä

Vaikutuksen palautuvuus (B2)

Määrittelee vaikutuksen palautuvuuden, kun hankkeeseen liittyvä toiminta on päättynyt (Taulukko 7). Ensisijaisesti palautuvuuden voidaan tulkita heijastelevan varsinaisen hankkeen sijaan sen kohdealueen kykyä toipua sille kohdistuneista muutoksista. Kuten vaikutuksen kestoa määrittelevän kriteerin kohdalla, voidaan tässäkin yhteydessä aikaskaalana pyrkiä käyttämään esim. ihmisikää, jolloin arvioijien voi olla helpompaa tulkita ongelmaa kuin abstraktien käsitteiden palautuva vs. palautumaton avulla.

Taulukko 7. Vaikutusten palautuvuutta kuvaavan kriteerin pisteytysasteikko.

Pisteytys	Sanallinen kuvaus
4	Vaikutukset palautumattomia, ts. hanke on muuttanut ympäristöä siten, että sen ei vuosikymmenien aikana voida arvioida palautuvan takaisin lähtötilaansa
3	Vaikutukset hitaasti palautuvia, ts. ympäristön palautuminen kestää vuosia, mutta palautumista kuitenkin selkeästi tapahtuu
2	Vaikutukset nopeasti palautuvia, ts. ympäristö palautuu lähtötilaansa viikkojen tai kuukausien aikana siitä, kun vaikutus on päättynyt
1	Ei määriteltävissä

Vaikutuksen kumulatiivisuus ja yhdysvaikutukset (B3)

Kriteeri kuvaa sitä, voiko vaikutuksen arvioida voimistuvan luonteeltaan ajan mittaan vaikutuksen kertymisen seurauksena tai onko alueen muista ominaisuuksista löydettävissä tekijöitä, jotka voisivat huomattavasti korostaa vaikutuksen merkitystä alueella (Taulukko 8).

Taulukko 8. Vaikutusten pysyvyyttä kuvaavan kriteerin pisteytysasteikko.

Pisteytys	Sanallinen kuvaus
4	Vaikutus kumuloituu voimakkaasti tai merkittäviä synergistisiä vaikutuksia muiden tekijöiden kanssa esiintyy.
3	Kumulatiivisia ja/tai yhdysvaikutuksia esiintyy, mutta niiden merkityksestä tai suunnasta ei olla varmoja
2	Vaikutukset yksittäisiä
1	Ei määriteltävissä

Vaikutuksen kohdealueen tila lähtötilanteessa ja sen muutosherkkyys (B4)

Kriteerin avulla merkittävyyden arviointiin otetaan vaikutusten aiheuttamien muutosten rinnalle mukaan kohdealue ja sen arvo lähtötilanteessa (Taulukko 9). Näin kriteerin avulla täydennetään merkittävyyden arvioinnin kannalta kriteeriä A2, jonka avulla määritellään ensisijaisesti vaikutuksen aiheuttaman muutoksen suuruutta. Mielikuvallisesti arvioija voi tätä kriteeriä pisteyttäessään kysyä, kuinka suuria positiivisia tai negatiivisia vaikutuksia voidaan saada aikaan pienillä fyysisillä muutoksilla alueen ympäristössä. Käytännön arvioinnissa kohdealueen herkkyys voidaan pyrkiä sitouttamaan esim. alueen ekosysteemi- tai yhteiskuntarakenteeseen (Antunes ym. 2001), mikä voi osaltaan helpottaa kriteerin arvojen tulkintaa sekä niiden perustelemista.

Taulukko 9. Vaikutuksen kohdealueen arvoa ja herkkyyttä kuvaavan kriteerin pisteytysasteikko.

Pisteytys	Sanallinen kuvaus
4	Alue luonteeltaan erittäin herkkä muutoksille ja/tai sen merkitys on jo sellaisenaan maakunnan tai maan tasolla suuri
3	Alue altis suurille muutoksille ja/tai sillä esiintyy merkittäviä alueellisia arvoja
2	Alue on varsin stabiili ympäristömuutosten suhteen eikä se sisällä erityisiä arvoja, jotka tulisi ottaa huomioon
1	Ei määriteltävissä

Hankkeiden saamat ympäristövaikutuspisteet (ES) eri komponenteille laskettiin käyttäen yhtälöä 2, joka on saatu yleistämällä RIAM:n alkuperäinen laskentayhtälö useamman kuin kolmen B-pisteytyskriteerin tilanteeseen:

$$ES = A1 \times A2 \times (B1 + B2 + B3 + B4) \quad (2)$$

Hankkeiden eri ympäristökomponenttien saamat merkittävyydsuoritukset määriteltiin tämän jälkeen käyttäen taulukossa 10 esitettyä kaksisuuntaista ja kumpaakin suuntaan neliportaista luokka-asteikkoa. Asteikko on laadittu Pastakian (1998) esittämiä periaatteita mukaillen ottamalla kuitenkin huomioon muokatut B-kriteerit sekä niiden kautta myös ympäristövaikutuspisteiden muuttuneet ääriarvot. Lisäksi Pastakian esittämästä luokitteluasteikosta on pudotettu pois yksi porras yhdistämällä luokat heikko (slight change) ja havaittava vaikutus (change) toisiinsa vaikutusten sanallisen määrittelyn selkeyttämiseksi. Asteikossa merkittävyydsuoritusten rajat on määritelty subjektiivisesti pisteytyskriteerien eri arvojen perusteella ja ne voidaan sanallisesti esittää seuraavasti:

- Suuren positiivisen vaikutuksen alaraja saavutetaan, kun vaikutus on maakunnan tasolla merkittävä ($A1=3$) ja se aiheuttaa suuria muutoksia kohdealueen nykytilassa ($A2=3$). Lisäksi sekä vaikutuksen kesto- että palautumisaikaa voidaan mitata vuosissa, sillä on havaittavia kumulatiivisia ja/tai yhdysvaikutuksia ympäristössä ja se lisäksi kohdistuu alueeseen, joka on herkkyytensä puitteissa altis muutoksille ($B1=B2=B3=B4=3$).
- Vaikutus on luonteeltaan merkittävän vaikutuksen alarajalla, kun se on alueellisesti merkittävä kuntatasolla ($A1=2$), aiheuttaa suuria muutoksia ympäristössä ($A2=3$) ja kohdistuu ympäristön kannalta herkälle alueelle ($B4=3$), mutta on kestoaltaan kuitenkin hetkellinen ($B1=2$), vaikutuksiltaan palautuva

(B2=2) ja muihin vaikutuksiin verrattuna yksittäinen eikä kumuloidu ajan kanssa (B3=2).

- Vaikutus on merkitykseltään heikon ylärajalla, kun se on alueelliselta laajuudeltaan vain paikallisella tasolla merkittävä (A1=1), mutta aiheuttaa siellä merkittäviä muutoksia (A2=2). Lisäksi vaikutus on luonteeltaan pysyvä, palautumaton ja voimakkaasti kumuloituva (B1=B2=B3=4) ja kohdistuu ympäristön kannalta herkälle alueelle (B4=3).
- Vaikutus on merkitykseltään kohtalainen, kun se sijoittuu kriteerimäärittelyjensä puolesta heikon ja merkittävän vaikutuksen väliin.
- Vaikutuksella ei ole lainkaan merkitystä, jos se alueellisen laajuuden tai muutoksen suuruuden osalta saa arvon 0.

Taulukko 10. RIAM:n ympäristövaikutuspisteiden jakautuminen eri merkittävyyssuokkiin.

Ympäristövaikutuspisteet	Lukuarvo	Sanallinen kuvaus
[108, 192]	+4	Suuri positiivinen vaikutus
[54, 107]	+3	Merkittävä positiivinen vaikutus
[31, 53]	+2	Kohtalainen positiivinen vaikutus
[1, 30]	+1	Heikko positiivinen vaikutus
0	0	Ei vaikutusta
[-29, -1]	-1	Heikko negatiivinen vaikutus
[-53, -30]	-2	Kohtalainen negatiivinen vaikutus
[-107, -54]	-3	Merkittävä negatiivinen vaikutus
[-192, -108]	-4	Suuri negatiivinen vaikutus

4.3. Aineiston analysointi

Koska tutkimuksessa käytettävien arviointimallit ovat luonteeltaan joko luokittelu- tai järjestysasteikollisia, jouduttiin aineiston analysoinnissa käyttämään ensisijaisesti parametrittomia menetelmiä. Pisteytyskriteerien vaikutusta hankkeen saamiin ympäristövaikutuspisteisiin arvioitiin laskemalla pisteet yhtälön 2 lisäksi myös yhtälöitä 3 ja 4 käyttäen:

$$ES = A1 \times A2 \quad (3)$$

$$ES = A1 \times A2 \times (B1 + B2 + B3) \quad (4)$$

Näistä yhtälön 3 kohdalla vaikutusten merkittävyyden määrittämisessä käytetään ainoastaan mallin A-kriteerejä, joilla on havaittu olevan huomattava merkitys vaikutuspisteiden määräytymiseen RIAM-menetelmässä (Jalava 2003). Yhtälö 4 taas vastaa Pastakian (1998) esittämää alkuperäistä RIAM-laskentamallia, jossa käytettäviä arviointikriteerejä on viisi. Eri laskentakaavoilla saatuja vaikutuspisteitä testattiin tilastollisesti käyttäen Spearmannin järjestyskorrelaatiokertoimia, jotka vertaavat saatujen pisteiden suuruusjärjestystä toisiinsa (Ranta ym. 1991). Järjestykseen perustuvien testien lisäksi pelkillä A-kriteereillä saadut ympäristövaikutuspisteet luokiteltiin Jalavan (2003) esittämän merkittävyyssuokituksen mukaan, josta oli kuitenkin yhdistetty kaksi pienintä merkittävyyssuokkaa yhdenmukaisuuden saavuttamiseksi. Tämän jälkeen hankkeiden ympäristövaikutusten saamia merkittävyyssuokkia pystyttiin tarkastelemaan suhteessa kuutta kriteeriä käyttävän arviointimenetelmän luokituksiin. Pisteytyskaalojen laajennuksien sekä uuden pisteytyskriteerin käytön mielekkyyttä arvioitiin tutkimuksessa tarkastelemalla, miten B-kriteereiden saamat pisteet jakautuivat arvioitujen hankkeiden osalta. Jalava (2003) on tutkimuksessaan jo tarkastellut tätä

samaista kysymystä RIAM:n alkuperäisten pisteytyskriteerien perusteella, minkä takia tässä työssä keskityttiin erityisesti käsittelemään niitä kriteerejä, joihin tutkimuksessa tehtiin muutoksia alkuperäiseen malliin verrattuna. Tilastollisesti B-kriteerien pistearvojen jakaumaa testattiin vertaamalla niitä tasajakaumaan (kaikkia pistemääriä aineistossa suhteessa yhtä paljon) χ^2 -yhteensopivuustestin avulla. Testit suoritettiin ilman asteikkojen arvoa 1 (=ei merkitystä), koska sitä ei voi arviointiperusteiltaan pitää vertailukelpoisena muuhun pisteytysasteikkoon. B-pistearvojen jakaumaa eri ympäristökomponenteissa testattiin vastaavasti käyttäen täsmällistä χ^2 -yhteensopivuustestiä (exact chi-square), koska tutkimuksessa käytetty aineisto oli kooltaan liian pieni normaalin, asymptoottisen χ^2 -testin kannalta.

RIAM-menetelmän ja suoran menetelmän antamia tuloksia verrattiin työssä käyttämällä kahden riippuvan otoksen parittaisia eroja mittaavaa Wilcoxonin testiä (Ranta ym. 1991) sekä jo edellä mainittuja Spearmannin järjestyskorrelaatioita. Wilcoxonin testin avulla pyrittiin erityisesti selvittämään, poikkeavatko RIAM:n antamat merkittävyysluokat eri vaikutuskomponenttien osalta merkitsevästi avustamattoman menetelmän avulla saaduista. Testi tehtiin vaikutusluokkien itseisarvojen avulla, jolloin luokkien eroja mitattiin erityisesti suhteessa noltaan eli ei muutosta -tilanteeseen. Ennen varsinaisen testauksen aloittamista aineistosta karsittiin pois ne hankkeet, joille menetelmät olivat antaneet erimerkkiset tulokset, ts. toisen arvioinnin perusteella hankkeen vaikutus oli positiivinen ja toisen negatiivinen. Perusteena poisjättämiselle oli se, että ristiriitaisesti arvioitujen hankkeiden osalta paneelin voidaan arvioida tulkinneen hankkeen merkittävyyttä eri vaikutusten perusteella, jolloin tulos ei laskennallisesti mittaa menetelmien eroja. Arviointitapojen samankaltaisuutta mitattiin tutkimuksessa vertailemalla menetelmien antamia luokituksia toisiinsa järjestyskorrelaatioiden avulla. Korrelaatiokertoimien antamaa samankaltaisuutta voidaan tässä yhteydessä pitää kuitenkin vain suuntaa antavana, koska hankkeita ei voitu asettaa tarkkaan järjestykseen puhtaasti niiden saamien merkittävyysluokkien avulla. Tästä syystä tilastollisten analyysien rinnalle aineistosta laskettiin myös eri menetelmien väliset prosentuaaliset samankaltaisuusindeksit, jotka kuvaavat sitä, kuinka samanlaista hankkeiden jakautuminen eri merkittävyysluokkiin on RIAM:n ja suoran arvioinnin välillä. Indeksit laskettiin käyttäen yhtälöä 5.

$$PS = \sum \min(RIAM_i, INT_i) \quad (5)$$

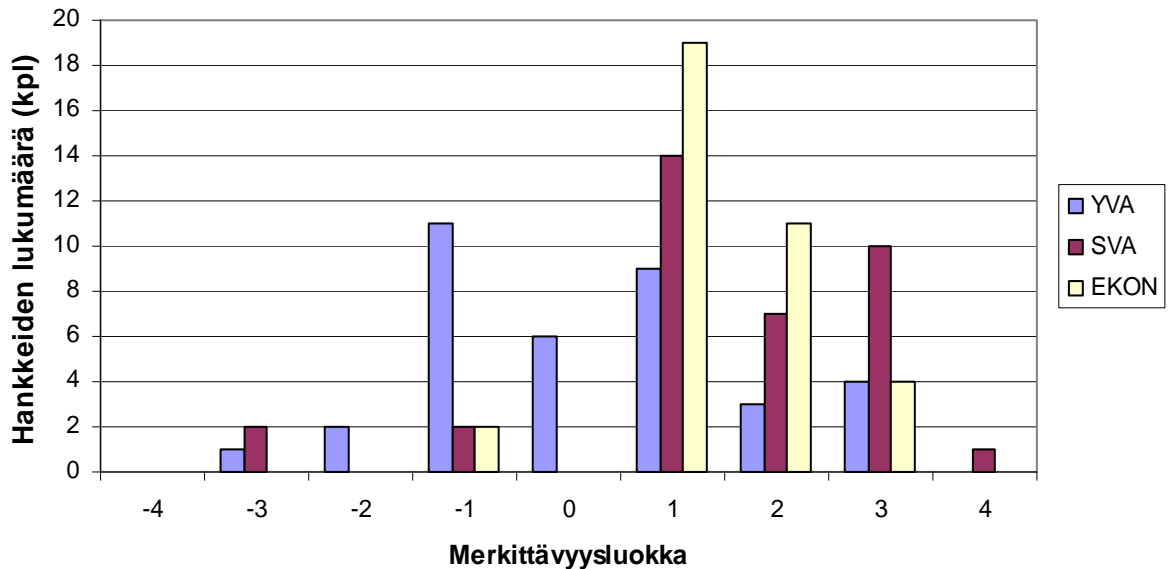
missä $\min(RIAM_i, INT_i)$ tarkoittaa pienempää RIAM-menetelmän ja suoran arviointimenetelmän antamista prosentuaalisista osuuksista merkittävyysluokassa i (perustuen Ranta ym. 1991). Samankaltaisuusindeksi saa arvon 1, kun menetelmien antamat merkittävyysluokkajakaumat vastaavat täydellisesti toisiaan ja vastaavasti arvon 0, kun ne ovat täysin toistensa vastakohtia.

Tilastolliset analyysit suoritettiin käyttäen SPSS 14.0. -ohjelmaa, jolla myös piirrettiin osa kuvista. Kuvien piirtämisessä sekä samankaltaisuusindeksien laskennassa käytettiin apuna myös Microsoft Excel -taulukkolaskentaohjelmaa.

5. TULOKSET

5.1. Hankkeiden arviointi RIAM-menetelmällä

Tutkimuksen otoksessa olleista 37 hankkeesta pystyttiin asiantuntijaraadin aikana pisteyttämään kaikkiaan 36. Yhden hankkeen raati joutui jättämään kokonaan pisteyttämättä, koska hankekuvauksen ympäripyöreiden takia panelistit eivät päässeet yksimielisyyteen siitä, mihin hankkeella itse asiassa pyritään ja mitä sen yhteydessä tullaan käytännön tasolla tekemään. Menetelmien käyttöprosentti on tässä tutkimuksessa siis 97 %. RIAM-menetelmällä hankkeiden ympäristövaikutuksille saadut merkittävyysluokitukset on esitetty kuvassa 2. Luontovaikutusten osalta arvioidut hankkeet jakautuivat merkittävyydeltään melko tasaisesti eri vaikutusluokkiin. Luontovaikutusten suhteen positiiviksi arvioitiin 16 (44 % arvioiduista hankkeista), neutraaleiksi 6 (17 %) ja negatiivisiksi 14 hanketta (39 %). Suurin osa hankkeista aiheutti luonnolle vain heikkoja vaikutuksia niiden sijoituessa luokkiin -1 tai +1. Sosiaalisten ja taloudellisten vaikutusten osalta vaikutusten merkittävyysluokkajakauma on huomattavasti luontovaikutusten vastaavaa yksipuolisempi hankkeiden painottuessa selvästi positiivisten vaikutusten puolelle. Sosiaalisten vaikutusten osalta positiivisiksi arvioitiin 32 hanketta (89 %) ja negatiiviseksi 4 (11 %), kun taloudellisten vaikutusten osalta vastaavat luvut olivat 34 (94 %) ja 2 (6 %). Yhtäkään aineistossa olleista hankkeista ei arvioitu sosiaalisten tai taloudellisten vaikutusten osalta neutraaleiksi. Keskimäärin näiden vaikutuskomponenttien saamat merkittävyysluokitukset olivat huomattavasti ympäristövaikutusten vastaavia suurempia, mikä osaltaan kertoo EU:n rakennerahastojen kautta tulevien avustusten suuntautumisesta erityisesti alueelliseen kehitykseen ja ihmisten hyvinvoinnin parantamiseen pyrkiviin hankkeisiin suorien ympäristönsuojelu- ja ennallistamishankkeiden sijaan. Yleisesti tutkimuksessa arvioitujen hankkeiden tavoitteista ja suuruusluokasta kertoo jotain merkittävyysluokituksen ääripäihin sijoittuvien arvojen lähes täydellinen puuttuminen aineistosta. Suurin osa arvioiduista hankkeista oli suunniteltu tukemaan erityisesti yksittäisen kylän tai kunnan kehitystä. Ympäristövaikutuksiansa osalta nämä hankkeet rajoittuvat RIAM-menetelmän suhteen varsin pienelle alueelle, mikä osaltaan laskee niiden vaikutusten merkittävyysluokitusta. Vastaavasti suuria, usean kunnan tai jopa maakuntatason kehittämiseen suunniteltuja hankkeita sattui otokseen vain muutamia. Ympäristövaikutuksiltaan merkittävimmäksi paneeli arvioi sähkö- ja elektroniikkaromun kierrätyksen ja uusiokäytön tehostamiseen pyrkivän hankkeen (hanke nro 37), jonka tavoitteena oli ympäristön kuormituksen vähentämisen ohella myös tukea pitkäaikaistyöttömien työllistymistä elektroniikkalaitteiden purun ja eri jätejakeiden erottelun yhteydessä. Tällä hankkeella arvioitiin olevan merkittäviä positiivisia vaikutuksia luonnon sekä alueen yhteiskunnallisen kehityksen ja talouden kannalta sekä suuria sosiaalisia vaikutuksia pääasiassa pitkäaikaistyöttömien syrjäytymisen ja työelämään palauttamisen kautta. Vastaavasti hankeluettelon toiseen ääripäähän paneeli sijoitti moottorikelkkareittien perustamiseen pyrkivät hankkeet (hankkeet nro 25 ja 26), joiden osalta lisääntyvän kelkkailun luonnolle ja paikalliselle väestölle aiheuttamat haitat (lähinnä melu) tulkittiin arvioinnissa selvästi suuremmiksi kuin lisääntyvän kelkkailun tuomat edut (esim. ihmisten vapaa-ajanviettomahdollisuuksien lisääntyminen). Taloudellisilta vaikutuksiltaan nämä hankkeet koettiin kuitenkin myönteisiksi erityisesti niiden alueelliselle matkailulle tarjoamien kehittämismahdollisuuksien myötä.



Kuva 2. RIAM-menetelmällä saadut merkittävyysluokitukset hankkeiden luonto- (YVA), sosiaalisille (SVA) ja yhteiskunnallisille vaikutuksille (EKON).

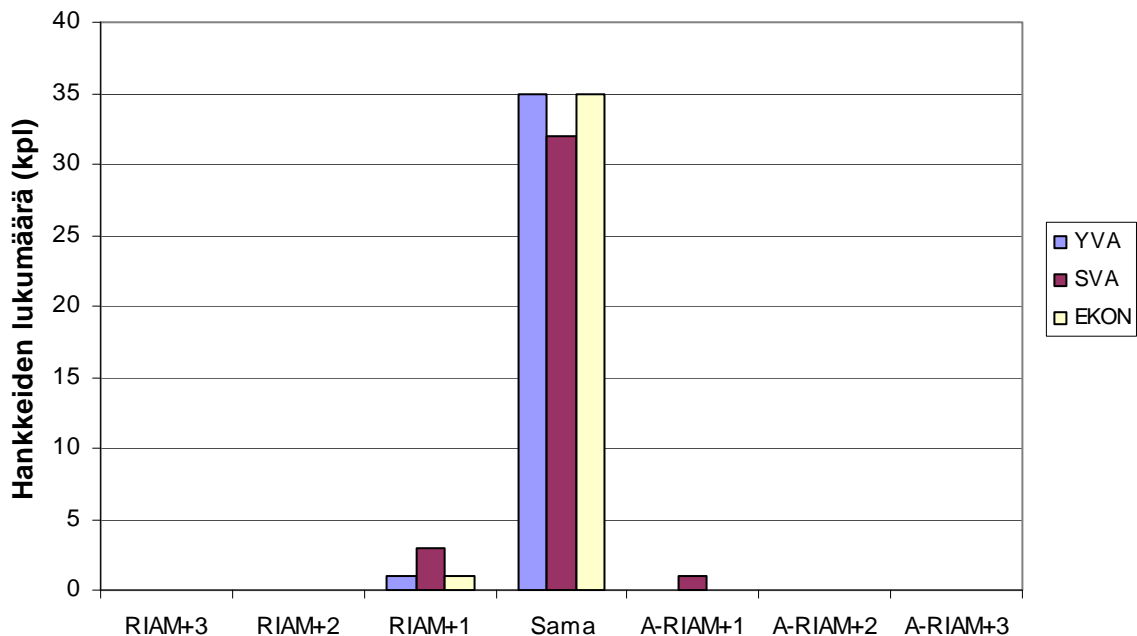
Tutkimuksessa arvioitujen eri ympäristökomponenteille saatujen RIAM-pisteiden välillä ei havaittu tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota (Taulukko 11). Näin ollen eri komponentteja on mielekäästä vertailla keskenään, koska ne eivät voimakkaasti vaikuta toisiinsa. Sosiaaliset ja taloudelliset vaikutukset saivat korrelaatiokertoimista suurimman arvon 0,223, joka suuruutensa puolesta vastaa heikkoa riippuvuutta. Tutkimuksessa analysoidun hankkeiden joukossa oli useita hankkeita, joilla pyrittiin samanaikaisesti parantamaan sekä ihmisten hyvinvointia että kylän yleistä imagoa ja elinvoimaisuutta. Tämäntapaisissa hankkeissa taloudellisten ja sosiaalisten vaikutusten saamien pisteiden voidaan arvioida olevan sidoksissa toisiinsa, mikä voi aiheuttaa em. heikon korrelaation. Luontovaikutusten osalta hankkeiden saamat ympäristövaikutuspisteet jakautuivat lisäksi huomattavasti muita komponentteja tasaisemmin arviointiasteikon eri arvoille, mikä selittää osaltaan sen huomattavan pieniä korrelaatiokertoimia tutkitussa aineistossa.

Taulukko 11. Luonto- (YVA), sosiaalisten (SVA) ja taloudellisten vaikutusten (EKON) saamien ympäristövaikutuspisteiden välille lasketut Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimet (r_s) sekä niiden tilastollinen merkitsevyys tutkitussa aineistossa.

		YVA	SVA	EKON
YVA	r_s	1,000	0,076	0,024
	P-arvo	-	0,661	0,891
	N	36	36	36
SVA	r_s	0,076	1,000	0,223
	P-arvo	0,661	-	0,191
	N	36	36	36
EKON	r_s	0,024	0,223	1,000
	P-arvo	0,891	0,191	-
	N	36	36	36

5.2. RIAM-menetelmän tarkastelu

Kokonaisuudessaan B4-kriteerin mukaanotto sekä pisteytysasteikon laajentaminen muiden B-kategorian kriteerien osalta vaikutti lopulta erittäin vähän, jos lainkaan, hankkeiden saamiin merkittävyysluokituksiin tai hankkeiden keskinäiseen järjestykseen. Kun hankkeiden saamien vaikutusluokkien jakaumia verrattiin neljää B-kriteeriä käyttävän RIAM-mallin ja pelkkiin A-kriteereihin perustuvan mallin välillä, poikkesivat merkittävyysluokitukset 36 hanketta käsittävässä aineistossa sekä luonto- että talousvaikutusten osalta ainoastaan yhden hankkeen kohdalla ja sosiaalisissa vaikutuksissakin poikkeamia oli vain neljä (Kuva 3). Lisäksi luokituksiltaan eronneiden hankkeiden vaikutuspistemäärät sijoittuivat usein lähelle merkittävyysluokkien rajoja, minkä takia eroja ei voida pitää erityisen suurina. Laskentakaavojen tulosten samankaltaisuus näkyy myös, kun hankkeiden saamia ympäristövaikutuspisteitä ja niiden suhteellista järjestystä verrataan keskenään. Luontovaikutuksilla vaikutuspisteiden välinen järjestyskorrelaatio on suuruudeltaan 0,999 ($n=36$, $p<0,001$), sosiaalisten vaikutusten 0,954 ($n=36$, $p<0,001$) ja taloudellisten vaikutusten 0,982 ($n=36$, $p<0,001$), mikä kertoo laskentakaavojen asettaman hankkeet likimain samaan järjestykseen. Kun vertailu suoritettiin edelleen kolmea tai neljää B-kriteeriä käyttävien RIAM-mallin välillä, nousivat korrelaatiot vielä aavistuksen edellisistä ollen nyt kaikkien ympäristökomponenttien suhteen yli 0,995.



Kuva 3. Vaikutusten saamien merkittävyysluokkien hankekohtaiset erot kuutta kriteeriä käyttävän ja pelkkiä A-kriteereitä käyttävän RIAM-mallin osalta. Kuvassa RIAM+1 tarkoittaa kuutta kriteeriä käyttävän RIAM-menetelmän antaneen ympäristövaikutukselle yhtä merkittävyysluokkaa suuremman arvon suhteessa pelkkiin A-kriteereihin, RIAM+2 kahta luokkaa suuremman jne. Vastaavasti A-RIAM+1 tarkoittaa pelkkiä A-kriteereitä käyttäneen mallin antaneen vaikutukselle yhtä luokkaa isomman merkityksen kuin kuuden kriteerin RIAM-malli jne.

B-kriteereiden käytännön pisteyttäminen onnistui tutkimuksessa käytetyssä aineistossa hyvin, eikä montaa ympäristövaikutusta jouduttu jättämään määrittelemättä (kriteerien arvo 1).

Jättämällä pois hankkeiden ympäristövaikutukset (6 kpl), jotka olivat A-kriteereiden pisteytyksessä saaneet arvon 0 eikä B-kriteereitä enää tässä vaiheessa käsitelty, pystyttiin vaikutuksen kesto ja palautuvuutta määrittelevät kriteerit B1 ja B2 arvioimaan kaikkien hankkeiden ja niiden eri ympäristökomponenttien suhteen. B3-kriteerillä (kumulatiivisuus) arvioinnin onnistumisprosentti oli tutkimuksessa 99 % (yhden vaikutuksen osalta kumulatiivisuutta ei pystytty arvioimaan) ja uudella muutosherkkyttä kuvaavalla B4-kriteerilläkin 97 % (muutosaltiuden määrittely ei onnistunut kolmessa tapauksessa). Minkään B-kriteerin saamat arvot eivät ole jakautuneet tasaisesti arviointiasteikolle (kaikissa jakautuman tasaisuutta mittaavissa χ^2 -testeissä $p < 0,001$, Taulukko 12), vaan aineistossa on havaittavissa arvojen selvää painottumista joko asteikon suureen ääripäähän (kriteerit B1 ja B4), pieneen ääripäähän (B2) tai asteikon keskelle (kriteeri B3).

Taulukko 12. B-kriteereiden saamien arvojen frekvenssit sekä niiden suhteelliset osuudet koko aineistossa (n=102).

	B1	B2	B3	B4
1	0 (0 %)	0 (0 %)	1 (1 %)	3 (3 %)
2	9 (9 %)	51 (50 %)	23 (23 %)	66 (65 %)
3	33 (32 %)	49 (48 %)	60 (59 %)	27 (27 %)
4	60 (59 %)	2 (2 %)	18 (18 %)	6 (6 %)

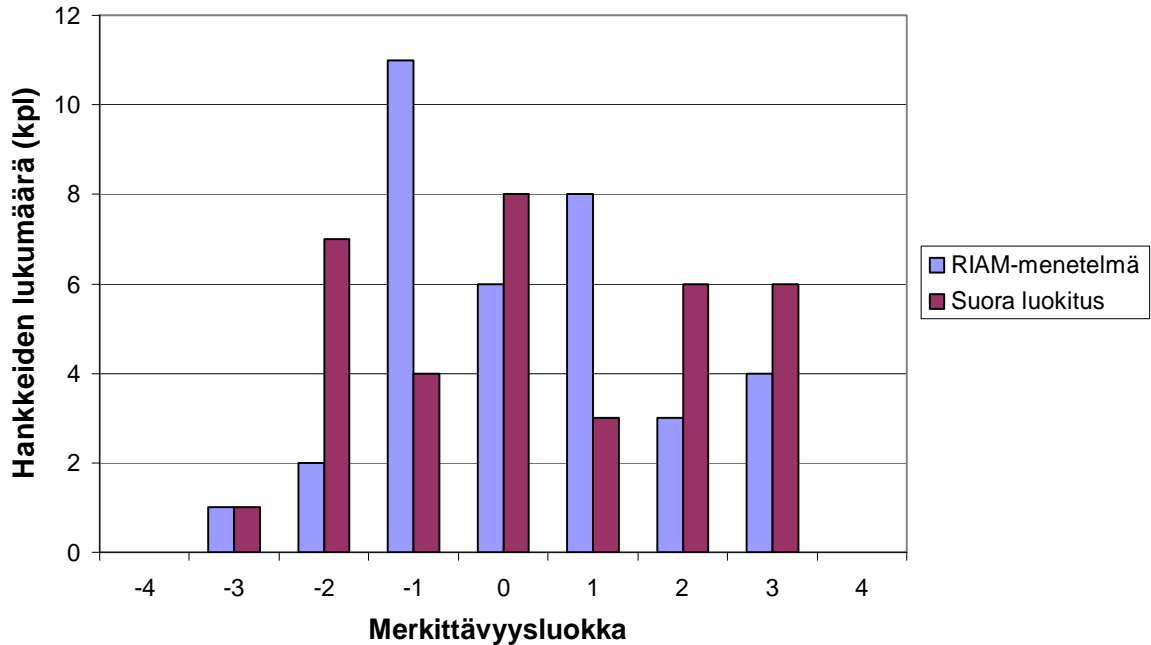
B-kriteereiden eri ympäristökomponenteille annetut pistearvot poikkesivat jakaumiltaan tilastollisesti merkitsevästi toisistaan kriteerien B1 ($\chi^2=12,885$, $df=4$, $p=0,010$), B2 ($\chi^2=13,898$, $df=4$, $p=0,004$) ja B3 ($\chi^2=10,286$, $df=4$, $p=0,035$) osalta, kun taas B4:n vastaavia eroja ei havaittuja ($\chi^2=2,780$, $df=4$, $p=0,619$) (Taulukko 13). Jakaumien standardoituja jäännöksiä tarkastelemalla havaittiin, että B1-kriteerin osalta eroja aiheuttaa erityisesti pistearvo 2 (vaikutukset lyhytaikaisia) käytön painottuminen erityisesti taloudellisiin vaikutuksiin. Vastaavasti kriteerin B2 kohdalla erot johtuvat pistearvojen 2 (nopea palautuvuus) ja 3 (hidas palautuvuus) erilaisesta jakautumisesta eri ympäristökomponenttien välille. Luontovaikutuksiltaan merkittävä osa hankkeista (63 %) on määritelty hitaasti palautuviksi, kun vastaavasti taloudellisten vaikutusten osalta palautumisen on arvioitu olevan nopeaa liki 70 % hankkeista. Sosiaalisten vaikutusten osalta nopeasti ja hitaasti palautuvia vaikutuksia on arvioitu olevan aineiston hankkeissa suhteessa yhtä paljon, kuten myös koko aineistossa yhteensä. Täysin palautumattomia vaikutuksia arvioitiin aineiston hankkeilla olevan erittäin vähän. Vaikutusten kumulatiivisuuden (B3) kohdalla asteikon ääripäihin sijoitettujen luonto- ja sosiaalisten vaikutusten osuudet poikkeavat selkeimmin toisistaan sekä koko aineiston pistejakaumasta. Luontovaikutuksista huomattava osa (41 %) on arvioitu paneelissa yksittäisiksi, kun sosiaalisista vaikutuksista suhteen tähän kategoriaan sijoitettiin vain 8 % arvioiduista hankkeista. Vastaavasti voimakkaan kumulatiivisiksi tai synergistisiksi on sosiaalisista vaikutuksista arvioitu liki neljännes (22 %) arvioiduista hankkeista, kun taas luontovaikutuksista vastaavan luokituksen on saanut vain noin joka kymmenes (10 %). Asteikon välimuoto on B3-kriteerin kohdalla kuitenkin suosituin kaikkien ympäristökomponenttien kohdalla sen prosenttiosuuden vaihdeltaessa 48–69 %.

Taulukko 13. B-kriteereiden pisteytysten jakautuminen eri ympäristökomponenttien suhteen ($n_{YVA}=30$, $n_{SVA}=36$, $n_{EKON}=36$).

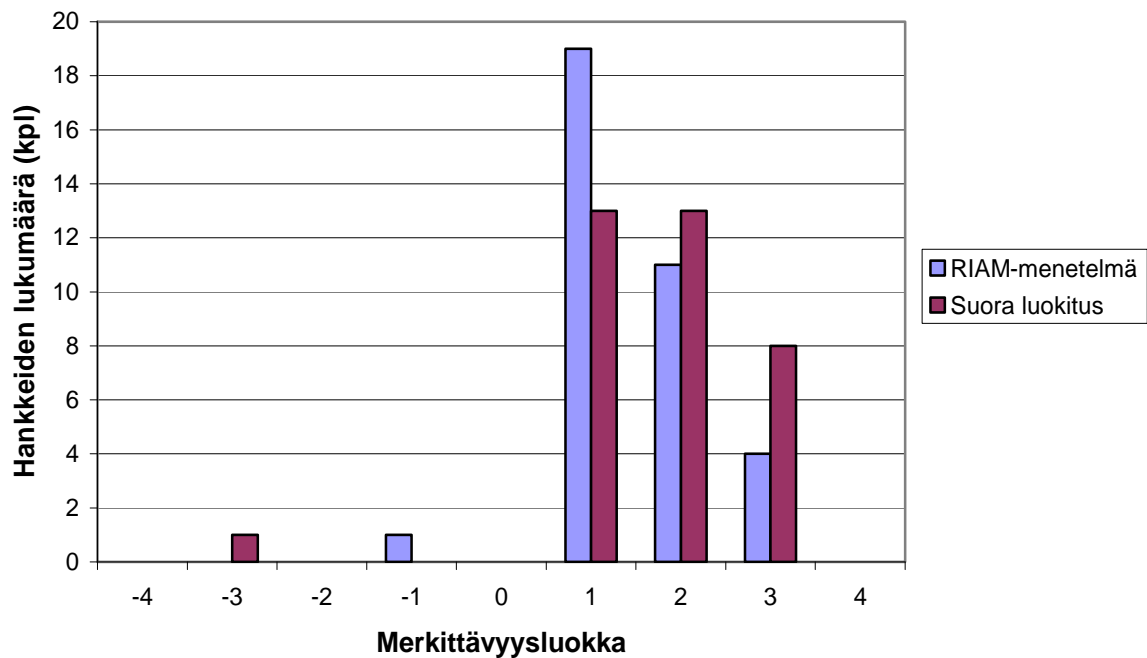
	YVA	SVA	EKON	Yht.
B1				
1	0	0	0	0
2	1	0	8	9
3	10	12	11	33
4	19	24	17	60
B2				
1	0	0	0	0
2	9	17	25	51
3	19	19	11	49
4	2	0	0	2
B3				
1	1	0	0	1
2	12	3	8	23
3	14	25	21	60
4	3	8	7	18
B4				
1	1	1	1	3
2	20	20	26	66
3	7	12	8	27
4	2	3	1	6

5.3. RIAM:n ja suoran arviointimenetelmän vertailu

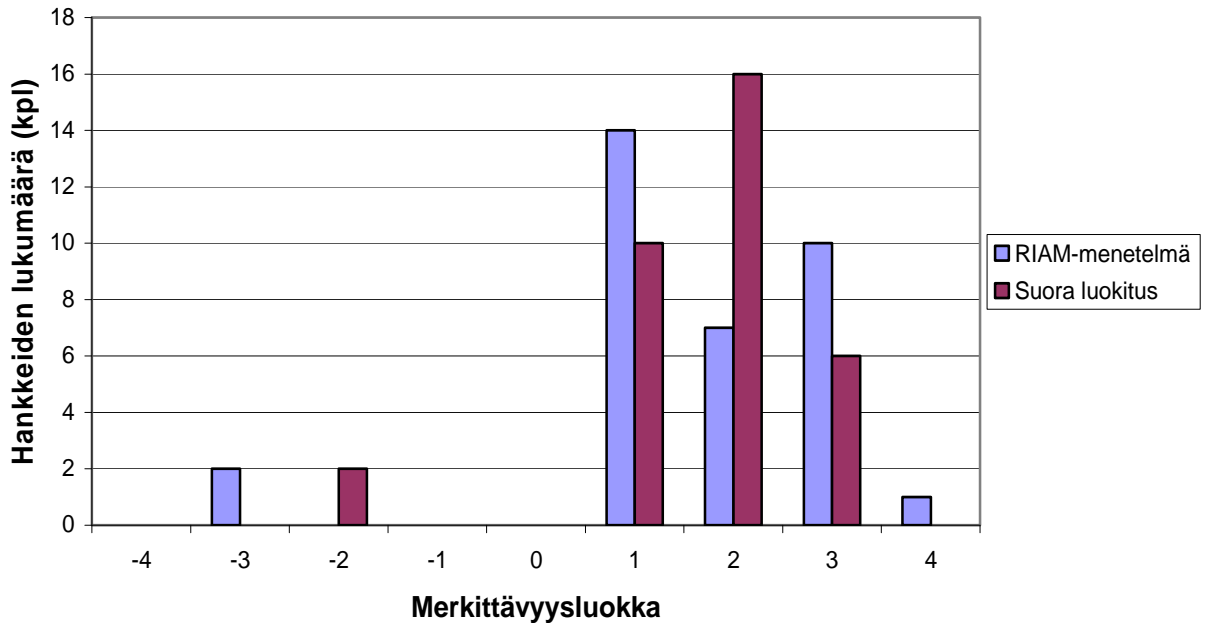
Arvioitujen hankkeiden osalta RIAM:lla ja suoralla arviointimenetelmällä saatujen merkittävyysluokitusten välillä havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero niin luontovaikutusten (Wilcoxon $Z=-2,357$, $n=35$, $p=0,018$, Kuva 4) kuin taloudellistenkin vaikutusten osalta ($Z=-2,558$, $n=35$, $p=0,011$, Kuva 5). Kummassakin näistä tapauksista suoran arviointimenetelmän antamat vaikutusluokat ovat suhteessa suurempia RIAM:n antamiin merkittävyyksiin verrattuna. Sosiaalisten vaikutusten saamista merkittävyysluokituksista testi ei löytänyt merkitsevää eroa ($Z=-0,808$, $n=34$, $p=0,419$, Kuva 6). Kuitenkin kuvaa 6 tarkasteltaessa havaitaan, että merkittävyysluokituksissa on havaittavissa selvää vaihtelua myös sosiaalisten vaikutusten osalta. Tarkasteltaessa edelleen merkittävyysluokitusten hankekohtaisia eroja (kuva 7) sekä luonto- että talousvaikutusten osalta nähdään luokitusten eroja kuvaavan jakauman olevan selvästi painottunut suoran menetelmän puolelle, ts. avustamattomalla menetelmällä annetut luokitukset ovat näiden ympäristökomponenttien osalta itseisarvoiltaan huomattavasti useammin RIAM-menetelmän antamia luokituksia suurempia kuin päinvastoin. Sosiaalisten vaikutusten kohdalla jakauma ei ole näin selkeä. Vaihtelua esiintyy myös sen saamissa merkittävyysluokituksissa, mutta hankekohtaisesti sekä RIAM että suora menetelmä ovat vuorollaan määritelleet vaikutukset toista menetelmää merkittävimmiksi. Wilcoxonin testi ei löydä sosiaalisten vaikutusten luokituksista eroa, koska sen testisuure tarkastelee erityisesti merkittävyysluokkien erotusten jakautumista negatiivisiin ja positiivisiin arvoihin, jotka menevät tässä tapauksessa melko tasan. Kokonaisuudessaan luontovaikutusten osalta 20 hanketta (56 %) sai merkittävyyden arvioinnissa saman tuloksen molempien menetelmien kautta. Sekä sosiaalisille että taloudellisille vaikutuksille vastaava luku oli tutkimuksen aineistossa 16 (44 %).



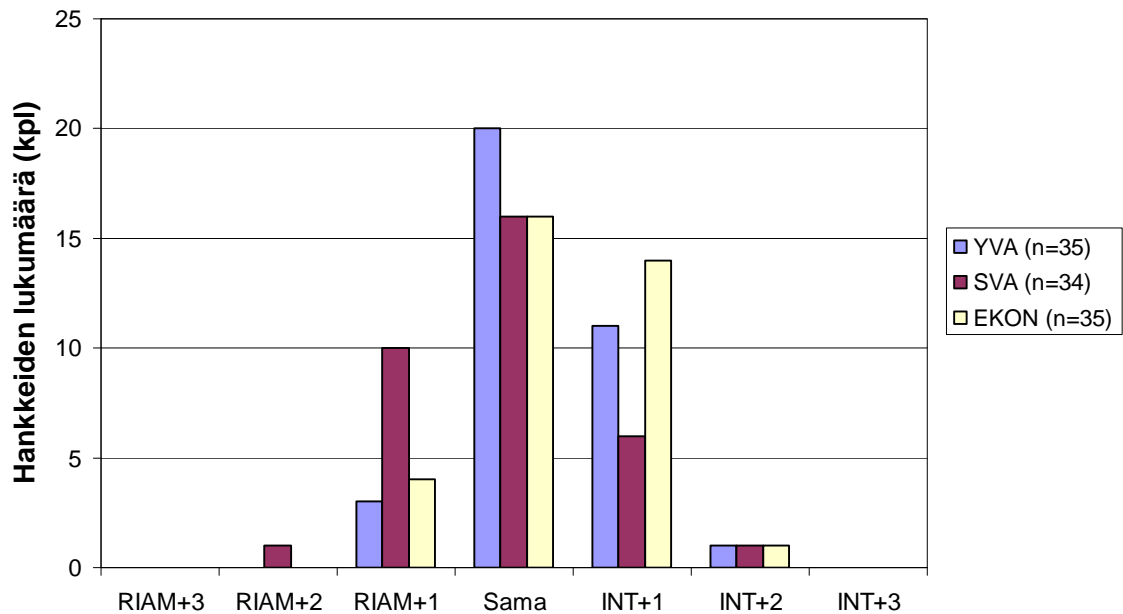
Kuva 4. Eri hankkeiden luontovaikutuksien saamat merkittävyysluokitukset RIAM-menetelmällä ja suoralla merkittävyyden arvioinnilla (n=35). Aineistosta on karsittu pois ristiin arvioidut hankkeet, joille toisella käytetyistä menetelmistä oli saatu negatiivinen ja toisella positiivinen tulos.



Kuva 5. Eri hankkeiden yhteiskunnallis-taloudellisten vaikutusten saamat merkittävyysluokitukset RIAM-menetelmällä ja suoralla merkittävyyden arvioinnilla (n=35). Aineistosta on karsittu pois ristiin arvioidut hankkeet, joille toisella käytetyistä menetelmistä oli saatu negatiivinen ja toisella positiivinen tulos.



Kuva 6. Eri hankkeiden sosiaalisten vaikutuksien saamat merkittävyysluokitukset RIAM-menetelmällä ja suoralla merkittävyyden arvioinnilla (n=34). Aineistosta on karsittu pois ristiin arvioidut hankkeet, joille toisella käytetyistä menetelmistä oli saatu tulos ja toisella positiivinen tulos.



Kuva 7. Vaikutusten saamien merkittävyysluokitusten hankekohtaiset erot eri arviointimenetelmillä. Aineistosta on karsittu pois ristiin arvioidut hankkeet, joille toisella käytetyistä menetelmistä oli saatu negatiivinen tulos ja toiselle positiivinen. Kuvassa RIAM+1 tarkoittaa RIAM-menetelmän antaneen ympäristövaikutukselle yhtä merkittävyysluokkaa suuremman arvon suhteessa suoraan arviointiin, RIAM+2 kahta luokkaa suuremman jne. Vastaavasti INT+1 tarkoittaa avustamattoman, intuitiivisen arvioinnin antaneen vaikutukselle yhtä luokkaa isomman merkityksen kuin RIAM, INT+2 kahta luokkaa isomman jne.

Huolimatta RIAM:n ja avustamattoman arviointimenetelmän tulosten vaihtelusta eri menetelmien antamia merkittävyysluokituksia voidaan kuitenkin kokonaisuudessaan pitää huomattavan samankaltaisina, mikä näkyy sekä hankkeiden suhteellisessa järjestyksessä että niiden jakaumien prosentuaalisessa samankaltaisuudessa. Korrelaatiokertoimien osalta luontovaikutukset saivat selvästi korkeimman riippuvuusasteen ($r_s=0,942$, $n=35$, $p<0,001$) sen jäädessä muilla ympäristökomponenteilla huomattavasti tätä pienemmäksi (sosiaaliset vaikutukset: $r_s=0,607$, $n=34$, $p<0,001$, taloudelliset vaikutukset: $r_s=0,611$, $n=35$, $p<0,001$). Sosiaalisten ja taloudellisten vaikutusten alempaa riippuvuusastetta selittää osin niiden arviointien jakautuminen ainoastaan muutamaan merkittävyysluokkaan, minkä takia niiden keskinäistä järjestystä ei tässä tilanteessa voitu määritellä yhtä tarkasti kuin ympäristövaikutusten osalta. Merkittävyysluokkajakaumille lasketut samankaltaisuusindeksin arvot vaihtelivat vastaavasti eri ympäristökomponenteilla 0,667–0,778 (Taulukko 14). Näissä sosiaalisten ja taloudellisten vaikutusten kasautuminen muutamiiin merkittävyysluokkiin vastaavasti nostavat indeksin arvoa.

Taulukko 14. RIAM:n ja avustamattoman arviointimenetelmien avulla saatujen merkittävyysluokkajakaumien prosentuaaliset samankaltaisuudet tutkitussa aineistossa.

Samankaltaisuusindeksi (PS)	
Luontovaikutukset	0,667
Sosiaaliset vaikutukset	0,694
Talousvaikutukset	0,778

6. TULOSTEN TARKASTELU

6.1. RIAM-menetelmän tarkastelu

Kuten tutkimuksen tulokset osoittavat, rakentuvat RIAM-menetelmällä saatavat ympäristövaikutusten merkittävyysluokitukset erittäin voimakkaasti A-kriteereille annettujen arvojen varaan, eivätkä B-kriteereihin tehtävät muutokset tästä syystä merkittävästi muuta menetelmän antamia merkittävyysluokituksia. Käytännössä A-kriteereiden ylivalta mallissa johtuu laskentakaavan epätasapainoisesta pistearvojen käytöstä, jossa A-kriteereille annetaan huomattavasti enemmän painoarvoa B-kriteereihin verrattuna. Tämän tuloksen on havainnut alkuperäisen RIAM-mallin osalta myös Jalava (2003). Kriteerien sisällöllistä merkitystä tarkasteltaessa painoarvojen erot ovat kuitenkin varsin ymmärrettäviä, sillä juuri A-kriteerien avulla määriteltävät ympäristövaikutusten ominaisuudet, muutoksen laajuus ja sen suuruus, ovat yleensä keskeisessä asemassa vaikutusten merkittävyyttä arvioitaessa (Cloquell-Ballester ym. 2007). Saatu tulos ei kuitenkaan tarkoita sitä, että arviointiprosessin kannalta on merkityksetöntä, suoritetaanko pisteytykset pelkästään A-kriteerien avulla vai koko mallia käyttäen. Kuten kappaleessa 2 jo todettiin, ympäristövaikutusten merkittävyyden arviointi perustuu aina päätöksentekijöiden subjektiivisiin valintoihin, joita ei voida uskottavasti toteuttaa analyttisiä menetelmiä käyttäen. Toisaalta julkisen YVA-menettelyn ja erityisesti sen hyväksyttävyyden kannalta ympäristövaikutusten tarkasteleminen mahdollisimman kattavalla tavalla on tärkeää. Vaikka B-kriteerit eivät RIAM-mallissa merkittävästi vaikuta arvioinnin lopputulokseen, pakottavat ne silti arvioinnin suorittajan tarkastelemaan hankkeen ympäristövaikutuksia useammasta eri näkökulmasta ja laajentamaan

siten tapaa, jolla merkittävyyden arviointi kokonaisuudessaan suoritetaan. Lisäksi B-kriteereiden tarkastelu voi nostaa ympäristövaikutusten osalta esiin uusia hyöty- tai haittapuolia, jotka pakottavat arvioinnin tekijän tarkastelemaan uudelleen myös A-kriteerien pisteytystä. RIAM-menetelmän kannalta uusien kriteerien kehittämisen ja pisteytysasteikkojen laajentamisen kautta menetelmän soveltajien mahdollisuudet muokata menetelmää parhaaksi katsomallaan tavalla ja ottaa arviointiin mukaan niitä ympäristövaikutusten ominaisuuksia, jotka heidän mielestään soveltuvat parhaiten suoritettavaan hanke- ja vaikutuskokonaisuuteen, paranevat merkittävästi.

Kokonaisuudessaan pisteytysasteikkojen laajentamisen voidaan katsoa onnistuneen tutkimuksessa tavoitteiden mukaisesti muuttaen alkuperäisen RIAM-mallin jyrkän dikotomista ympäristövaikutusten määrittelyä askeleen verran pehmeämpään ja todenmukaisempaan suuntaan. Tapa, jolla uusien määrittelyvaihtoehtojen lisääminen asteikoihin vaikutti kriteerien käytännön pisteyttämiseen ja lopputuloksiin, on kuitenkin eri kriteereillä varsin erilainen. Vaikutuksen keston (B1) ja palautuvuuden (B2) suhteen asteikkolaajennus toteutettiin tarkentamalla alkuperäisen RIAM-mallin arvoasteikkoa, ts. aikaskaalaa, jolla kesto ja palautuvuus mallissa pisteytetään. Näin ollen laajennus ei merkittävästi muuttanut kriteerien arviointiperiaatteita, eikä sen tulkinta siitä syystä myöskään aiheuttanut suuria ongelmia hankkeiden pisteytysten yhteydessä. Vaikutusten kumulatiivisuuden (B3) määrittelyä pisteytysasteikon laajennus muutti selvästi enemmän. Alkuperäisessä RIAM-mallissa vaikutukset jaoteltiin ehdottomasti joko yksittäisiksi tai kumulatiivisiksi ottamatta tarkemmin kantaa kumulatiivisuuden luonteeseen tai arvioinnin epävarmuustekijöihin. Asteikkolaajennuksen myötä erityisesti jälkimmäiset saatiin tuotua mukaan malliin. Asteikon arvo 3 tuo tarkasteluun mukaan tilanteen, jossa vaikutusten kumulatiiviset tai synergistiset riskitekijät myönnetään, vaikka niiden tarkemmasta luonteesta ei uskallettaisi vielä sanoa. Käytännön arviointityössä tämä tilanne on varsin yleinen johtuen epäsuorien vaikutusten määrittelyn vaikeudesta (Euroopan Komissio 1999). Näin ollen ei ole yllättävää, että myös tutkitussa aineistossa valtaosa arvioiduista hankkeista sijoitettiin tähän epävarmuuden sallivaan pistekategoriaan.

RIAM-malliin tätä tutkimusta varten lisätty pisteytyskriteeri B4 (kohdealueen muutosherkkyys) osoitti toimivuutensa kokonaisvaltaisessa arviointitilanteessa, jota tutkimuksessa käytettiin. Vaikka herkkyuden määrittely edellytti arviointipaneelin aikana välillä huomattavaakin hanketai vaikutuskohtaista tulkintaa, pystyttiin kullekin kriteerin arvolle löytämään pisteytysten aikana selkeitä määrittelyperusteita analysoitujen hankkeiden suhteen, mikä arvioinnin edetessä helpotti B4-kriteerin arvojen määrittelyä. Luontovaikutusten osalta muutosalttiuden selkeimpänä perusteena käytettiin tutkimuksessa mahdollisten luonnonarvokohteiden sijoittumista suunnittelun hankkeen vaikutusalueelle. Karkeasti ottaen, jos suunniteltavan hankkeen arviointiin panelistien mielestä vaikuttavan joko suoralla tai epäsuoralla tavalla alueeseen, jolla esiintyy paikallisesti tai kansallisesti merkittäviä luontoarvoja (kansallispuistot, NATURA-kohteet, kansallisesti erittäin uhanalaisten eliölaajien esiintymät jne.), määriteltiin hankkeen kohdealue yleisesti muutosherkäksi alueeksi (kriteerin arvot 3 ja 4). Vastaavasti sosiaalisten vaikutusten osalta pyrittiin muutosalttiuden arvioinnissa ottamaan huomioon erityisesti se, miten hankevaikutusten tuomien hyötyjen tai haittojen tulkittiin jakautuvan ihmisten ja ihmisryhmien kannalta. Väestöryhmistä suurempien pistearvojen kohteiksi määriteltiin tutkimuksessa yleisesti esim. lapsiperheet, vähäosaiset sekä vanhukset, joiden elämäntilanne jo sellaisenaan nostaa asuinympäristössä tapahtuvien muutosten merkitystä

heidän jokapäiväisessä elämässään. Taloudellisten vaikutusten osalta herkkyysskriteerin linjaamiseen ei arviointipaneelissa löydetty yhtä suoraviivaisia periaatteita kuin kahden muun ympäristökomponentin kohdalla, vaan määrittelyssä jouduttiin tässä tilanteessa käyttämään enemmän hankekohtaista tarkastelua. Karkeasti tutkimuksen hankkeissa muutoksille alttiiksi kohdeympäristöiksi luokiteltiin arviointipaneelissa ne, joissa ympäristössä oli jo olemassa kehityksen mahdollistavia elementtejä (matkailua edesauttavat kulttuurikohteet, kunnassa jo esiintyvät yritykset, eheä yhdyskuntarakenne), joihin kohdistuvilla muutostoimilla pystytään saavuttamaan huomattavia, kokonaisvaltaisia parannuksia joko alueen talouden tai yhteiskunnan yleisen toimivuuden kannalta. Lisäksi sosiaalisten vaikutusten muutosalttiuden määrittelyssä käytettyjä periaatteita sovellettiin osin myös talousvaikutuksien tapauksessa erityisesti, jos hankevaikutusten tuomien taloudellisten etujen tai haittojen voitiin arvioida olevan selkeästi sidoksissa paikallisten ihmisten elinolosuhteisiin (esim. vanhuksille järjestettävien aktiviteettien aiheuttama yleisen terveydentilan parantuminen ja tätä kautta saavutettava terveydenhuoltomenojen lasku). Taloudellisten vaikutusten kannalta herkkiin kohdeympäristöihin arvioitiin arviointipaneelin perusteella sijoittuvan esimerkiksi Multian kunnan kylätoiminnan kehittämiseen pyrkivä suunnitelma (hanke nro 28) sekä Muurasjärven kylän perinnetalon entisöintiprojekti (hanke nro 29), joiden molempien osalta kohdeympäristön katsottiin tarjoavan selkeää potentiaalia alueen kyläimagon kehittämiseen ja sitä kautta esim. matkailutoiminnan merkittävään laajentamiseen.

Taulukko 15. RIAM-mallia varten laadittuja, mutta tässä tutkimuksessa käyttämättömiä pisteytyskriteerejä.

Vaikutuksen todennäköisyys

- 4 Vaikutus todennäköinen (aiheutuu hankkeen normaalin toiminnan seurauksena)
- 3 Vaikutus mahdollinen (aiheutuu normaalin toiminnan pahimpana mahdollisena lopputuloksena)
- 2 Vaikutus epätodennäköinen (aiheutuu ainoastaan häiriötilanteiden seurauksena)
- 1 Ei merkitystä / Ei määriteltävissä

Vaikutuksen ajallinen vaihtelu (frekvenssi)

- 4 Vaikutus jatkuva (vaikutus esiintyy koko hankkeen ajan)
- 3 Vaikutus jaksollinen (vaikutus esiintyy säännöllisesti vain tiettyjen ajanjaksojen aikana)
- 2 Vaikutus epäsäännöllinen (vaikutuksen ajallisen esiintymisen ennustaminen vaikeaa)
- 1 Ei määriteltävissä

Vaikutuksen spatiaalinen luonne

- 4 Vaikutus kohdistuu tasaisesti koko vaikutusalueeseen
 - 3 Vaikutukset kohdistuvat vain tiettyihin vaikutusalueen osiin esim. ilmansuuntien tai alueen sosiaalisen rakenteen mukaan.
 - 2 Vaikutukset kohdistuvat vain yksittäisiin vaikutusalueen kohtiin
 - 1 Ei määriteltävissä
-

Muutosherkkyyden ohella RIAM-mallia varten kehitettiin tutkimuksen yhteydessä muitakin mahdollisia arviointikriteerejä (Taulukko 15), mutta niiden käytöstä jouduttiin kuitenkin

luopumaan aineistoon tutustumisen aikana. Kriteerien käyttöä hankaloitti erityisesti tutkimuksen arviointiasetelma, jossa vaikutukset arvioitiin suurpiirteisesti käyttäen kokonaisvaltaista tarkastelutapaa. Tällöin, koska eri ympäristövaikutuksien ominaisuuksista ei ollut olemassa yksityiskohtaista taustatietoa, ei sellaisten ominaisuuksien, kuten vaikutusten ajallinen vaihtelu (frekvenssi), todennäköisyys tai spatiaalinen kattavuus, pisteyttäminen tuntunut panelistien mielestä mielekkäältä.

RIAM:n pisteytysjärjestelmän muokkaaminen nosti kuitenkin esiin yhden ongelman, joka vaikeuttaa erityisesti mallin antamien tulosten tulkintaa: ympäristövaikutusten saamien RIAM-pisteiden jakaminen sanallisiin merkittävyyoluokkiin. Alkuperäisen mallissa tämä asteikko perustuu luokkarajojen subjektiiviseen määrittelyyn, jonka pohjana toimivat mallin pisteytyskriteerit, erityisesti vaikutuksen laajuus (A1) ja sen muutoksen suuruus (A2). Asteikon kriteerisidonnaisuudesta johtuen sitä ei kuitenkaan voida käyttää sellaisenaan erilaisille pisteytysjärjestelmille, vaan kriteerien muokkaaminen edellyttää aina myös ympäristövaikutuspisteiden luokitteluasteikon uudelleen määrittelyä. Luokitteluasteikon subjektiivinen määrittely ei sinällään ole ongelma, jos kriteerien määrä on ihmisen hahmotuskyvyn suhteen hallittavissa. Objektiiivisille ympäristövaikutuspisteiden luokittelumenetelmille on kuitenkin tarvetta, mikäli RIAM:sta halutaan kehittää paremmin hankekohtaisiin arviointilanteisiin reagoiva menetelmä, jossa kriteerimäärittelyjen muuttaminen ei aiheuta arvioinnin toteuttajalle merkittävästi lisätyötä mallin käyttöönoton kannalta. Syynä RIAM-pisteiden objektiivisen luokittelun vaikeudelle on erityisesti niiden epätasainen jakautuminen mahdollisten ääriarvojen väliin, mikä aiheuttaa lineaarisia muunnoksia käytettäessä selkeitä vääristymiä pisteiden välisissä suuruussuhteissa. Tehdyssä tutkimuksessa hankkeiden saamat ympäristövaikutuspisteet luokiteltiin kokeilumielessä Bojórquez-Tapian ym. (1998) ja Cloquell-Ballesterin ym. (2007) arviointimalleissaan käyttämän menetelmän avulla, jossa ympäristövaikutuspisteet standardoitiin ensin välille [0,1] ja jaettiin tämän jälkeen merkittävyyoluokkiin tasavälijakoa käyttäen. Tällä luokitustavalla merkittävyyoluokkien rajat nousivat RIAM-pisteiden kohdalla kuitenkin huomattavan korkeiksi, eivätkä yksittäisille pisteytyskriteereille annetut sanalliset määrittelyt enää tukeneet vaikutuksen lopullista merkittävyyoluokitusta. Tasavälijaon perusteella esimerkiksi heikon vaikutuksen yläraja olisi noussut RIAM-mallissa 48 pisteeseen, joka olisi mallia varten laaditussa luokitusasteikossa vastannut jo lähes merkittävää vaikutusta. Jos RIAM-pisteytyksen tavoitteena on tarkastella puhtaasti hankkeiden keskinäistä paremmuutta, voidaan mallin antamia ympäristövaikutuspisteitä verrata sellaisenaan ilman erillistä merkittävyyoluokitusta asettamalla arvioidut hankkeet pisteiden mukaiseen paremmuusjärjestykseen (Shakib-Manesh 2005). Tämä menetelmä ei kuitenkaan toimi, jos hankkeiden saamille ympäristövaikutuspisteille halutaan antaa myös sisällöllinen merkitys, kuten erityisesti hankekohtaisen YVA-arvioinnin yhteydessä yleensä on tavoitteena.

6.2. RIAM:n ja suoran arviointimenetelmän vertailu

Kokonaisuudessaan asiantuntijapaneelin arvioinnit olivat suurimmassa osassa hankkeista hyvinkin yhdensuuntaisia, eikä aineistossa lopulta ollut montakaan hanketta, joiden osalta ne olisivat menneet pahasti ristiin. Osaltaan arviointien yhdenmukaisuus johtui suuresti siitä, että niissä pyrittiin noudattamaan YVA- ja tasa-arvoryhmän hankkeista antamia vaikutusarviointeja. Lisäksi hankkeet olivat pääasiassa varsin pienimuotoisia ja niiden mahdolliset edut ja haitat pystyttiin usein helposti kohdentamaan johonkin tiettyyn

ympäristövaikutukseen, mikä edelleen helpotti vaikutusten suunnan määrittelyä. Vaikutusten suunnan suhteen ristiin menneet hankkeet olivat yleisesti saaneet pieniä merkittävyysluokituksia (usein +1 tai -1), mikä kertoo siitä, että niiden vaikutukset ovat yleisesti olleet varsin pieniä. Tällöin arviointikertojen välillä paneelin aikana esiin nostettuja merkittävimpiä ympäristövaikutuksia on saatettu painottaa eri lailla, mikä lähellä neutraaliuden rajaa voi aiheuttaa hankkeen saaman merkittävyysluokan siirtymisen positiivisesta negatiiviseen tai päinvastoin. Poikkeuksen tästä linjasta tekee Jyväskylän Ammattikorkeakoulun hanke, jonka tavoitteena oli hankkia oppilaitokselle opetus- ja demonstraatiokäyttöön siirrettävä biolämpökeskus (hanke nro 24). Tämän hankkeen taloudellisten vaikutusten arvioitiin RIAM-menetelmän avulla lievästi negatiiviseksi (-1) ja vastaavasti suoran luokituksen perusteella kohtalaisen positiiviseksi (+2). Arviointipaneelin aikana hankkeen taloudelliset edut ja haitat aiheuttivat tavallista enemmän keskustelua. Vaikutukset, joiden suhteen hanketta paneelissa käsiteltiin, olivat hyötyjen puolella hankkeen oppilaitokselle tuomat opetukselliset asiat sekä yleisen bioenergian käyttöön liittyvän tietotaidon lisääntyminen. Vastaavasti hankkeen negatiivisena puolena nostettiin esiin lähinnä laitteen suhteellisen korkea hinta suhteessa sen yhteiskunnalliseen potentiaaliin. RIAM-paneelin aikana hinnan sekä sen, että kyseinen laite on jo olemassa toisaalla, arvioitiin heikentävän hankkeen etuja ja painavan vaikutukset merkittävyydeltään niukasti negatiiviseksi (kustannukset liian suurina etuihin verrattuna). Suoraa luokitusta käytettäessä sen sijaan hankkeen etuja, erityisesti bioenergiaan liittyvän osaamisen maakunnallisia hyötyjä, on ilmeisesti painotettu arvioinnissa enemmän, mikä on taas aiheuttanut positiivisen merkittävyysluokituksen. Osaltaan ympäristövaikutusten arvioiminen kokonaisvaltaisella tavalla, kuten tässä tutkimuksessa on tehty, voi moniulotteisten hankkeiden kohdalla aiheuttaa tämänkaltaisia virhearviointeja, koska arviointien yhteydessä joudutaan intuitiivisesti vertailemaan keskenään eri vaikutusten aiheuttamia hyötyjä ja haittoja vaikutuskomponenttien sisällä. Suurien ja ympäristövaikutuksiltaan moniulotteisten hankkeiden kohdalla olisikin tästä syystä parempi pyrkiä myös RIAM-menetelmän soveltamisen kohdalla vaikutusten tarkempaan erittelyyn, jotta vaikutusten suunta olisi mahdollisimman yksikäsitteisellä tavalla määriteltävissä. Tässä tutkimuksessa ympäristövaikutusten arvioinnin suorittamista kolmen ympäristökomponentin (luonto, ihmis- ja talousvaikutukset) suhteen voidaan kuitenkin pitää riittävänä, koska, kuten kappaleessa 4.1. jo todettiin, kuhunkin komponenttiin pystyttiin suurimmalla osalla hankkeista löytämään korkeintaan yksi tai kaksi ympäristöä merkittävästi muuttavaa vaikutusta, joiden suhteen koko hankkeen merkittävyyden arviointi oli mahdollista suorittaa.

Todennäköisesti yksi merkittävyysluokituksissa havaittujen erojen suurimmista aiheuttajista on puhtaasti arviointien subjektiivinen ja arvosidonnainen perusluonne. Kuten Bazerman (1986) kirjassaan toteaa, ihminen on päätöksentekijänä erittäin epäluotettava, ts. vaikka ihminen tekisi saman päätöksen kahteen kertaan samoja pohjatietoja käyttäen, voidaan tuloksissa odottaa olevan havaittavia eroja esim. päätöksentekijän mielialan vaihteluista tai aineiston erilaisista tulkinnoista johtuen. Erityisesti tämän tutkimuksen kaltaisessa arviointitilanteessa, jossa aineiston laatu ei kaikkien hankkeiden kohdalla mahdollistanut ympäristövaikutusten yksityiskohtaista määrittelyä, on tuloksissa havaittava hajonta siten varsin ymmärrettävää. Lisäksi se, kuinka laajasti ja mitä näkökohtia huomioiden merkittävyystarkastelut on tehty, poikkeaa todennäköisesti vertailtavien menetelmien osalla, mikä voi myös aiheuttaa vaihtelua menetelmien lopputuloksissa. Merkittävyysluokajakautumien selkeä suuntautuminen sekä RIAM-mallin näennäinen

konservatiivisuus suhteessa avustamattomaan menetelmään viittaa kuitenkin siihen, että erot menetelmien välillä saattavat johtua muustakin kuin pelkästään psykologisista tekijöistä ja satunnaisvaihtelusta. Yksi mahdollinen syy, joka nousi esille jo hankkeiden pisteytyksen aikana arviointipaneelissa, voi olla erot vaikutusten skaalassa, jonka suhteen merkittävyyttä eri menetelmissä tarkastellaan. RIAM:n pisteytysjärjestelmässä kriteerien laaja arvoasteikko erityisesti kriteerin A1 osalta mahdollistaa kansallisesti tai jopa kansainvälisesti merkittävien hankkeiden pisteyttämisen. Käytännössä näin laaja skaala aiheuttaa kuitenkin sen, että aiheuttaakseen merkittäviä ympäristövaikutuksia on hankkeen vaikutusten ulotuttava selkeästi kylä- tai kuntatasoa korkeammalle. Aineistossa, jossa hankkeet keskittyvät kuitenkin ensisijassa alle kuntatasoisiin kehitystoimiin, on valtakunnan tasoisen skaalan käytössä riski, että hankkeiden ympäristövaikutukset saavat merkittävyydeltään systemaattisesti melko pieniä arvoja niiden suppean vaikutusalueen takia. Suoraa arviointimenetelmää käyttäessään asiantuntijapaneeli on tarkastellut hankkeita todennäköisesti huomattavasti lähemmin arvioiden niiden vaikutuksia lähinnä maakunnan kehitystä silmälläpitäen. Pienemmän skaalan käyttö selittäisi näin suoran arviointimenetelmän kautta saadut suuremmat merkittävyytsluokitukset suhteessa RIAM:in, koska hankkeet ovat merkittäviä pääasiassa maakunnan, eivätkä valtakunnan sisällä. Skaalan valinnan on useissa YVA:a käsittelevissä tutkimuksissa havaittu vaikuttavan merkittävästi ympäristövaikutusten yleiseen määrittelyyn sekä edelleen niiden merkittävyyden arviointiin (Antunes ym. 2001, João 2007). RIAM:n osalta menetelmän skaalariippuvuutta ja sitä, miten malli reagoi ulottuvuudeltaan eritasoisten vaikutusten arviointiin, ei kirjallisuudessa ole kuitenkaan vielä tutkittu, minkä takia sen vaikutuksista tutkimuksessa havaittujen erojen kattavana selittäjänä ei voida olla varmoja.

Se, että rationaalisilla arviointimalleilla avustetun ja avustamattoman päätöksenteon tulokset poikkeavat toisistaan, ei ole sinällään uusi tieto ympäristöpäätöksentekoa käsittelevässä kirjallisuudessa. Hajkowicz (2007a) on tutkimuksessaan tarkastellut 16 erilaisen päätöksentekomallin antamia tuloksia vaikutusten suoraan arviointiin verrattuna ja havainnut, että hankkeiden priorisointijärjestyksen suhteen laskettu korrelaatio avustetun ja avustamattoman arvioinnin tulosten välillä asettuu suurimmalla osalla käytetyistä menetelmistä 0,6–0,7 välille, ts. hankkeiden paremmuusjärjestyksen voidaan todeta olevan riippuvainen käytettävästä arviointitavasta. Syynä tähän kirjoittaja piti erityisesti menetelmien psykologisesti erilaisia lähestymistapoja (intuitiivinen vs. rationaalinen), jolla ongelmatilannetta lähdetään ratkaisemaan. Vaikka Hajkowiczin (2007a) käyttämät menetelmät tai yleinen arviointiasetelma eivät vastaa täysin tässä työssä käytettyjä, osoittavat molempien töiden tulokset sen, miten vaikeaa ihmisten arvoihin pohjautuvien ratkaisujen rationalisointi ja matemaattinen mallintaminen itse asiassa on, eikä sitä useinkaan voida toteuttaa analyttisellä tavalla. Päätöksentekomallien ym. systemaattisten arviointimenetelmien antamiin tuloksiin tulisikin siksi suhtautua aina pienellä varauksella ja niitä olisi varsinaisen arviointiprosessin päätteeksi syytä tarkastella päätöksentekijöiden kesken vielä kokonaisvaltaisesti yhteisen ja hyväksyttävän linjan löytämiseksi, sekä mahdollisesti poikkeavalla tavalla arvioitujen ympäristövaikutusten löytämiseksi (vrt. avustamaton arviointi). Intuitiivisen jälkitarkastelun lisäksi hyödylliseksi menettelytavaksi merkittävyyden arvioinnissa on havaittu myös useamman kuin yhden laskennallisen menetelmän soveltaminen samaan arviointikysymykseen, jolloin eri menetelmien antamia tuloksia voidaan tarkastella sekä suhteessa toisiinsa että käytettävään menetelmään (Mahmoud & Garcia 2000, Cloquell-Ballester ym. 2007, Hajkowicz & Higgins 2008).

7. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli osaltaan laajentaa käsitystä siitä, miten RIAM-menetelmää pystyttäisiin mahdollisimman soveliaalla tavalla käyttämään ympäristövaikutusten merkittävyyden arvioinnissa. Käytännössä tutkimus tuki laajalti niitä elementtejä, joita on pidetty RIAM:n vahvuuksina jo aikaisemmissa tutkimuksissa. Vaikka RIAM on useisiin muihin päätöksentekomalleihin verrattuna huomattavan yksinkertainen, joiltakin osin jopa naiivi, ei se silti merkittävästi heikennä menetelmän soveltamismahdollisuuksia YVA-menettelyn kannalta. Kuten Janssen (2001) ja Hajkowicz (2007b) ovat päätöksentekomallien käyttöä käsittelevissä tutkimuksissaan todenneet, yksinkertaisimmat menetelmät antavat usein arviointiprosessin kannalta riittävän tarkat tulokset, kunhan ongelman määrittely sekä saatujen tulosten taustat tuodaan tulosten yhteydessä esiin. Merkittävyyden arvioinnissa selkeiden ja helposti selitettävien menetelmien tärkeys korostuu entisestään johtuen päätösten laajasta subjektiivisesta ja arvosidonnaisesta osasta, jonka kattava sisällyttäminen rationaalsiin arviointimalleihin ei ole käytännössä mahdollista (Sadler 1996).

Pisteytysjärjestelmänsä suhteen RIAM:n havaittiin tutkimuksessa olevan varsin joustava kriteereissä tehtäville muutoksille, vaikkakin muutosten vaikutus menetelmän antamien lopputulosten kannalta oli varsin pieni. Näin ollen malliin on mahdollista tuoda uusia muuttujia arviointitilanteen ja sen ominaispiirteiden mukaan. Käytännön arviointityössä pisteytysjärjestelmän laajentamisessa on kuitenkin syytä olla äärimmäisen varovainen sen suhteen, kuinka monimutkaista pisteytysjärjestelmää on arviointiongelman suhteen mielekästä käyttää. Mallin pisteytysperusteiden laventaminen johtaa vaikutusten entistä yksityiskohtaisempaan tarkasteluun, mikä asettaa huomattavia lisäpaineita arvioinnin yhteydessä käytettävälle hankesuunnitelmalle sekä muille tausta-aineistoille. Tässä tutkimuksessa käytetty aineisto koostui pääasiassa suurpiirteisistä hankekuvauksista, joiden osalta tarkkaa ympäristövaikutusten arviointia ja karakterisointia ei yleisesti ollut tehty. Tämänkaltaisessa arviointitilanteessa pisteytysjärjestelmän voimakas laajentaminen niin asteikkojen laajuuden kuin kriteerien määränkään suhteen ei välttämättä tuo suurta lisäarvoa suoritettavalle merkittävyydeltä tarkastelulle, koska vaikutusten ominaisuuksia ei ole mahdollista määrittellä kriteeristön laajentamisen edellyttämällä tasolla. Sen sijaan tilanne on yleensä täysin erilainen hankekohtaisten YVA-arviointien yhteydessä, joissa ympäristövaikutukset joudutaan toteutusvaihtoehtojen keskinäisen vertailun mahdollistamiseksi viemään huomattavasti tämän tutkimuksen projekteja pidemmälle. Tällöin sellaisten ominaisuuksien, kuten vaikutusten todennäköisyys ja ajallinen frekvenssi, arvo vaikutusten merkittävyyttä arvioitaessa kasvaa. RIAM-mallin rakentaminen tulisikin siksi aina suhteuttaa arviointitilanteesta olemassa olevan tiedon määrään sekä vaikutusten tavoiteltuun määrittelytasoon, jotta pisteytyskriteerien arvioinnin mielekkyys ja selkeät määrittelyperusteet pystytään edelleen takaamaan.

RIAM:n ja suoran merkittävyyden arvioinnin vertailu osoitti sen, miten vaikeaa ihmiskeskeistä arviointia on todellisuudessa mallintaa yksittäisiin tekijöiden pohjautuvien menetelmien avulla. Vaikka tulokset olivat suoritetuissa arvioinneissa selvästi yhdensuuntaisia, havaittiin silti useiden hankkeiden kohdalla eroavaisuuksia ympäristövaikutusten saamissa merkittävyydsuokituksissa. Yleisesti systemaattisten arviointimallien tulkitaankin parantavan tehtäviä päätöksiä erityisesti aineiston laajemman käytön, loogisemman arviointirakenteen, suuremman läpinäkyvyyden ym. menetelmällisten tekijöiden kautta (Bazerman 1986,

Hajkowicz 2007a, b). Kuitenkaan niiden antamien tulosten tarkkuutta tai paikkansapitävyyttä ei pitäisi ottaa itsestään selvyytenä, koska arviointimallit, kuten RIAM, yleisesti yksinkertaistavat tehtävää ratkaisua, eivätkä välttämättä huomioi päätösten subjektiivista arvopohjaa yhtä kattavasti kuin ihmiskeskeinen, intuitiivinen arviointi. YVA-prosessissa suoritettavan vaikutusten vertailun ja merkittävyyden arvioinnin kannalta RIAM-menetelmän suositeltavin käyttötapa onkin, ettei mallilla yritetäkään täysin korvata ihmistä monimutkaisessa päätöksentekotilanteessa, vaan ennemmin avustetaan päätöksentekijää vertailun tasalaatuisessa suorittamisessa ja ohjataan prosessia siten loogisempaan suuntaan. Kuitenkin mallin antamia tuloksia olisi parasta käyttää ensisijaisesti ohjaamaan tehtäviä ratkaisuja, ei sanelemaan niitä ehdottomasti päätöksentekijöiden mielipiteistä huolimatta. Tässä muodossa matemaattisia malleja suositellaan kirjallisuudessaakin yleisesti käytettävän (Bazerman 1986).

Kokonaisuudessaan tutkimus nosti esiin pari RIAM-menetelmän ominaisuutta, joiden osalta lisätutkimusta olisi vielä tarpeen tehdä menetelmän hyväksyttävyyden ja laajamittaisen soveltamismahdollisuuksien parantamiseksi. Pisteytysjärjestelmän rakenteen kannalta mallin selkeästi heikoin kohta on ympäristövaikutusten saamien kokonaispisteiden luokittelu, jossa käytettävät subjektiiviset rajanvedot osoittautuivat tutkimuksessa hyvinkin jäykiksi ja vaikeasti sovellettaviksi pisteytysjärjestelmän vaihtuviin arvoihin ja eri kriteeriyhdistelmiin. Näiltä osin tarvetta olisi erityisesti objektiivisille luokitusmenetelmille, joiden toimivuutta ei olisi sidottu yksittäiseen pisteytyskriteerimalliin. Vastaavasti tutkimuksessa suoritettujen menetelmävertailun perusteella RIAM näyttäisi varsin systemaattisesti antavan intuitiivista menetelmää pienempiä arvoja vaikutusten merkittävyydelle. Onko tämä pelkästään aineistokohtainen ilmiö vai onko mallin konservatiivisuuden takana aidosti joku tekninen syy, esim. arviointiskaalan valinnan vaikutus, vaatii vielä lisäselvityksiä.

KIITOKSET

Haluaisin tätä kautta välittää kiitokseni työtäni ohjanneille professori Markku Kuituselle sekä jatko-opiskelija FM Kimmo Jalavalle, joilta sain hyviä käytännön ideoita RIAM-menetelmän kehittämiseen liittyen ja jotka molemmat myös osallistuivat aineistona käytettyjen pisteyttämiseen asiantuntipaneelin jäsenenä. Lisäksi haluaisin kiittää Keski-Suomen Liittoa, sekä sieltä erityisesti Reima Välivaaraa, tutkimuksessa käytetyn aineiston luovuttamisesta sekä tämän työn toteutusta varten saamastani rahallisesta tuesta. Lopuksi vielä kiitokset vanhemmilleni ja ystäväilleni, jotka ovat osaltaan tukeneet minua tämän, varsin pitkäksi venyneen graduntekoprosessin aikana.

KIRJALLISUUS

Al Malek S.A. & Mohamed A.M.O. 2005. Environmental impact assessment of off shore oil spill on desalination plant. *Desalination* 185: 9–30.

Antunes P., Santos R. & Jordão L. 2001. The application of Geographical Information Systems to determine environmental impact significance. *Environmental Impact Assessment Review* 21: 511–535.

Bazerman M. 1986. Judgment in Managerial Decision Making. 3. painos. John Wiley & Sons. New York. 185 s.

- Beanlands G.E. 1988. Scoping methods and baseline studies in EIA. Teoksessa Wathern P. (toim.). *Environmental Impact Assessment: Theory and practice*. Routledge. Lontoo. S. 33–46.
- Beanlands G.E. & Duinker P.N. 1983. An ecological framework for environmental impact assessment in Canada. Federal Environmental Assessment Review Office and Institute for Resource and Environmental Studies. Halifax. Nova Scotia. 132 s.
- Bojórquez-Tapia L.A., Ezcurra E. & García O. 1998. Appraisal of environmental impacts and mitigation measures through mathematical matrices. *Journal of Environmental Management* 53: 91–99.
- Canter L.W. & Canty G.A. 1993. Impact significance determination – basic considerations and a sequenced approach. *Environmental Impact Assessment Review* 13: 275–297.
- Cloquell-Ballester V-A., Monterde-Diaz R., Cloquell-Ballester V-A. & Santamarina-Siurana M-C. 2007. Systematic comparative and sensitivity analyses of additive and outranking techniques for supporting impact significance assessments. *Environmental Impact Assessment Review* 27: 62–83.
- Duinker P.N. & Beanlands G.E. 1986. The significance of environmental impacts: an exploration of the concept. *Environmental Management* 10(1): 1–10.
- El-Naqa A. 2005. Environmental impact assessment using rapid impact assessment matrix (RIAM) for Russeifa landfill, Jordan. *Environmental Geology* 47: 632–639.
- Euroopan komissio 1999. Guidelines for the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions. Office for Official Publications of the European Communities. Luxemburg. 169 s.
- Glasson J., Therivel R. & Chadwick A. 1999. Introduction to Environmental Impact Assessment. 2. painos. Spon Press. Lontoo. 496 s.
- Haie N. 2006. Subjective Sustainability Criteria Applied to a Renewable Energy Installation. *Engenharia Civil* 27: 41–49.
- Hajkowicz S. & Higgins A. 2008. A comparison of multiple criteria analysis techniques for water resource management. *European Journal of Operational Research* 184: 255–265.
- Hajkowicz S.A. 2007a. A comparison of multiple criteria analysis and unaided approaches to environmental decision making. *Environmental science & policy* 10: 177–184.
- Hajkowicz S.A. 2007b. Supporting multi-stakeholder environmental decisions. *Journal of Environmental Management* (doi:10.1016/j.jenvman.2007.03.020). [Painossa].
- Haug P.T., Burwell R.W., Stein A. & Bandurski B.L. 1984. Determining the significance of environmental issues under the National Environmental Policy Act. *Journal of Environmental Management* 18: 15–24.
- Hilden M., Ostamo E., Rahikainen M. & Päivärinne A-M. 1997. Arviointiselostusten laadunarviointi. Ympäristöopas 33. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 45 s.
- Hubert I. 2003. Environmental Impact Assessment of a road between Sisimiut and Kangerlussuaq. Master Thesis. Arctic Technology Centre. Technical University of Denmark. 136 s.
- Jalava K. 2003. Ympäristövaikutusten vertailu hankkeiden välisessä arvioinnissa RIAM-menetelmää käyttäen. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto. Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta. 45 s.
- Janssen R. 2001. On the Use of Multi-Criteria Analysis in Environmental Impact Assessment in The Netherlands. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis* 10: 101–109.

- João E. 2007. A research agenda for data and scale issues in Strategic Environmental Assessment (SEA). *Environmental Impact Assessment Review* 27: 479–491.
- Kjellerup U. 1999. Significance determination: A rational reconstruction of decisions. *Environmental Impact Assessment Review* 19: 3–19.
- Kuitunen M., Jalava K. & Hirvonen K. 2008. Testing the usability of the Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM) method for comparison of EIA and SEA results. *Environmental Impact Assessment Review* 28: 312–320.
- Käyhkö U-R., Pölonen I. & Grönlund E. 2007. YVA-menettelyn soveltaminen yksittäistapauksissa - soveltamisratkaisujen laatu ja yhtenäisyys 1994–2006. Suomen ympäristö 18/2007. Ympäristöministeriö. Helsinki. 110 s.
- Lawrence D.P. 2000. Significance in environmental assessment. Research and Development Monograph Series 2000. Canadian Environmental Assessment Agency. Ottawa. <http://www.ceaa-acee.gc.ca/015/001/011/index_e.htm>.
- Lawrence D.P. 2007a. Impact significance determination – back to basics. *Environmental Impact Assessment Review* 27: 755–769.
- Lawrence D.P. 2007b. Impact significance determination – pushing the boundaries. *Environmental Impact Assessment Review* 27: 770–788.
- Mahmoud M.R. & Garcia L.A. 2000. Comparison of different multicriteria evaluation methods for the Red Bluff diversion dam. *Environmental Modelling & Software* 15: 471–478.
- Morgan R. 1998. Environment Impact Assessment – A methodological perspective. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 307 s.
- Paldanius J. & Tallskog L. 2005. Suunnitelmien ja ohjelmien vaikutusten arvioinnin laatu. Suomen ympäristö 778. Ympäristöministeriö. Alueidenkäytön osasto. Helsinki. 56 s.
- Pastakia C.M.R. 1998. The rapid impact assessment matrix (RIAM) – A new tool for environmental impact assessment. Teoksessa Jensen K. (toim). Environmental Impact Assessment Using the Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM). Olsen & Olsen. Fredensborg. S. 8–18.
- Pastakia C.M.R. & Jensen A. 1998. The rapid impact assessment matrix (RIAM) for EIA. *Environmental Impact Assessment Review* 18: 461–482.
- Ranta E., Rita H. & Kouki J. 1991. Biometria – tilastotiedettä ekologeille. 3. korjattu painos. Yliopistopaino. Helsinki. 568 s.
- Roussow N. 2003. A review of methods and generic criteria for determining impact significance. *African Journal of Environmental Assessment and Management* 6: 44–61.
- Sadler B. 1996. Environmental assessment in a changing world: evaluating practice to improve performance. International Association of Impact Assessment and Canadian Environmental Assessment Agency. Ottawa. 248 s.
- Shakib-Manesh T. 2005. Vesistökuunnostuskohteiden priorisointi – tapaustutkimus Sotkamossa. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto. Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta. 36 s.
- Snell T. & Cowell R. 2006. Scoping in environmental impact assessment: Balancing precaution and efficiency? *Environmental Impact Assessment Review* 26: 359–376.
- Thompson M.A. 1990. Determining impact significance in EIA: a review of 24 methodologies. *Journal of Environmental Management* 30: 235–250.

- Tiihonen M. 2006. Ympäristövaikutusten arvioinnin laatu Itä-Suomen tavoite 1 -ohjelman hankkeissa Pohjois-Savossa. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto. Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta. 92 s.
- Wang Y-M., Yang J-B. & Xu D-L. 2006. Environmental impact assessment using the evidential reasoning approach. *European Journal of Operational Research* 174: 1885–1913.
- Wathern P. 1988. An introductory guide to EIA. Teoksessa Wathern P. (toim.). *Environmental Impact Assessment: Theory and practice*. S. 3–30.
- Weston J. 2004. EIA in a risk society. *Journal of Environmental Planning and Management* 47(2): 313–325.
- Wood G.T, Glasson J. & Becker J. 2006. EIA scoping in England and Wales: Practitioner approaches, perspectives and constraints. *Environmental Impact Assessment Review* 26: 221–241.

Liite 1. Tutkimuksessa arvioidut hankkeet sekä niiden ympäristövaikutusten saamat merkittävyyssuoritukset RIAM-menetelmän ja suoran arvioinnin perusteella. Taulukossa: A1, A2, B1, B2, B3 ja B4 = RIAM-mallissa käytetyt pisteytyskriteerit, ES=hankkeen saamat ympäristövaikutuspisteet, RIAM_luokka=ES-pisteiden antama merkittävyyssuoritus, SUORA_luokka=suoran menetelmän antama merkittävyyssuoritus.

HANKE	A1	A2	B1	B2	B3	B4	ES	RIAM_luokka	SUORA_luokka
1 Talousvesien käsittelyn kehittäminen haja-asutusalueilla									
Ympäristövaikutukset	3	1	3	3	3	2	33	+2	+2
Sosiaaliset vaikutukset	3	1	3	2	3	2	30	+1	+1
Taloudelliset vaikutukset	2	1	3	2	3	2	20	+1	+2
2 Kangashäkin kylän leikkikenttien kehittämishanke									
Ympäristövaikutukset	1	-1	4	3	2	2	-11	-1	0
Sosiaaliset vaikutukset	1	2	4	2	4	3	26	+1	+2
Taloudelliset vaikutukset	2	1	2	2	3	2	18	+1	+1
3 Joutsan seudun jätevedenpuhdistamo									
Ympäristövaikutukset	2	1	4	2	3	2	22	+1	+3
Sosiaaliset vaikutukset	2	1	4	3	3	2	24	+1	+1
Taloudelliset vaikutukset	2	2	4	3	4	2	52	+2	+1
4 Selänpohja-Kivisuon vesihuoltohanke									
Ympäristövaikutukset	2	-1	3	3	2	4	-24	-1	-2
Sosiaaliset vaikutukset	1	1	4	2	3	2	11	+1	+2
Taloudelliset vaikutukset	2	2	4	3	3	2	48	+2	+3
5 Vihijärvi -projekti									
Ympäristövaikutukset	1	1	3	2	2	2	9	+1	+2
Sosiaaliset vaikutukset	2	1	3	2	3	2	20	+1	+2
Taloudelliset vaikutukset	2	1	2	2	2	2	16	+1	+1
6 Otavanmäki 1									
Ympäristövaikutukset	1	0	1	1	1	1	0	0	0
Sosiaaliset vaikutukset	2	2	4	3	2	3	48	+2	+3
Taloudelliset vaikutukset	2	1	3	2	2	2	18	+1	+2
7 Keuruun vanha pappila									
Ympäristövaikutukset	1	0	1	1	1	1	0	0	0
Sosiaaliset vaikutukset	3	2	4	3	4	3	84	+3	+3
Taloudelliset vaikutukset	2	2	3	2	3	2	40	+2	+2

	A1	A2	B1	B2	B3	B4	ES	RIAM_luokka	SUORA_luokka
8 Leivonmäen Lentoparatiisi									
Ympäristövaikutukset	1	-1	4	3	2	2	-11	-1	-1
Sosiaaliset vaikutukset	1	-1	4	2	3	2	-11	-1	+1
Taloudelliset vaikutukset	2	1	4	2	3	2	22	+1	+1
9 Opiskelua tukeva toiminta (Äänekosken ammatillisen koulutuksen kuntayhtymä)									
Ympäristövaikutukset	1	0	1	1	1	1	0	0	0
Sosiaaliset vaikutukset	3	2	3	3	4	4	84	+3	+2
Taloudelliset vaikutukset	4	1	3	3	3	2	44	+2	+3
10 Leppälahden kylä- ja matkailuhanke									
Ympäristövaikutukset	1	-1	4	4	2	2	-12	-1	-2
Sosiaaliset vaikutukset	2	2	4	3	3	2	48	+2	+2
Taloudelliset vaikutukset	2	1	2	2	2	2	16	+1	+1
11 Pihlajakoski-hanke (EI ARVIOITU PUUTTEELLISTEN TIETOJEN TAKIA)									
Ympäristövaikutukset									
Sosiaaliset vaikutukset									
Taloudelliset vaikutukset									
12 Rantareitti-hanke									
Ympäristövaikutukset	1	-1	4	3	2	2	-11	-1	-2
Sosiaaliset vaikutukset	2	1	4	3	3	4	28	+1	+2
Taloudelliset vaikutukset	2	1	2	2	3	2	18	+1	+1
13 Kotiseutukeskus Toivakkaan									
Ympäristövaikutukset	1	-1	2	3	1	2	-8	-1	-1
Sosiaaliset vaikutukset	2	2	4	3	4	3	56	+3	+2
Taloudelliset vaikutukset	2	1	3	2	3	2	20	+1	+1
14 Jätteistä asiaa – jätekatoksista tarinaa									
Ympäristövaikutukset	2	1	4	2	3	2	22	+1	+2
Sosiaaliset vaikutukset	2	2	4	2	3	2	44	+2	+2
Taloudelliset vaikutukset	2	1	4	2	2	2	20	+1	+1
15 Vesialueen kunnostushanke II (Mieskonmäki)									
Ympäristövaikutukset	1	1	3	3	2	2	10	+1	+2
Sosiaaliset vaikutukset	2	1	3	3	3	2	22	+1	+1
Taloudelliset vaikutukset	1	1	2	2	2	2	8	+1	+2
16 Ympäristöaskeleet – ympäristötietoisuuden edistäminen K-S pk-yrityksissä									
Ympäristövaikutukset	4	2	3	2	4	1	80	+3	+3

	A1	A2	B1	B2	B3	B4	ES	RIAM_luokka	SUORA_luokka
Sosiaaliset vaikutukset	2	1	3	2	3	1	18	+1	+2
Taloudelliset vaikutukset	3	2	3	3	3	1	60	+3	+3
17 Myllysaaren kota									
Ympäristövaikutukset	1	-1	4	3	3	3	-13	-1	-2
Sosiaaliset vaikutukset	1	-1	4	2	3	2	-11	-1	+1
Taloudelliset vaikutukset	1	1	4	2	3	2	11	+1	+2
18 Ylä-Kälkänjärven kunnostus									
Ympäristövaikutukset	1	1	3	3	2	3	11	+1	+1
Sosiaaliset vaikutukset	1	1	3	3	3	2	11	+1	+1
Taloudelliset vaikutukset	2	-1	3	2	2	2	-18	-1	-3
19 Multia-Keuruu siirtoviemäri ja yhdysvesijohto									
Ympäristövaikutukset	3	2	4	3	3	2	72	+3	+2
Sosiaaliset vaikutukset	3	1	4	2	3	2	33	+2	+2
Taloudelliset vaikutukset	3	1	4	2	3	2	33	+2	+3
20 Konneveden kirkonkylän jätevedenpuhdistamon rakentaminen									
Ympäristövaikutukset	2	2	4	2	3	3	48	+2	+3
Sosiaaliset vaikutukset	2	1	4	2	2	2	20	+1	+1
Taloudelliset vaikutukset	2	1	4	2	3	2	22	+1	+2
21 Kivijärven hiihtolatuverkosto									
Ympäristövaikutukset	2	-2	4	3	2	2	-44	-2	-2
Sosiaaliset vaikutukset	3	1	4	2	3	2	33	+2	+1
Taloudelliset vaikutukset	2	1	4	2	3	2	22	+1	+2
22 Jaakonsuon jäteveden puhdistamon saneeraushanke									
Ympäristövaikutukset	2	2	4	3	4	3	56	+3	+3
Sosiaaliset vaikutukset	1	1	4	2	3	2	11	+1	+1
Taloudelliset vaikutukset	2	2	4	2	4	3	52	+2	+2
23 Jämsänjoen puolesta -kehittämishanke									
Ympäristövaikutukset	2	-1	3	2	2	3	-20	-1	-1
Sosiaaliset vaikutukset	3	2	3	3	3	2	66	+3	+2
Taloudelliset vaikutukset	3	1	3	3	3	2	33	+2	+2
24 Opetus- ja demonstraatiokäyttöön soveltuva ekolämpökeskus									
Ympäristövaikutukset	3	1	4	3	4	3	42	+2	+3
Sosiaaliset vaikutukset	3	2	3	3	3	2	66	+3	+1
Taloudelliset vaikutukset	1	-1	3	2	2	2	-9	-1	+2

	A1	A2	B1	B2	B3	B4	ES	RIAM_luokka	SUORA_luokka
25 Ääneseudun kelkkareitistön suunnittelu									
Ympäristövaikutukset	3	-1	4	2	3	2	-33	-2	-2
Sosiaaliset vaikutukset	3	-2	4	2	3	3	-72	-3	-2
Taloudelliset vaikutukset	3	1	4	2	4	3	39	+2	+1
26 Pohjoisen Keski-Suomen kelkkareitistön suunnittelu									
Ympäristövaikutukset	3	-2	4	2	3	2	-66	-3	-3
Sosiaaliset vaikutukset	3	-2	4	2	3	3	-72	-3	-2
Taloudelliset vaikutukset	3	1	4	2	4	3	39	+2	+1
27 Hankasalmen Niemisjärven kylän kehittäminen									
Ympäristövaikutukset	1	0	1	1	1	1	0	0	0
Sosiaaliset vaikutukset	2	2	4	3	4	3	56	+3	+2
Taloudelliset vaikutukset	2	1	4	3	3	3	26	+1	+2
28 Multian avoimet kylät									
Ympäristövaikutukset	2	1	3	3	3	2	22	+1	+1
Sosiaaliset vaikutukset	2	2	4	3	4	3	56	+3	+3
Taloudelliset vaikutukset	2	2	4	3	4	3	56	+3	+3
29 Muurasjärven kylän perinnetalo									
Ympäristövaikutukset	1	0	1	1	1	1	0	0	0
Sosiaaliset vaikutukset	3	2	4	3	3	4	84	+3	+2
Taloudelliset vaikutukset	2	1	4	3	3	4	28	+1	+1
30 Maatalousmuovin kierrätys									
Ympäristövaikutukset	2	1	3	3	3	2	22	+1	+2
Sosiaaliset vaikutukset	2	1	3	3	2	2	20	+1	+1
Taloudelliset vaikutukset	2	1	2	2	2	2	16	+1	+1
31 Huikon vesiosuuskunnan 3-rakennusvaihe									
Ympäristövaikutukset	2	1	4	3	3	3	26	+1	-1
Sosiaaliset vaikutukset	2	2	4	2	3	2	44	+2	+2
Taloudelliset vaikutukset	2	1	4	2	3	2	22	+1	+2
32 Terveyttä ja elämäniloa liikunnasta (Joutsan Pommi)									
Ympäristövaikutukset	2	-1	4	3	3	4	-28	-1	-1
Sosiaaliset vaikutukset	3	2	4	3	3	2	72	+3	+2
Taloudelliset vaikutukset	3	2	4	3	3	2	72	+3	+2
33 Juokslahti juoksuun (satama)									
Ympäristövaikutukset	1	-1	4	4	3	2	-13	-1	-2

	A1	A2	B1	B2	B3	B4	ES	RIAM_luokka	SUORA_luokka
Sosiaaliset vaikutukset	3	2	4	2	3	3	72	+3	+3
Taloudelliset vaikutukset	2	2	4	2	4	3	52	+2	+3
34 Juokslahden Kyläyhdistys (kylän virkistysmahdollisuuksien kehittäminen)									
Ympäristövaikutukset	1	1	3	3	2	2	10	+1	+1
Sosiaaliset vaikutukset	2	2	3	3	3	3	48	+2	+2
Taloudelliset vaikutukset	2	1	2	3	3	2	20	+1	+2
35 Juokslahti juoksuun (palveluiden kehittäminen ikääntyneille)									
Ympäristövaikutukset	1	0	1	1	1	1	0	0	0
Sosiaaliset vaikutukset	1	2	3	2	4	3	24	+1	+3
Taloudelliset vaikutukset	2	2	3	3	4	3	52	+2	+3
36 Kivijärven Saunakylän luontokohteiden hyödyntäminen									
Ympäristövaikutukset	1	-1	4	3	2	2	-11	-1	0
Sosiaaliset vaikutukset	2	1	4	3	3	2	24	+1	+1
Taloudelliset vaikutukset	1	1	2	2	3	2	9	+1	+1
37 Ser-2004 kierrätys ja uusiokäyttö									
Ympäristövaikutukset	3	2	4	2	3	2	66	+3	+3
Sosiaaliset vaikutukset	3	3	3	3	4	3	117	+4	+3
Taloudelliset vaikutukset	3	2	3	2	3	3	66	+3	+3

