



RIAM -menetelmän (Rapid Impact Assessment Matrix) käyttö ympäristövaikutusten arvioinnissa ja vaikutusten merkittävyyden hallinnassa

Markku Kuitunen ja Asko Ijäs

Bio- ja Ympäristötieteiden laitos, PL 35, 40014 Jyväskylän yliopisto

Abstract

There are many tools and techniques that have been developed for use in impact assessment processes. While impact assessment processes have become more technically complicated, it has been found that approaches including simpler applications of available tools and techniques are also appropriate. The Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM) is a tool for organizing, analyzing and presenting the assessment results of an entire EIA. RIAM was originally developed to compare the impact of alternative procedures within a single project. However, it is possible to use also for a comparison including the environmental and social impact of different projects plans and programs realized within the geographical area. RIAM scoring is based on five separate criteria: Importance of the impact, Magnitude of change, Permanence of the impact-causing activity, Reversibility of the impact, and Cumulativity of the impact. For the environmental impact score the two first are multiplied with each other and with the count of scores of the three last criteria. In the determination or assessment of the impact significance RIAM seems to be a fruitful tool. The 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 hinder the evaluation and comparison of the assessments made. In this paper usability of RIAM-method (Rapid Impact Assessment Matrix) is evaluated in the context of significance determinations.

Tiivistelmä

Ympäristövaikutusten merkittävyyden arviointi on yleisesti tunnustettu yhdeksi YVA-menettelyn vaikeimmista vaiheista ensisijaisesti sen subjektiivisen ja arvosidonnaisen luonteen vuoksi. Käytännön arviointityössä systemaattisia menetelmiä, joilla merkittävyyttä voitaisiin kattavasti tarkastella, on käytössä varsin vähän, mikä yleisesti vaikeuttaa suoritettujen arviointien vertailua ja laadun arviointia. Useissa tutkimuksissa ympäristövaikutusten merkittävyydestarkasteluun on sovellettu ns. RIAM -matriisimenetelmää (Rapid Impact Assessment Matrix), jossa arviointi suoritetaan yksinkertaisten, ennalta määriteltyjen pisteytyskriteerien perusteella. RIAM menetelmässä käytetään viitta erilaisista vaikutusten arviointiin keskeisesti liittyvää muuttujaa: Vaikutusten laajuus (A1) ja merkittävyys (A2)

sekä niiden pysyvyys (B1), palautuvuus (B2) ja kumulatiivisuus (B3). Muuttujat arvioidaan asiantuntijapaneelissa joko hankkeen vaihtoehtojen jokaiselle ympäristövaikutukselle erikseen tai pienemmissä hankkeissa koko hankkeelle kerralla. Asiantuntijapaneelin arviot perustuvat pääasiassa panelistien intuitiiviseen päättelyyn sekä loogiseen hahmotuskykyyn. Myös keskinäinen yhteisymmärrys on tärkeää, jotta jokainen panelisti arvioisi samaa asiaa. Hankkeiden ympäristövaikutuksia voidaan tarkastella arvioinnin helpottamiseksi erikseen useamman vaikutusluokan, kuten luonto-, sosiaali- ja talousvaikutusten, suhteen. Tulosten perusteella RIAM -mallin pisteytysjärjestelmä on osoittautunut kokonaisuudessaan varsin joustavaksi myös siihen tehtäville muutoksille, mikä osaltaan parantaa menetelmän soveltamismahdollisuuksia erilaisissa arviointitilanteissa.

1. Johdanto

Ympäristövaikutusten arvioinnin (YVA) yleisenä tavoitteena on selvittää ja vertailla suunnitellun hankkeen ja sen eri toteuttamisvaihtoehtojen mahdollisia vaikutuksia lähiympäristöön, sen asukkaisiin ja alueen yleiseen kehitykseen, sekä tämän tiedon hyödyntäminen kyseistä hanketta koskevassa päätöksenteossa (mm. Wathern 1988, Sadler 1996, Canter 1996). Useiden erilaisten vaikutusten samanaikaiseen tarkasteluun ja vertailuun on kehitetty useita erilaisia menetelmiä. Tarkastelemme tässä vain yhtä näistä (Rapid Impact Assessment Matrix, RIAM), joka on toteutukseltaan verraten yksinkertainen ja ottaa hyvin huomioon tyypilliset vaikutusten arviointiin liittyvät tarkastelutavat. Esittelemme menetelmän, sen toimivuuden ja joitakin esimerkkejä tapauksista, joissa sitä on käytetty. Lisäksi tarkastelemme vaikutusten merkittävyyden arviointia. Merkittävyyden käsite on ollut laajan tarkastelun kohteena vaikutusten arvioinnissa viimeisinä vuosina, koska toisaalta niiden erottaminen vähemmän merkittävistä vaikutuksista ei ole helppoa ja toisaalta useat säädökset edellyttävät toimenpiteiden taustalle merkittäviä vaikutuksia.

2. RIAM (Rapid Impact Assessment Matrix) menetelmän lähtökohdat

RIAM (Rapid Impact Assessment Matrix) on Christopher Pastakia'n (Pastakia 1998, Pastakia ja Jensen 1998) kehittämä menetelmä, jonka tavoitteena on tuoda subjektiiviset päätökset ja arvioinnit läpinäkyvällä tavalla mukaan vaikutusten kokonaisvaltaiseen arviointiin ja vaihtoehtojen vertailuun. Mallin käytön perustana on YVA -prosessiin osallistuvista asiantuntijoista sekä eri sidosryhmien edustajista muodostettava poikkitieteellinen asiantuntijapaneeli, joka arvioi eri vaikutusten merkitystä suhteessa nykytilanteeseen ennalta määriteltujen ja yleisluontoisten kriteerien avulla. Menetelmän lopputuloksena saadaan tuotettua matriisimuotoista tietoa yksittäisten ympäristövaikutusten merkittävyydestä tutkittavan hankkeen ja sen eri vaihtoehtojen osalta (Pastakia 1998).

Alkuperäinen RIAM -menetelmä on kehitetty apuvälineeksi hanke -YVA:n tarpeisiin, jolloin sen avulla voidaan verrata yksittäisen ja yleensä ison hankkeen eri toteuttamisvaihtoehtoja keskenään. Tähän vertailuun voidaan mallissa sisällyttää mitä erilaisimpia ympäristövaikutuksia eikä niiden lukumäärällä ole mitään rajoitusta. Malli skaalaa eri vaikutukset yhteismitallisiksi, jolloin niiden keskinäinen vertailu helpottuu ja mahdollistaa tietyissä rajoissa myös kvantitatiivisen tarkastelun, vertailun ja tutkimuksen.

Vaikka RIAM -menetelmää pidetäänkin YVA -alan kirjallisuudessa yleisesti hyvin lupaavana arviointimenetelmänä, ei sen toimivuudesta tai kehittämisestä ole laadittu laajaa menetelmällistä tutkimusta. Viime vuosina on kuitenkin yksittäisten menetelmää käsittelevien julkaisujen määrä kasvanut voimakkaasti myös alan tieteellisissä ja kansainvälisissä sarjoissa. Menetelmän yleinen hyväksyttävyyden esimerkiksi vaikutuksen merkittävyyden arvioinnin apuvälineenä on kuitenkin vielä avoin.

3. RIAM -menetelmän toteutuksen yleiskuvaus

Alkuperäisessä RIAM -mallissa eri hankkeiden ja projektien ympäristövaikutuksia sekä niiden merkittävyyttä arvioidaan pisteyttämällä jokainen erillinen vaikutus viiden erilaisen kriteerin perusteella. RIAM menetelmässä lasketaan kullekin tunnistetulle ja mahdolliselle vaikutukselle sen ympäristömyönteisyyttä tai -kielteisyyttä kuvaava pistemäärä, jolloin vaihtoehtoja voidaan lopullisessa tarkastelussa vertailla numeerisesti ja osin kvantitatiivisesti keskenään. Jokaiselle arvioitavalle kriteerille on ennakkoon määritelty kokonaislukuasteikollinen mittakaava ja asteikon eri arvoja kuvaavat sanalliset selitteet.

Vaikutus arvioidaan aluksi ympäristön kannalta joko positiiviseksi tai negatiiviseksi. Muut arvioitavat tekijät joko voimistavat tai lieventävät arvioitavan tekijän vaikuttavuutta lopulliseen tulokseen. Muut arvioitavat tekijät eivät kuitenkaan voi muuttaa vaikutuksen negatiivisuutta positiiviseksi tai päinvastoin. Jokaisen arvioitavan kriteerin saama pistemäärä jää myös jäljelle luotavaan matriisiin ja kaikkien tulosten läpinäkyvyys säilyy näin ollen arvioinnin loppuun asti ja on kaikilta osiltaan myös muutettavissa ja arvioitavissa uudelleen, jos arvioinnissa ilmenee epäselvyyttä tai arvioinnin kohteesta saadaan uutta informaatiota. Näin ollen RIAM -menetelmä toimii varsin systemaattisena apuna YVA:ssa tuotetun tiedon tulkinnassa, arvoperusteissa ja vertailtavuudessa. Samalla arviointipaneeli joutuu ottamaan kantaa myös jokaisen vaikutuksen merkittävyyden asteeseen arviointitilanteessa.

Ennalta määriteltyjen asteikkojen avulla ympäristövaikutusten arviointiselostuksissa esiintyvää, usein varsin vapaamuotoisesti käytettävää sanastoa, pyritään muuttamaan ymmärrettävällä tavalla järjestysasteikolliseksi numerotiedoksi, jonka avulla erilaisten vaikutusten merkittävyyttä pystytään helpommin vertailemaan keskenään. Yleisesti tämä tapa jakaa merkittävyyden arviointiprosessi useampaan komponenttiin (kriteeriin) onkin varsin laajasti hyväksytty menettelytapa YVA - kirjallisuudessa ja sitä on myös laajasti käytetty perustana sovellusmenetelmien kehitystyössä (Thompson 1990, Bojorquez-Tapia ym. 1998, Euroopan Komissio 1999, Cloquell-Ballester et al. 2007).

Monikriteerisen lähestymistavan avulla merkittävyyden arvioinnin yleensä varsin monimutkaista kokonaisongelmaa pyritäänkin 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 merkittävyytsluokituksille kuin arvioinnin suorittaminen suoraan ilman näkyviä väliperusteluita.

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 kaavan (1) avulla (perustuen Pastakia 1998).

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

jossa ES on hankkeen tietyn vaikutuksen saamat kokonaispisteet (Environmental Score / Vaikutuksen tai hankkeen saama kokonaispistemäärä ympäristövaikutusten osalta) ja A1, A2, B1, B2, B3 ovat käytettyjen pisteytyskriteerien saamat arvot arvioitavan ympäristövaikutuksen osalta (Taulukko 1). Ympäristövaikutuspisteet kuvaavat jo sellaisenaan vaikutusten merkittävyyttä, mutta yleensä merkittävyydet luokitellaan vielä edelleen viisiportaisella asteikolla, jossa vaikutuksien saamiin pisteisiin liitetään edelleen sanallinen selitys (Pastakia 1998)

RIAM -menetelmä tuottaa kokonaispisteitä väliltä - 108 - + 108. On kuitenkin huomattava, että pistejakauma ei ole jatkuva, koska kaikkia kokonaisluvullisiakaan pistearvoja ei voida saada. Tämä on

otettava huomioon, jos mallin tuottamia pisteitä halutaan käsitellä edelleen esimerkiksi tilastollisin menetelmin tai visualisoida graafisin esityksin. Tämä mallin luonne ei kuitenkaan pois sulje näitä mahdollisuuksia, mutta estää joidenkin parametristen analyysi- tai testausmenetelmien käytön, jotka edellyttävät jatkuva-asteikollista tarkastelua. Järjestyslukuasteikollisten menetelmien jatkokäyttö on kuitenkin täysin mahdollista.

Taulukko 1. RIAM -menetelmän pisteytyskriteerit ja niiden sanalliset selitteet (Pastakia 1998, Jalava 2003, Kuitunen et al. 2008, Ijäs 2008, Ijäs et al. 2010,).

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 alue 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
	- 3	Suuri negatiivinen muutos nykytilaan
B1. Vaikutuksen pysyvyys	3	Vaikutus pysyvä
	2	Vaikutus väliaikainen
	1	Ei merkitystä / Ei määriteltävissä
B2. Vaikutuksen palautuvuus	3	Vaikutus palautumaton
	2	Vaikutus palautuva
	1	Ei merkitystä / Ei määriteltävissä
B3. Vaikutuksen kumulatiivisuus	3	Vaikutus kumuloituu ajan kuluessa tai yhdysvaikutuksia mui 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 erityispiirteet, eivät niinkään kohdealueen ympäristö. Näin ollen kullakin A-luokan arvostelukriteerillä tulkitaan olevan itsenäistä merkitystä hankkeen ympäristövaikutuksien kannalta, minkä takia niille annetaan laskentakaavassa suuri merkitys suhteessa B-kategorian kriteereihin kertomalla kriteerit keskenään.

Koska A-kriteerit kuvaavat ensisijaisesti suunnitellun hankkeen suoria vaikutuksia ympäristössä yleisellä tasolla, voidaan B-kategorian arvostelukriteerien katsoa toimivan A-kriteerien tarkempina määrittelijöinä ja vaikutusten merkittävyyden korostajina. Arvioitavan hankkeen ohella B-luokan kriteerit ilmentävät epäsuorasti myös hankkeen kohdealueen omia erityispiirteitä ja kuinka voimakkaasti hankkeesta aiheutuvat muutospaineet todella vaikuttavat sen nykytilaan.

Näin ollen B-kategorian arvostelukriteereillä ei itsenäistä ole merkitystä hankkeen ympäristövaikutuksien kannalta, vaan ne omalta osaltaan joko heikentävät tai voimistavat A-kriteereistä aiheutuvia seurauksia. B-kriteereiden luonne näkyy myös laskentakaavassa, jossa niiden vaikutukset summataan yhteen (Pastakia 1998, Pastakia & Jensen 1998). B-kriteerien vaikutuksen pysyvyys (B1) ja palautuvuus (B2) eroavat lähinnä sikäli, että ensimmäistä käsitellään hankkeen toteutuksen aikajaksolta vaikutusta aiheuttavan toiminnan pysyvyytenä ja jälkimmäistä hankkeen päättymisen jälkeiseltä aikajaksolta, miten vaikutukset palautuvat normaalitilaan. Palautuvuuden voidaankin tulkita heijastelevan varsinaisen hankkeen sijaan sen kohdealueen kykyä toipua sille kohdistuneista muutoksista (esim. Ijäs 2008).

Kuten Pastakia (1998) artikkelissaan 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. Ijäs ym. (2010) kokeilivatkin laskentamallia, jossa oli myös B4 kriteeri. Sen avulla arvioitiin vaikutuksen kohteen herkkyys vaikutukselle.

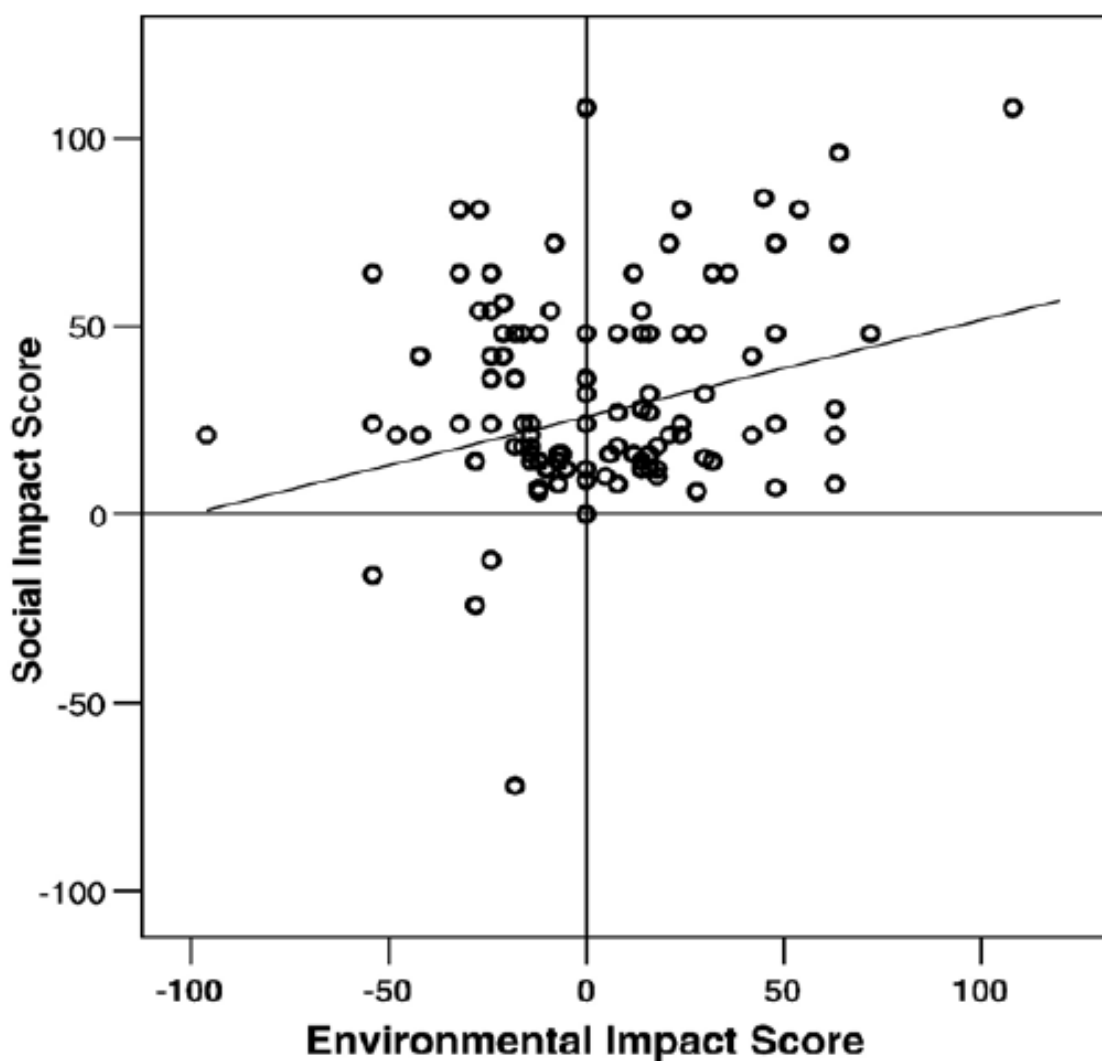
4. RIAM:n käyttö ympäristövaikutusten arvioinnissa

Kirjallisuudessa RIAM-menetelmää on julkaisemisensa jälkeen sovellettu hyvällä menestyksellä useisiin erilaisiin ympäristövaikutusten arviointitilanteisiin ja vaikutustyyppeihin. Isoissa hankekohtaisissa YVA -arvioinneissa 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 tapauksissa RIAM-pisteytystä on käytetty ensisijaisesti vaikutuskohtaiseen merkittävyyсарviointiin, jossa menetelmän tavoitteena on määrittellä erikseen hankkeen jokaisen ympäristövaikutuksen luonne ja sen merkittävyys vaikutusalueen kannalta

RIAM menetelmä soveltuu kuitenkin hyvin myös pienempien hankkeiden vaikutusten arviointeihin. Näitä joudutaan arvioimaan Suomessakin monin verroin enemmän kuin isoja YVA -lainsäädännön mukaisia hankkeita. Koska pienemmissä hankkeissa on usein kyse toteutetaan tai ei toteuteta vaihtoehtoista, ei yleensä ole mahdollista eritellä ja antaa pisteitä kaikista vaikutuksista erikseen, vaan on käytettävä laajempia aineistoja ja toteutettava vertailuskaalausta aineistojen sisällä. Tällöin aineistoista toisaalta paljastuvat helposti haitallisimmat hankkeet, mutta eri aineistojen tuottamien tulosten keskinäinen vertailu

ei ole mahdollista. Tällaisia pienten hankkeiden aineistoja ovat esimerkiksi EAKR ja ESR rahastojen avulla toteutettavat rakentamis-, kehittämis- tai koulutushankkeet. Näiden aineistojen avulla on RIAM-menetelmää sekä kokeiltu että kehitetty lukuisissa pro gradu tutkimuksissa ja niiden pohjalta laadituissa artikkeleissa 2000-luvulla Jyväskylän yliopiston bio- ja ympäristötieteiden laitoksella (esim. Jalava 2003, Tiihonen 2006, Shakib-Manesh 2004, Asikainen 2007, Kuitunen ym. 2008, Ijäs 2010, Ijäs et al. 2010, Shakib-Manesh et al. 2013). Tavoitteenaan kirjoittajilla on näissä tutkimuksissaan ollut tarjota alkuperäistä RIAM -menetelmää laajempi tapa useiden, ympäristövaikutustensa osalta suppeampien hankkeiden keskinäiseen vertailuun.

Kokonaisvaltaisessa muodossa RIAM -menetelmää on sovellettu esim. EU-rahoitteisten hankkeiden (Tiihonen 2006, Kuitunen ym. 2008) sekä vesistökuunnostussuunnitelmien (Shakib-Manesh 2004) keskinäiseen vertailuun. Luonteeltaan RIAM -menetelmän käyttö on tähän asti ollut kuitenkin vielä varsin kokeellista, eikä menetelmää ole vielä otettu systemaattisempaan käyttöön maailmalla tässä tarkoituksessa (vrt. Kuva 1).



Kuva 1. Kuvassa on esitetty luontovaikutusten ja sosiaalisten vaikutusten välinen suhde, kun on arvioitu RIAM -pisteytyksen avulla Keski-Suomen Euroopan Aluekehitysrahastolle (EAKR) esitettyjen rahoitus hankkeiden ympäristövaikutuksia. Vaaka-akselilla on esitetty luontovaikutuksien saamat pisteet (ES) ja pystyakselilla sosiaalisten vaikutusten saamat pisteet. Yleensä EU rahoituksella pyritään saavuttamaan

ainakin sosiaalisesti positiivista tulosta, mutta siitä huolimatta neljä hanketta on saanut negatiiviset arvot. Luontovaikutuksistaan noin puolet esitetyistä rahoitushankkeista on saanut negatiivisia arvoja. Kaikki aineistossa mukana olleet hankkeet eivät ole kuitenkaan saaneet rahoitusta (Ks. tarkemmin Jalava 2003 ja Kuitunen et al. 2008).

5. Ympäristövaikutusten merkittävyyden arviointi ja RIAM

5.1. Vaikutusten merkittävyyden käsite ja sen arviointi

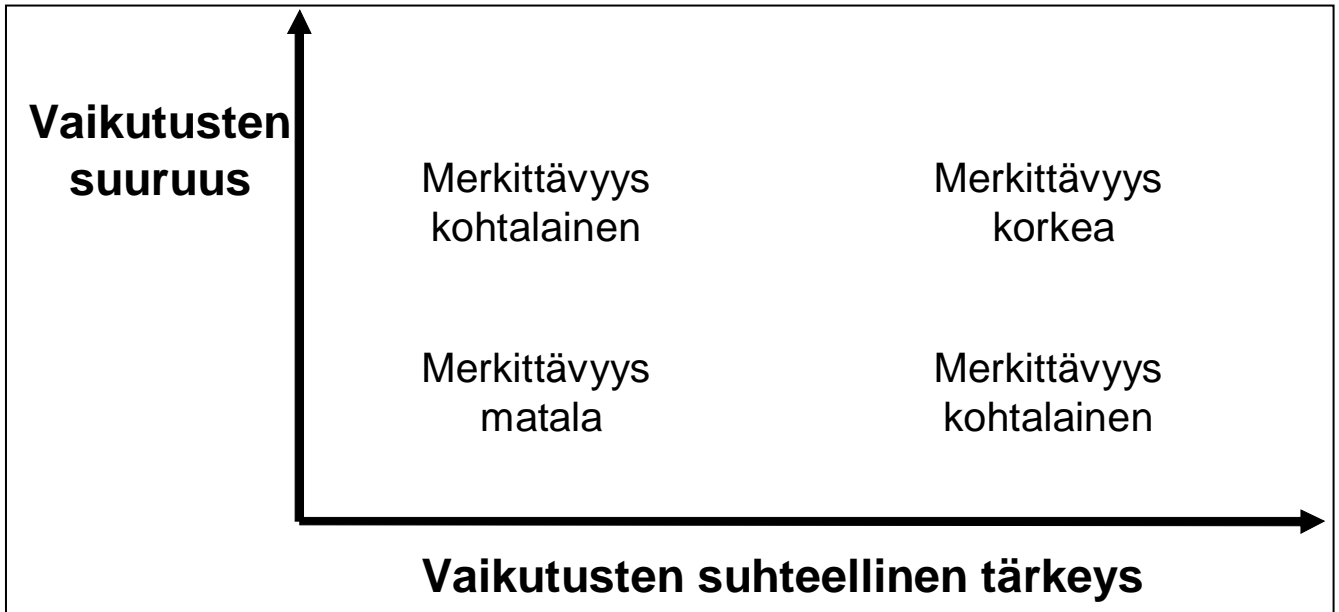
Vaikka merkittävyyden käsite on melko selkeästi määriteltävissä sekä ympäristön (vaikutuksen aiheuttaman muutoksen tärkeys ympäristölle) että arvioijan kannalta on sen yhdistäminen yksittäiseen kohteeseen, tai YVA:n tapauksessa ympäristövaikutukseen, osoittautunut vaikeaksi tehtäväksi.

YVA:a käsittelevässä kirjallisuudessa merkittävyydelle on löydettävissä useita toisistaan poikkeavia määritelmiä (Beanlands & Duinker 1983, Haug et al. 1984, Thompson 1990, Canter & Canty 1993, Briggs & Hudson 2013), 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, ja 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 määrittelemiseen 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 heijastelevatkin 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 vaikeata tai jopa mahdotonta. Matemaattisesti ajateltuna vaikutusten merkittävyys on edelleen karkeasti määriteltävissä näiden kahden tekijän funktiona (Thompson 1990, Kjellerup 1999, Kuva 2.).



Kuva 2. Vaikutusten merkittävyys esitettynä nelikenttänä vaikutusten suuruuden ja niiden tärkeyden suhteen (Glasson et al. 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 vaikutuksien 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 ekologiaa 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 ei-hyväksyttävästä 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 käytöstä. 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 (vrt. myös käsite ekosysteemipalvelut).

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 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 sosiaalisessakin mielessä, otettava huomioon useiden eri ihmisryhmien näkökulmasta, jotta vaikutusten hyväksyttävyydestä suuren yleisen joukossa saadaan rakennettua mahdollisimman kattava kuva (Morgan 1998).

Käytännössä vaikutusten merkittävyys onkin suhteellinen käsite, joka on sidottava tarkasteltavan tapauksen tai aineiston laatuun ja ulottuvuuksiin. Tämä aiheuttaa kuitenkin suurta vaikeutta vertailla eri hankkeita tai aineistoja keskenään (Ijäs et al. 2010), jolloin yksittäisen hankkeen osalta sen vaikutusten merkittävyys ei ole asiantuntijoidenkaan helposti määritettävä asia.

Projektilähtöisen merkittävyydestä tarkastelun tavoitteena onkin tavallaan nivoa yhteen esitetyt näkökohdat hankkeen kannalta ja tuoda kerätty tieto mielekkäällä tavalla mukaan päätöksentekoprosessiin. YVA-menettelyn yhtenä keskeisenä tavoitteena onkin selvittää, miten suunnitellun hankkeen eri vaihtoehdot vaikuttavat lähiympäristöön ja pystytäänkö mahdollisia haittavaikutuksia lieventämään 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.

Projektilähtöisesti tarkasteltuna ympäristövaikutus voidaankin 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 suunniteltavan hankkeen merkitys on ympäristön kannalta enää marginaalinen (Beanlands & Duinker 1983).

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 suorittajaa itseään. Vaikka arviointimenetelmien tulee olla yleisesti hyväksyttäviä, on kuitenkin tärkeitä myös suunnitella hyvin tapa, 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 merkittävyyssuorituksiin
- matemaattisten menetelmien kohdalla tarjota selvitysraportin yhteydessä aina selkeä, maalaisjärkinen esitys käytettävästä menetelmästä mukaan lukien 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). Tavoitteena merkittävyyden arvioinnin kehittämiseen voidaan erityisesti parantaa käytettäviä menetelmiä siten, että arviointeja vastaan esitettävä kritiikki saadaan kohdistettua metodien sijaan arviointien sisältöön ja niiden taustalla oleviin 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, joilla hanke on parasta suorittaa.

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 muodollisen 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, Hildén ym. 1997, Paldanius & Tallskog 2005, Käyhkö et al. 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.

5.2. RIAM:n menetelmän tarkastelu merkittävyyden arvioinnin tukena

5.2.1. RIAM -menetelmän etuja

Yleisluonteeltaan RIAM on rakennettu yksinkertaisia elementtejä käyttäen, minkä tavoitteena on pitää arvioinnin suorittaminen myös yleisön kannalta mahdollisimman helposti ymmärrettävänä ja läpinäkyvänä. Tämä on erityisen suuri etu YVA:n kaltaisessa prosessissa, jossa päätöksenteon ohella keskeisessä asemassa on myös päätösten yleinen hyväksyttävyyden ja yhteisymmärryksen rakentaminen hankevaikutusten osalta.

Ympäristövaikutusten arvioinnissa hankkeen suunnittelijan ja sidosryhmien välinen kommunikaatio on merkittävässä roolissa, 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 vähintäänkin kyseenalaisena, koska ne osaltaan vievät arvioinnin etenemisen piiloon matemaattisten merkintöjen ja kaavojen taakse ja hankaloittavat siten vaikutuksista käytävää keskustelua (Thompson 1990).

Erytisesti 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 varsin hyvä ja varteenotettava vaihtoehto monimutkaisemmille malleille.

Läpinäkyvyytensä ohella RIAM -menetelmän vahvuuksia ovat 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 määrittellä vaikutusrakenteen, jonka kautta eri hankevaihtoehtojen tai hankkeiden vaikutuksia on hänen mielestään mielekkäintä tarkastella.

RIAM -menetelmän avulla hankkeiden ja suunnitelmien ympäristövaikutuksia on mahdollista tarkastella myös yksittäisistä vaikutuksista (esim. rikkipäästöjen vaikutukset läheisessä metsäekosysteemissä) lähtien aina kokonaisuun ympäristökomponentteihin (esim. luontovaikutukset kokonaisuudessaan), jolloin 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 esimerkiksi taloudellisten resurssien puitteissa (vrt. Shakib-Manesh 2004 ja Shakib-Manesh 2013).

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 (2007) on artikkelissaan todennut, ympäristövaikutusten dokumentoinnissa yleinen taipumus on korostaa positiivisten vaikutusten merkittävyyttä samalla hankkeen haittoja minimoiden. Tällaisissa tapauksissa positiivisten ja negatiivisten vaikutusten keskinäistä suuruutta ja tasapainoa on usein erittäin vaikeata vertailla. RIAM -menetelmässä arvioitavan hankkeen vaikutukset käsitellään samojen pisteytysperiaatteiden mukaisesti riippumatta siitä, parantavatko ne vai heikentävätkö ne ympäristön tilaa. Näin hankkeen hyötyjä ja haittoja on mahdollista arvioida suoraan eri vaikutusten saamien ympäristövaikutus-pisteiden avulla.

Laskennallisesti ympäristövaikutuksen suunnan määrittely suoritetaan mallissa vaikutuksen suuruutta kuvaavan kriteerin (A2) kautta, jonka etumerkki 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.

Wang ym. (2006) ovat tutkimuksessaan kuitenkin voimakkaasti myös 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 periaatteellisena tavoitteena on löytää optimaalinen ratkaisu useiden vaihtoehtojen joukosta. Tästä kriitikkistä on rivien välistä luettavissa kuitenkin ne 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 kuitenkin tässä ongelmanratkaisutavassa, miten arviointi ja sen tulokset pystytään esittämään YVA:a seuraaville tai siinä mukana oleville ihmisille ymmärrettävästi. Ympäristön ja sen epävarmuuksien tarkka mallintaminen monimutkaistavat usein huomattavasti mallien laskennallista taustaa, jonka yleiskielinen esittäminen on YVA -menettelyssä suuressa roolissa. Tässä suhteessa RIAM toimiikin paremmin.

5.2.2. Suuntia RIAM:n kehittämiseksi

Vaikka RIAM tarjoaa jo alkuperäisessä muodossaan useita merkittävyyden arvioinnin kannalta tärkeitä hyötynäkökohtia, on menetelmässä silti vielä tarvetta ja mahdollisuuksia kehitystyölle. Kuten Pastakia (1998) itse artikkelissaan toteaa, ei RIAM:n herkkyys sellaisenaan välttämättä riitä herkkien alueiden ympäristövaikutusten arviointiin, joissa 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 orjallisesti alkuperäiseen arviointikriteeristöön, eivätkä ole laajemmin arvioineet saamiaan tuloksia, niiden kattavuutta tai tarvetta arviointirakenteen laventamiseen tai uusien pisteytyskriteerien määrittelyyn.

Yleisestä ympäristövaikutusten merkittävyyttä koskevasta kirjallisuudesta arvioinnin suorittamiseen on kuitenkin löydettävissä paljon muitakin arviointiperusteita, jotka vastaavat periaatteiltaan RIAM -mallissa jo arvioitavia vastaavia perusteita (Rossouw 2003, Cloquell-Ballester et al. 2007). Muiden kriteerien käytännön toimivuudesta RIAM:n yhteydessä on olemassa vasta vähän tutkimustietoa samoin kuin siitä, miten kriteerien määrän kasvattaminen vaikuttaa mallin laskentakaavan antamiin tuloksiin tai kriteerien välisiin suhteellisiin painoarvoihin (ks. kuitenkin Ijäs et al. 2010). Lisäksi käytettävänä kriteereinä voi tulla kyseeseen mm. kohteen herkkyys. Myös arviointiasteikkoja on mahdollista laajentaa.

RIAM -mallin kriteerien kohdalla käytetty tapa luokitella vaikutukset ehdottomien jakoperusteiden avulla voi joissain tapauksissa osoittautua myös huomattavan hankalaksi, jos vaikutusten luonteessa on havaittavissa olevia piirteitä kummastakin luokitteluperusteesta. Esimerkiksi vaikutuksen kestoajaa tarkasteltaessa mustavalkoinen määrittely periaatteella pysyvä vs. väliaikainen saattaa usein tuntua arvioijan mielestä epäsovivalta jakoperusteelta, jos ympäristövaikutuksen voidaan selkeästi tulkita päättyvän tietyn ajan kuluessa toiminnan loppumisesta. Luokitellaanko esim. viisi vuotta kestävä vaikutus 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 ja hyväksyttävästi ympäristövaikutusten kannalta ja miten se sijoittuu suhteessa pisteytysasteikon muihin arvoihin.

Kiitokset

Kiitämme tämän tutkimuksen tukemisesta Jyväskylän yliopistoa, Jenny ja Antti Wihurin säätiötä, Suomen Akatemiaa, Maj ja Tor Nesslingin säätiötä sekä Life+ IMPERIA EU -hanketta (viite LIFE11 ENV/FI/905). Mika Marttunen luki ystävällisesti käsikirjoituksen ja teki siihen hyviä korjausehdotuksia.

7. 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.
- Asikainen, P. 2007: EU-rahoitteiset ympäristöhankkeet Keski-Suomessa - Euroopan Unionin rahoitusinstrumenttien vaikuttavuuden vertailua. - Pro Gradu, Jyväskylän yliopisto, Bio- ja Ympäristötieteiden laitos
- 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
- Briggs, S. & Hudson, M.D. 2013: Determination of significance in Ecological Impact assessment: Past change, current practice and future improvements. - *Environmental Impact Assessment Review* 38: 16–25.
- Canter, L. 1996: *Environmental Impact assessment*, 2nd ed. - McGraw-Hill International editions, USA, 660 ss.
- 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.
- 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.
- Hildén 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.
- Ijäs, A 2008: RIAM -menetelmän (Rapid Impact Assessment Matrix) kehittäminen ympäristövaikutusten merkittävyyden arvioinnin näkökulmasta. - Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto. Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta. 45 s.
- Ijäs, A., Kuitunen, M.T. & Jalava, K. 2010: Developing the RIAM; method (rapid impact assessment matrix) in the context of impact significance assessment. - *Environmental Impact Assessment Review* 30: 82-89.
- Jalava K. 2003: Ympäristövaikutusten vertailu hankkeiden välisessä arvioinnissa RIAM-menetelmää käyttäen. - Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto. Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta. 45 s.
- 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., Pölönen 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. 2007: Impact significance determination – pushing the boundaries. - *Environmental Impact Assessment Review* 27: 770–788.
- 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.

- Rossouw 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. 2004: Vesistökuunnostuskohteiden priorisointi – tapaustutkimus Sotkamossa. - Pro gradu - tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja Ympäristötieteiden laitos, 36 s.
- Shakib-Manesh, T., Hirvonen, K.O., Jalava, K.J. & Kuitunen, M.T. 2013: Ranking of the small scale proposals for water system repairing using the modified Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM). - Käsikirjoitus.
- 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.