

Metlan työraportteja 52: 89–104

Virkistysarvomarkkinat ja ekosysteemilähestymistapa

Arto Naskali

1 Johdanto

Ihminen on muiden lajien tavoin riippuvainen terveistä ja toimivista ekosysteemeistä. Meistä on kuitenkin tullut biosfääri-ihmisiä ekosysteemi-ihmisen sijaan. Ylivertaisen teknologian avulla voimme käyttää hyväksemme ekosysteemejä, jotka sijaitsevat toisella puolella maapalloa. Emme siten ole täysin riippuvaisia välittömästä asuinympäristöstämme. Tämä koskee paitsi ravinnon ja materiaalien saamista entistä enemmän myös esteettisiä elämyksiä ja virkistäytymistä. Luontomatkailu perustuu eri puolilla maapalloa säilyneeseen ekosysteemiseen monimuotoisuuteen ja ekosysteemien toimivuuteen – niiden terveyteen.

Ekosysteemeihin kohdistuvien paineiden kasvaessa tulee entistä enemmän kiinnittää huomiota niiden toimivuuden turvaamiseen. Niinpä on kehitetty niin sanottu ekosysteemilähestymistapa (Jäppinen ym. 2004). Sen soveltaminen on kuitenkin vaikeaa. Ympäristön käytön arvostukset, kulttuuri ja yhteiskunta kun muuttuvat nopeammin kuin instituutiot. Ekosysteemilähestymistavan toimeenpanoa voidaan kuitenkin helpottaa muun muassa luomalla luonnonarvo- ja virkistysarvomarkkinoita.

Tarkastelen tässä artikkelissa virkistysarvomarkkinoita keinona toteuttaa ekosysteemilähestymistapaa. Esittelen ensin perusasioita luonnonarvo- ja virkistysarvomarkkinoista, jonka jälkeen selostan metsätalouden paradigmanuutosta kohti systeemilähestymistapaa. Erityistä huomiota kiinnitän ekosysteemipalveluihin ja pohdin, miksi näiden, kuten maisema- ja virkistysyötyjen, tuottaminen edellyttää luonnonkäyttäjien toimenpiteiden koordinoimista laajassa maisemamittakaavassa. Havaitseen, että markkinat epäonnistuvat sekä ekologisessa että esteettisessä mielessä optimaalisen maiseman tuottamisessa. Sen vuoksi tarvitaan maanomistajien yhteistoimintaa. Niinpä selvitän, miten tällaista yhteistoimintaa voidaan edistää luomalla uudenlaisia ekosysteemimarkkinoita. Loppuyhteenvedossa korostan markkinoiden luomisen myönteisiä puolia sekä tuon esiin luonnonarvo- ja virkistysarvokaupan eroja.

2 Luonnonarvo- ja virkistysarvokauppa

Luonnonarvokauppa on menetelmä, jossa maanomistaja sopimuksesta ylläpitää tai lisää luonnonarvoja metsässään ja saa tästä tuloa luonnonarvojen ostajalta kuten valtiolta tai metsien suojelusta (Syrjänen ym. 2007). Luonnonarvokauppa perustuu valtakunnallisiin kriteereihin, jotka pohjautuvat luonnonsuojelubiologiaan. Luonnonarvokaupassa on kyse pienialaisten luonnonkohteiden määräaikaisesta suojelusta. Keskeisenä ajatuksena luonnonarvokaupassa on suojelutoimien vapaaehtoisuus maanomistajille. Talousmetsien luonnonhoitoa ja luonnonhoitohankkeita rahoitetaan erikseen metsätalouden ympäristötuella eli perinteisellä positiivisella markkinaperusteisella kannustimella.

Metsillä on suuri merkitys luontomatkailuelinkeinon kehittämisessä. Etelä-Suomen metsistä valtaosa on kuitenkin yksityisessä omistuksessa. Valtion ja kuntien metsänomistus ei tällöin riitä takaamaan maisema- ja virkistysarvojen kysyntää varsinkaan paikallisesti. Metsien käyttöä koskevien erimielisyyksien voidaan olettaa lisääntyvän ilman uusia ohjauskeinoja. Normaali metsänkäsittelyhän saa aikaan maisemahaittoja johtuen avohakkuista ja joskus metsänhoitotoimenpiteiden viivästyisestä. Tämän ongelman ratkaisemiseksi Maa- ja metsätalousministeriön tulevaisuuskatsauksessa (Maa- ja metsätalousministeriö 2006) ehdotetaan erityisen maisema- ja/ tai virkistysarvokaupan kehittämistä. Voidaan myös puhua metsämaiseman vuokrauksesta.

Virkistysarvokaupassa sovellettavat kriteerit ovat yleensä paikallisia. Virkistyskäyttösopimuksilla metsänomistaja sitoutuu ylläpitämään metsän tiettyjä piirteitä, välttämään tiettyjä toimenpiteitä, kuten avohakkuuta, tai parantamaan metsän virkistysarvoa esimerkiksi maisemahakkuilla. Sopimusteitse voidaan vaikkapa määritellä, että hakataan varovasti tai istutetaan nopeasti kasvavia puulajeja. Kysymys on tällöin luonnon- ja kulttuurimaiseman hoidosta ja käytöstä, ei pelkästään kohteiden säilyttämisestä tai määräjäksi koskemattomaksi jättämisestä kuten luonnonarvokaupassa. Virkistysarvokaupassa maisemahyödyille kehitetään sopimuksia ja palkkionmaksukäytäntöjä. Ostajina voivat olla valtion lisäksi paikallinen asukas, matkailuyrittäjä, kyläyhdistys, virkistysalueääitiö ja joskus myös kunta. Mökkikiinteistöjen kaupalliseen arvoon vaikuttaa ympäröivä maisema joskus jopa huomattavasti. Kesämökkien kaupoissa ja varsinkin matkailukeskusten kiinteistöjen kaupoissa liikkuvat isot rahat. Koska ympäröivä maisema muodostaa merkittävän osan lomakiinteistöjen kaupallisista arvoista, olisi kohtuullista, että maisemia ylläpitävät maanomistajat saisivat oman osansa tästä arvosta. Luonnon matkailukäyttö voi myös olla paljon intensiivisempää kuin pelkkä jokamieskäyttö.

Jos luonnonarvokauppa kohdistuu yksittäisiin pieniin mutta laajassa mittakaavassa edustaviin kohteisiin, virkistysarvokauppa tyypillisesti suuntautuu laajoihin spatiaalisiin mittakaavoihin. Luonnonvarajärjestelmää ja luonnonvarayksiköitä ei voida erottaa toisistaan. Perusongelmana on, että matkailijoiden tai virkistyskäyttäjien tarvitsemien maisemien hyöty ei muunnu maanomistajien tuloksi. Maisemahyötyjä tuotetaan tai turvataan siksi liian vähän. Matkailuelinkeinolla ja maanomistajalla saattaa kuitenkin olla yhteinen intressi. Maanomistajahan voi haluta maidensa monikäytömahdollisuuksien paranevan. Niinpä hänen pitäisi saada tuloa myös matkailun kautta. Tällöin lisäkannustimena voi toimia maanomistajille maksettava korvaus/palkkio tarpeellisista luonnonhoito- tai suojelutoimenpiteistä, joista he itse hyötyvät vain osittain tai eivät hyödy lainkaan.

Useimmat ekologiset palvelut ovatkin jonkinasteisia julkishyödykkeitä eli maanomistajilla on vain vähäinen kannustin tai ei ole kannustinta lainkaan suojella, tuottaa tai laajentaa niiden tarjoamista. Maisemahyödykkeen tuottaja ei käytännössä saa mitään korvausta tai palkkiota. Jos julkishyödykeluonteisia ekosysteemipalveluita ylläpidetään, kaikki voivat nauttia sellaisista ilman

poissuljetuksi tulemisen riskiä ja ilman että heidän harjoittamallaan ekosysteemipalvelujen käytöllä olisi vaikutuksia muihin käyttäjiin. Ääritapauksessa yhdistyvät vapaa pääsy (*open access*) ja ei-kilpailevuus (*non-rivalry*). Virkistyskäytön ja matkailun maisemat ovat kuitenkin helposti *common pool* -luonnonvaroja jolloin niitä luonnehtii vapaa pääsy (*open access*) ja kilpailevuus (*rivalry*). Ne ovat samalla sellaisia hyödykkeitä, joihin liittyy korkeat poissulkemiskustannukset (*high exclusion cost good*). Maanomistajalla on vain rajalliset mahdollisuudet sulkea pois virkistyskäyttäjät mailtaan eli estää heitä liikkumasta niissä tai nauttimasta niiden maisemista.

3 Ekosysteemilähestymistapa ja kestävä metsätalous

Ihmisen kannalta tietty elinympäristö (esim. metsä, suo, tunturiluonto, kallio, harju, sisävesi, meri, ranta, maatalousympäristö, rakennettu alue) on multifunktionaalinen (monitoiminnallinen) luonnonvarajärjestelmä. Tällainen ekologisen systeemin monimutkaisuus on jo itsessään luonnollinen perusta luonnonvara- ja ympäristöiririidoille. Vaikka järjestelmän ymmärtäminen perustuu tänä päivänä korkeatasoiseen tieteseen, jää olennaista epävarmuutta ja tietämättömyyttä siitä huolimatta jäljelle (Wittmer ym. 2006). Lisäksi yhteiskunta ja sen ekosysteemit on vähitellen alettu ymmärtää molemmat paitsi kompleksisina myös toisistaan riippuvaisina (yhteiskehittyvinä) sosioekologisina järjestelminä (esim. Warren 2005).

Monimutkaisina ekosysteemeinä metsät suorittavat monia toimintoja ja tarjoavat erilaisia palveluja. Joidenkin tällaisten toimintojen lisääminen tai ylläpitäminen metsää hoitamalla voi kuitenkin vähentää tai lisätä muiden toimintojen tasoa yli ajan. Ekosysteemipalvelut vaihtelevat hoitotavan mukaan. Yleensä vain vähäinen merkitys annetaan metsien elämää ylläpitäville ja säänteleville toiminnoille ja sen sijaan painotetaan puuntuotannon, metsästyksen ja nykyisin myös luontomatkailemisen merkitystä. Metsätalous etenkin boreaalisella vyöhykkeellä on keskittynyt pääasiassa hakkuukelpoisen havupuun tuotantoon, mutta viime vuosikymmeninä on yhä enemmän alettu korostaa monikäyttöasetelmaa (Andersson ym. 2006). Kestävä metsänhoito (*Sustainable Forest Management*, SFM) on samalla noussut hallitsevaksi paradigmaksi eri metsävyöhykkeitä koskevissa metsätieteellisissä ja -poliittisissa keskusteluissa ja se on lähes syrjäyttänyt kestävä puuntuotoksen (*Sustainable Yield Timber Production*, SYTM) paradigman (Kant 2003, 2004, 2007, Wang 2004).

Syitä paradigman muutokseen ovat olleet 1) pyrkimys kestäväan kehitykseen eli metsiä tulee hoitaa ekologisesti, taloudellisesti, sosiaalisesti ja kulttuurisesti kestävästi, 2) biodiversiteetin suojelun yhdistäminen luonnon kestäväan käyttöön (ekosysteemilähtöiset periaatteet metsien käytössä ja hoidossa) sekä 3) metsätalouden muuttuminen puuntuotannosta monikäyttöön. Kestävä metsänhoito onkin kehittynyt käsitteestä, jossa viitataan metsänhoitotapaan, jonka tavoitteena on saavuttaa kestävä puutavaran tuotos, käsitteeksi, jota on laajennettu sisältämään ekologisia ja sosiokulttuurisia näkökohtia. SFM nähdään nyt adaptiivisen-hoidon (AM) käsitteen kanssa ekosysteemilähestymistavan (EA) tai ekosysteemin hoidon (EM) komponenttina (Dekker ym. 2007). AM on joustava lähestymistapa muutoksen ja epävarmuuden käsittelemiseksi. Dekkerin ym. (2007) mukaan politiikka-asiakirjoissaan Suomi kyllä mainitsee termit EM ja SFM, mutta kovin tuotantosuuntautuneilla metsänhoidon tavoitteilla. Paradigman muutoksesta Suomessa ei oikein voida vielä siten puhua. Merkittävä syy tähän on tietysti korkea puuraaka-aineesta maksettava hinta.

Ekosysteemin hoidon (EM) käsitettä joka tapauksessa on viime vuosina alettu käyttää yhä enemmän sekä tieteellisessä kirjallisuudessa että poliittisissa asiakirjoissa. Monista epäselvistä mää-

ritelmistään ja merkityksistään huolimatta ekosysteemin hoito on tällä hetkellä yksi johtavista lähestymistavoista metsäpolitiikassa ja metsien hoidossa eri puolilla maailmaa (ks. Meffe ym. 2002). Termiä ja sen sisältöä on erityisesti kehitetty Pohjois-Amerikassa. Sen hahmottuminen liittyy pyrkimykseen löytää systemaattisia lähestymistapoja hoitaa luonnonvaroja vähintään maisemamittakaavassa. Biodiversiteettisopimuksen kautta se on tullut osaksi metsäpolitiikkaa myös Euroopassa.

Biodiversiteettisopimuksen toteutuksen yhteydessään, vuosina 1995–2004, kehitettiin periaatteet (12 kpl) ja toimintaohjeet (5 kpl) erityiselle ekosysteemilähestymistavalle (EA), jolla pyritään edistämään biologisen monimuotoisuuden suojelua, hoitoa ja kestäväää käyttöä kokonaisvaltaisesti (Jäppinen ym. 2004). Tämän ekosysteemejä toiminnallisina ja kokonaisina yksikköinä tarkastelevan sekä ekosysteemien rakenteisiin, prosesseihin, toimintoihin ja vuorovaikutussuhteisiin keskittyvän systeemilähestymistavan ydinajatuksena on turvata ekosysteemien toiminta ja toimivan ekosysteemin tuotteet, ekosysteemipalvelut. Ekosysteemilähestymistapaa sovellettaessa ekosysteemipalvelut saavatkin arvoisensa huomion, mikä toimii myös kannustimena niiden turvaamiselle. Biodiversiteettisopimuksen puitteissa on lisäksi kehitetty ekosysteemilähestymistavan periaatteille läheiset biodiversiteetin kestävän käytön periaatteet (Urho 2007).

Ekosysteemin hoito on kuitenkin enemmän kuin vain tekninen luonnonhoidon lähestymistapa. Se käsittelee ihmisen asemaa luonnossa ja luonnonvarojen paikkaa ja toimintaa yhteiskunnassa. Se esimerkiksi vastustaa perinteistä metsänhoitoa, joka on pääasiassa keskittynyt optimoimaan yksittäisten tavaroiden ja palvelujen tarjontaa. Ekosysteemin hoidossa tärkeintä on löytää uusi – ei-dualistinen – suhde ihmisen ja luonnon välille sekä ylläpitää ekosysteemien eheyttä ja/tai terveyttä, toisin sanoen ei keskitytä vain tavaroihin ja palveluihin. Luonto nähdään enempänä kuin ihmiselämää ylläpitävänä järjestelmänä eli myös itseisarvoisena. Monenlaisia argumentteja onkin esitetty puolustamaan ekosysteemin hoitoa: ensinnäkin katsotaan, että kestävyteen pääsemiseksi on välttämätöntä sisällyttää ekosysteemin dynamiikka metsänhoitoon (mm. pienet ja suuret häiriöt, kuolevien ja kuolleiden puiden läsnäolo, lajien ja ikien mosaiikkien siirtymät) ja toiseksi, jotta ylläpidetään metsän funktiot näiden dynamiikkojen valossa, hoitostrategioiden täytyy keskittyä ekosysteemien säilymiseen ja vakauteen. Luonnonsuojelussakaan ei aina tulisi pyrkiä kompositio-naaliseen muuttumattomuuteen maailmassa, joka on joka tapauksessa ympäristöllisesti dynami-nen. Tärkeä tavoite on seurata luonnollista vaihtelevuutta ja dynamiikkaa yhtä hyvin kuin myös huomioida täysi sosio-ekonominen konteksti luonnonhoidossa. Ekosysteemin hoito on sosiaalinen prosessi, jossa inhimilliset arvot ovat tärkeitä ja siksi sen soveltaminen vaatii osallistavia päätök-sentekoprosesseja, joihin eri asianosaiset tulevat mukaan. Käyttöön onkin yhä enemmän otettu laajoja tieteiden välisiä käsitteitä, kuten juuri ekosysteemin hoito ja adaptiivinen (ekosysteemin) hoito sekä yhteistoiminnallinen (*collaborative*) päätöksenteko (Keough ja Blahna 2006).

Ekosysteemin hoidon lähestymistapa merkitsee dramaattista erkanemista tavanomaisesta luonnonvaran hoidosta, joka perustuu aina kerrallaan yhden luonnonvaran hyödyntämisen rationaali-suuteen. Moderniteetin aikakaudellahan luonnonvarat nähtiin enimmäkseen singulaarisina ja niitä hyödynnettiin näennäisesti yksinkertaisista ekosysteemeistä (Sandberg 2006). Ekosysteemin hoito kuitenkin haastaa luonnonvarojen käyttöä tutkivien tieteenalojen tavanomaiset populaatio-ja tuotoslähestymistavat. Koska olennaiset ekosysteemin elementit eivät koskaan ole vakaassa ti-lassa, tarvitaan adaptiivista ekosysteemin hoitoa (AEM). Niin kauan kuin ekosysteemitoinnnot ovat turvassa kynnysvaikutuksilta, ekosysteemi kykenee jatkamaan ekosysteemipalvelujensa tuotantoa ja pystyy korjaamaan itseään ulkoisten vaikutusten jälkeen eli se on palautuva, resilientti. Joskus ekosysteemien palautuvuus kuitenkin vaarantuu. Ekosysteemin epäonnistumisesta tulee tällöin julkinen paha riippumatta siitä kuka maan omistaa.

Menestyksellinen ekosysteemin hoito on poikki- ja monimittakaavaista (multiskalaarista). Maa-alan tarjoamien tavaroiden ja palvelujen yhdistelmä ja arvo samalla selvästi riippuu valitusta analyysimittakaavasta (spatiaalinen ja ajallinen). Ekosysteemin hoidossa (mm. metsäekosysteemin hoidossa) siten sovitetaan maisematason näkökulmaa maa-alueen hoitoon. Hoito keskittyy dynaamisiin prosesseihin, jotka menevät kaikkien rajojen yli. Puhutaan maisemamittakaavasta ja maisemaekologiasta. Maisema itsessään sekä ekologisessa että esteettisessä merkityksessä on spatiaalisesti heterogeeninen alue, joka koostuu monista rajaamattomista ekosysteemeistä. Maisemaekologiassa maisemamuodot (erityisesti rakennepiirteet) vaikuttavat ekologisiin prosesseihin ja sitä kautta merkittäviin ekosysteemitointoihin ja saatavien ekosysteemitavaroiden ja -palvelujen yhdistelmiin. Maisemaekologian perusajatus on, että spatiaaliset muodot ja ekologiset prosessit ovat yhteydessä toisiinsa [*Spatial (land) patterns* → *Ecological processes* → *Spatial (land) patterns*], jolloin ekologisten prosessien, toimintojen ja palvelujen muutokset voidaan havaita ja ennustaa spatiaalisten muotojen muutoksilla (Naveh ja Lieberman 1994). Eri kasvillisuustyyppijä edustavien kuvioiden väliset yhteydet vaikuttavat lajien populaatioiden säilymiseen yli ajan.

On siten osoittautunut tarpeelliseksi alkaa käsitteellistää metsällisten käytäntöjen moninaisuutta (pluraliteettia) kestävän metsänhoidon monimutkaisessa kontekstissa. Muutosten lähtökohtana tällöin on julkisten etujen laajeneminen metsän moniin toimintoihin (funktioihin) ja sellaisten asianosaisten lukumäärän lisääntyminen, jotka haluavat itselleen osallistumisoikeuden metsänhoidon päätösprosesseihin. Tässä mielessä kestävän metsänhoidon moninaisuus koostuu vähintään kolmesta ulottuvuudesta: (i) moninaisuus metsiin liittyvissä tuotteissa, palveluissa ja toiminnoissa, (ii) moninaisuus siinä, kuinka metsiä hoidetaan teknisesti ja operationaalisesti kohtaamaan yhteiskunnallinen kysyntä ja (iii) moninaisuus päätöksenteossa ja metsän hoidon osallistumisprosesseissa. Kysymys on näin ollen siitä kuka metsää hoitaa ja kenelle metsää hoidetaan. On jopa alettu puhua vain puuntuotantoon keskittymisen jälkeisestä ajasta (post-timberismistä) erotuksena viime vuosikymmeninä vallinneesta ”timberismistä” (Wang ja Wilson 2007). Näiden välinen ero selviää tarkastelemalla post-timberismin pääsisältöä. Ei-puuhun perustuvat metsätuotteet ovat sen ensimmäinen, metsään liittyvä virkistys toinen ja metsän ympäristölliset ja ekologiset palvelut kolmas keskeinen ominaisuus. Kestävän metsänhoidon moninaisuus heijastaa yhteiskunnan kasvavaa kiinnostusta monimuotoisiin metsän arvoihin.

4 Instituutioiden huono sopeutuminen

Kattavaa ekosysteemilähestymistä on kuitenkin vaikea toteuttaa. Alettaessa operationaalista ja soveltaa ekosysteemiperiaatteita ongelmat nopeasti kasvavat. Ne oikeudet, jotka moderniteetin aikana annettiin luonnonvaraa hyödyntäville toimialoille, osoittautuvat helposti esteeksi ekosysteemilähestymistavan soveltamiselle (Sandberg 2006). Huomataan, että ekosysteemin hoidolle sopivat instituutiot ovat vielä työstämättä ja on lopulta epäselvää, kenen kuuluisi omistaa ekosysteemi tai kellä kuuluisi olla erityiset oikeudet ja velvollisuudet suhteessa ekosysteemiin. Luonnonkäytön ristiriitojen ja ympäristöongelmien juuret ovatkin institutionaalisessa ympäristössä. Erimielisyydet voivat esimerkiksi johtua erilaisista käsityksistä maahan liittyvistä omistus- ja käyttöoikeuksista.

Ympäristön köyhtyminen ja niukkeneminen yhdessä teknologisen kehityksen ja arvojen muutoksen kanssa ovat kuitenkin tekijöitä, jotka jatkuvasti haastavat *status quo* -omistusoikeuksia (Bromley 1989). Niukkuudesta syntyy ristiriita ja niistä yhdessä syntyy ihmisten välinen keskinäinen riippuvuus. Instituutioiden muotoilu puolestaan on yhteiskunnan ristiriitojen luovaa ratkaisemista: neuvotellaan uusien järjestelmien määrittämisestä ja arvioidaan niiden kykyä tuottaa haluttuja tuloksia. Lähtökohtana ovat vanhat mutta uuteen tilanteeseen sopimattomat instituutiot ja luonnon ekologinen yksinkertaistuminen.

Ongelmien ratkaisemiseksi joudutaan siten tavalla tai toisella muuttamaan instituutioita eli määrittämään uudestaan oikeuksia ja velvollisuuksia ihmisten keskinäisissä suhteissa luonnon käyttöön liittyen. Historiallisestihan maahan kytkeytyvät omistusoikeusjärjestelmät ovat kehittyneet turvaamaan aikoinaan arvokkaina pidettyjä hyödyketuotannon muotoja viime vuosina havaittujen epäsuorien ja tärkeiden ekosysteemikäyttöjen kustannuksella. Niinpä olemassaolevat omistusoikeusregiimit helposti epäonnistuvat. Ekosysteemikäsitteen käyttö (ekosysteemilähestymistapa) voikin edellyttää kokonaan uudenlaista tapaa organisoida ihmisen suhde ympäröivän luonnonmaailman kanssa. Erityinen ekologinen omistusoikeusteoria jopa vaatisi perusteellista muutosta yksilöiden oikeuksissa ja vastuissa omistaa ja käyttää maata (Haddad 2001). Epävarmuuden lisäksi ympäristöongelmia ja -ristiriitoja luonnehtii erityisesti yhteistoiminnan puute.

Uusille arvoille kuten biodiversiteetille tai ekosysteemin rakenteesta ja prosesseista riippuvien toimintojen mahdollistamille ekosysteemipalveluille ei siten ole kehittynyttä omistusinstituutiota. Vail ja Hultkrantz (2000) puhuvatkin instituutioiden huonosta sopeutumisesta (*mal-adaption*) viitaten epäonnistumiseen yhteiskehityksessä (*co-evolutionary failure*). Omistusinstituutiot, jotka aikaisemmin sopeutuivat objektiivisiin olosuhteisiin ja subjektiivisiin tarkoituksiin, voivat osoittautua tehottomiksi kun olosuhteet ja tarkoitukset muuttuvat. Niinpä olisi oltava selvillä siitä, miten omistusoikeudet ovat tulleet huonosti sopeutuneiksi aikojen kuluessa. Samalla voisi myös vahvistua käsitys siitä, että mitään näkymätöntä kättä – luonnon spontaania järjestystä – joka muotoilisi instituutiot aina uudestaan ekologisesti sopivimmiksi, ei voida olettaa olevan olemassa. Instituutioiden muuttaminen on kaiken kaikkiaan haastava tehtävä. Sitä edistävät muutokset uskomusjärjestelmämme, eli tavat, joilla ymmärrämme yhteydet ja suhteet reaali maailmassa sekä inhimillinen intentionaalisuus (North 2005).

Filosofi John Lockelta peräisin on ajatus luonnollisesta oikeudesta omaisuuteen (Dragun 1999, Haddad 2003). Siihen myös perustunee konservatiivinen ajatus institutionaalisen *status quo anten* (vallitseva oikeuksien jako) luonnollisuudesta. Jeremy Bentham korosti kuitenkin ajatusta yksilöiden ja valtion vallasta määrittää oikeuksia ja velvollisuuksia. Hänen ajattelussaan oikeudet ja lait eivät ole olemassa valmiina (luonnollisina tai jumalallisina) vaan ne ovat julkisen vallan toiminnan tuotteita. Myös Richard Tawney näki omistusoikeudet poliittisina (sosiaalisina) konstruktioina. John R. Commons puolestaan korosti talusprosessin ja lain erottamattomuutta. Hän näki valtion hiljaisena osapuolena myös kaikissa yksityisissä liiketoimissa eli kaikki taloudellinen toiminta on osaksi pakotettua (*rationing transactions*). Tärkeä kysymys onkin se, kuka kykenee kontrolloimaan ja käyttämään hyväkseen niin sanottua lainsäädännöllis-taloudellista yhteenliittymää (*the legal-economic nexus*) eli hallitsee lainsäädännöllis-taloudellista pysyvyyttä ja muutosta (Samuels 1989, Mercurio 2001).

Filosofi Eugene Hargroven (1989) mukaan vakavin seuraus Locken omaisuusteoriasta on sen pohjalta kehittynyt epämoraalinen ja -sosiaalinen asenne, joka on rohkaissut maanomistajia käyttäytymään epäsosiaalisesti ja ajattelemaan, että heillä ei ole mitään moraalista velvollisuutta suojella ja varjella luontoa tai huolehtia ilman korvausta tai palkkiota muista yhteisönsä jäsenistä, joihin heidän toimenpiteillään on vaikutusta. Onko maanomistajalle siis aina maksettava kompensatiota, jos elinympäristön säilyttämisen ja sen toimintojen turvaamisen vaatimus muuttaisi hänen maankäyttösuunnitelmaansa? Rationaalisuus ei edellytä yksilöllisen hyödyn maksimointia. Ihmiset voivat myöskin olla sosiaalisesti tai yhteistoiminnallisesti rationaalisia, jolloin he ottavat muiden edut huomioon. He voivat olla halukkaita luopumaan osasta voittoa etsiessään sellaisia ratkaisuja, jotka ovat ryhmän kannalta parhaimpia (Vatn 2006). Metsänomistajan saama hyötyvirta (tulo, voitto) on aina poliittinen konstruktio. Kysymys on siitä, mitkä ympäristökustannukset saadaan siirtää muille ja mitä hyötyjä muille ei tarvitse tuottaa tai turvata. Erotuu poliittinen *status*

quo ante ja ympäristöllinen *status quo ante*. Ne voivat olla erilaisia, jos maanomistajien poliittinen voima on suuri. Mutta myös jo ympäristöllinen *status quo ante* (onko asioiden ”luonnollista” tilaa parannettu tai huononnettu) on määritettävä poliittisesti eli siis mikä ympäristön tila katsotaan siksi referenssitilaksi, josta poikkeamisesta joko rangaistaan tai palkitaan (Bromley 2000).

5 Maisemamittakaavan markkinaepäonnistuminen

Muutos huomion keskipisteessä aiheuttaa paljon haasteita, kuten tarpeen parantaa luonnon tieteellistä ymmärtämistä, etsiä uusia tulovirtoja, ottaa mukaan avainasianosaisia ja koordinoita toimintaa maisemamittakaavassa. Maisemittakaavassa tapahtuva toimintojen koordinoiminen on erityisen tärkeää, koska ekosysteemipalvelujen tarjoaminen edellyttää erityisiä maisemamuotoiluja. Maisemamuotoilulla on kaksi kriittistä komponenttia: kompositio ja konfiguraatio (kokoonpano). Maisemakompositiolla viitataan kokonaisuuteen/käyttötapa kun taas kokoonpanolla viitataan maanpeiton/käyttötapa spatiaaliseen järjestäytymiseen maisemassa (kuvioiden mosaiikki ja kytkeytyneisyys) (Goldman ym. 2007).

Mittakaavaongelmien vuoksi yksilölliset omistajat yksin toimiessaan eivät voi tuottaa sosiaalisesti optimaalista ekosysteemitavaroiden ja -palvelujen yhdistelmää. Maisemamittakaavassa toimivat ekologiset prosessit nostavatkin esiin uudenlaisia kysymyksiä markkinoiden kyvystä automaattisesti kohdentaa maata riittävästi eri käyttöihin. Puhutaan maisemamittakaavan markkinaepäonnistumisesta (*market failure on the landscape scale*) (Gottfried ym. 1996). Koska ei ole kollektiivista luonnonhoidon regiimiä, ei ole yhteiskunnallista optimiakaan. Optimia ei voida saavuttaa olemassaolevien ja edes selvästi määritettyjen omistusoikeuksien puitteissa ilman ulkopuolista interventiota. Olisi oltava orkesterinjohtaja; tarvitaan suunnittelua ja koordinaatiota poikki maiseman ja maanomistuksen rajojen eli tarvitaan monimittakaavaista maankäytön suunnittelua ja luonnonhoitoa. Edes mahdollisimman puhtaassa markkinataloudessa, jossa maanomistajat tekevät maankäyttöpäätöksiään, esimerkiksi metsähoidollisia ratkaisuja, desentralisoidusti ja sääntelemättömästi, markkinamekanismi ei luo optimaalista maisemaa, missä kaikki maasta saatavat yhteiskunnalliset arvot olisi riittävästi otettu huomioon.

Metsikön taloudellinen arvo tietysti riippuu aina sen taloudellisesti merkittävien tavaroiden ja palvelujen tuotoksesta (tuotosyhdistelmästä). Kuitenkin esimerkiksi valuma-alueen kontekstissa samalla metsikkökuviolla on toinen arvo kuin yksinään tarkasteltuna, johtuen eri metsiköiden tai kuvioiden välisistä vuorovaikutuksista. Arvot ovat kontekstuaalisia. Yksittäisen metsikön arvoa selvitetessä otetaan yleensä ympäröivän maiseman spatiaaliset piirteet tai muodot (*patterns*) annettuina. Mutta maisemassa yksilölliset maankäytöt tuottavat yhteisvaikutuksen, joka määrittää maiseman spatiaaliset piirteet.

Spatiaalisen muodon vaikutusta maiseman tuotosyhdistelmään kutsutaan kokoonpanon ekonomiksi (*economies of configuration*). Koko maiseman tuoteyhdistelmään riippuu olemassaolevasta spatiaalisesta kokoonpanosta, jonka kaikki maiseman päätöksentekijät ovat toisistaan riippumatta yhdessä tuottaneet. Luonnonhoitoa ei sen vuoksi voida kokonaan jättää pienillä mittakaavoilla operoiville tahoille, koska monet luonnonvarat tai uudistuvat prosessit kattavat laajoja mittakaavoja. Kokoonpanon ekonomiat edellyttävätkin työskentelyä maisemissa kokonaisuuksina, ei yksilöllisten omistajien tasolla. Kunkin maanomistajan maa-alalla on merkitystä maiseman tarjoamien tavaroiden ja palvelusten sekoituksen määrittäjänä. Ratkaisuna ongelmaan voisikin olla omistusregiimien muuttaminen yhteisomistukseksi, jolloin halutut asiat ylittävät jokaisen yksilöllisen omistajan kontrollin. Maisemavisio on olennainen ekosysteemipalvelujen tarjonnassa.

Kannustimilla voidaan palkita haluttujen maisemakokoonpanojen ylläpitämistä. Maisemamittakaavan hoidon muotoilua ja toimeenpanoa varten onkin aina yhdistettävä biofyysisiä ja institutionaalisia tarkasteluja.

Kokoonpanon ekonomian vuoksi markkinat epäonnistuvat myös silloin, kun käytetään perinteisiä ulkoisvaikutusten sisäistämisen menetelmiä. Esimerkiksi kaavamaisilla metsikkökohtaisilla maisemanhoito-ohjeilla ei välttämättä saada aikaan hyvää maisemaa ekologisessa ja/tai esteettisessä mielessä maisema- ja aluetasolla. Metsien käsittelyn ohjauksessa tällä hetkellä ei edes tunneta maisemavaihtoehtoa valtion maiden alue-ekologista suunnittelua lukuunottamatta, vaikka kaavoituksessa jopa esteettiset maisemakysymykset saavatkin osakseen huomiota ja luonnonsuojelulaissa mainitaan maisema-alueet. Kokoonpanon ekonomiat tekevät julkisen väliintulon vaikeaksi. Mittakaavaongelmat paljastuvat, kun veroja, tukipalkkioita tai muita talouspolitiikan instrumentteja käytetään sisäistämään maanomistajien toimenpiteiden ulkoisvaikutuksia. Nykyiset taloudelliset kannustinkeinot perustuvat kuvio- tai tilatason lähestymistapaan, jossa kutakin maanviljelijää tai metsänomistajaa palkitaan suojelutoimista tai maisema-arvojen tuottamisesta yksilöllisesti ja kovin kaavamaisesti. Jokaisen maanomistajan tulisi kuitenkin näiden lisäksi saada yksilöllistetty kannustin osallistuakseen vapaaehtoisesti optimaalisen maiseman tuottamiseen. Ongelmana onkin se, miten luodaan sellaisia kannustimia, jotka saavat aikaan maanomistusrajat ylittävää maisemamittakaavan luonnonarvojen suojelua tai ylläpitoa.

6 Ekosysteemipalvelut

Ekosysteemien täydellinen arvottaminen on mahdotonta ekologisen monimutkaisuuden vuoksi. Uudistuvien, elävien luonnonvarojen funktionaalista merkitystä tunnetaan edelleen huonosti. Yksi uranuurtaja on kuitenkin ollut Yhdistyneiden kansakuntien *the Millenium Ecosystem Assessment* -selvitys, joka on pyrkinyt vakuuttamaan poliittisia päätöksentekijöitä ja luonnonvarojen hoitajia ekosysteemipalvelujen merkityksestä inhimilliseen hyvinvointiin (MEA 2005). Arviointi keskittyikin ekosysteemien ja ihmisen hyvinvoinnin välisiin kytkentöihin ja erityisesti ekosysteemipalveluihin eli siinä selvitettiin, miten muutokset ekosysteemeissä vaikuttavat hyvinvointiin. Samalla koottiin yhteen runsaasti tieteellistä näyttöä ekosysteemien muutoksen ja inhimillisen hyvinvoinnin keskinäisestä suhteesta.

Arvioinnissa ihmisen hyvinvoinnin oletettiin koostuvan monesta eri elementistä, joihin kuuluvat paitsi aineellinen perusta hyvälle elämälle myös terveys, hyvät sosiaaliset suhteet, turvallisuus sekä valinnan ja toiminnan vapaus. Siinä huomattiin, että vaikka ihmislaji onkin puskuroinut itsensä ympäristömuutoksia vastaan kulttuurilla ja teknologialla, se on siitä huolimatta perustavanlaatuisesti riippuvainen ekosysteemipalveluiden tasaisesta virtaamisesta. Kuitenkin sekä globaalilta että paikalliselta tasolta löytyy vahvoja todisteita siitä, että ekosysteemien tuottamien palvelujen tuotanto on merkittävästi heikentynyt viimeisten 50–60 vuoden aikana. Ekosysteemipalveluja synnyttävät järjestelmät ovat vaurioituneet, niitä hoidetaan huonosti ja ne ovat monenlaisten uhkien alaisia, mistä vähitellen seuraa ei vain luonnon monimuotoisuuden hupenemista vaan myös elintasomme alenemista ja tuotantokustannusten lisääntymistä.

Vuosituhanen ekosysteemi-arvioinnin johtopäätöksissä korostetaan markkinaperustaisten ohjauskeinojen käytön lisäämistä ja varsinkin markkinoiden luomista – esimerkkinä kiintiökauppa ja ekosysteemipalvelujen tuotantopalkkiot – ekosysteemipalveluiden turvaamisessa. Ekosysteemipalvelumarkkinoiden luomisella ja kehittämisellä voidaan erityisesti lisätä maaseudun ja syrjäseutujen asukkaiden ja toimijoiden hyvinvointia. Tällaiset markkinat voivat myös edistää

kestävää metsänhoitoa. Ekosysteemipalvelut on osoittautunut vaikuttavaksi uudeksi tieteelliseksi termiksi. Erityisesti se näyttää kiinnostavan taloustieteilijöitä. Yksi johtavista ympäristötaloustieteilijöistä Charles Perrings (2006, 10) on todennut:

”The Millenium Assessment has fundamentally changed the landscape in ecosystem service research. By switching attention from the underlying ecological processes and functioning to the services that confer benefits or impose costs on people it has brought the analysis of ecosystem services into the domain of economics... “

Mitä sitten ekosysteemipalvelut ovat? Ekosysteemipalvelut liittyvät ihmisen ekosysteemeistä saamiin hyötyihin. Tällaisiin palveluihin kuuluvat tuotantopalvelut, sääntelypalvelut, kulttuuripalvelut ja ylläpito- tai tukipalvelut (de Groot ym. 2002). Vuosituhannen ekosysteemi-arviointi jakoiakin ekosysteemipalvelut näihin neljään luokkaan. Tuotantopalvelut ovat tutuin luokka, joka kattaa uudistuvat luonnonvarat kuten ravinnon, veden, puutavaran ja kuidut. Myös kulttuuripalvelut ovat tuttuja. Ekosysteemien moninaisuus kytkeytyy ihmiskulttuurien moninaisuuteen – ja päinvastoin, ja ne kattavat muun muassa henkisen ja esteettisen hyvinvoinnin sekä esimerkiksi ekomatkailun. Sääntelypalvelut ovat mekanismeja, jotka määrittävät ekosysteemin kapasiteetin säädellä shokkien ja stressien vaikutuksia ja vastata ympäristöolosuhteiden muutoksiin ilman, että vielä menetetään toiminnallisuutta. Niihin kuuluu laajan mittakaavan palveluja, kuten hiilen sidonta ja ilmaston sääntely, mutta myös paikallisempia kuten jokien ja pohjaveden virtaamien ajoituksen ja määrän sääntely, eroosion ja sedimentoitumisen sääntely, liikaravinteiden ja saasteiden hajotus, lajien lisääntymisen (kantojen) sääntely, pölytys, tuholaisien ja patogeenien sääntely, myrskysuojelu yms. Tuki- tai ylläpitopalvelut puolestaan kattavat sellaiset keskeiset ekosysteemiprosessit, kuten maaperän muodostuksen, fotosynteesin ja ravintokierron, jotka ovat kaikkien muiden palvelujen taustalla. Niiden mukaanottaminen ekosysteemien arvottamiseen voi johtaa kaksinkertaiseen laskentaan, mistä syystä esimerkiksi Hein ym. (2006) eivät suosittele niiden sisällyttämistä ekosysteemien arvolaskelmiin.

Vuorovaikutteisten ekologisten prosessien monimutkaisuudesta johtuen on vaikeaa eristää ja arvottaa vain yhtä ekosysteemipalvelua ilman, että arviointiin vaikuttavat myös muut palvelut. Useimmat ekosysteemipalvelututkimukset ovat kuitenkin keskittyneet vain yhteen ongelman ulottuvuuteen. Harvat tutkimukset ovat tarkastelleet monia toimintoja (*multiple functions*) samanaikaisesti. Monien palvelujen yhtäaikaisuuden huomiotta jättämisellä kuitenkin aliarvioidaan taustalla olevien ekosysteemivarantojen merkitystä taloudelle. Jos keskitytään vain yhteen palveluun, lienee helpointa kohdistaa huomio niin sanottuihin loppuekosysteemipalveluihin (*final ecosystem services*). Niiksi kutsutaan luonnon komponentteja tai toimintoja, jotka nautitaan, kulutetaan tai käytetään suoraan tuottamaan inhimillistä hyvinvointia. Loppuekosysteemipalvelut ovat siten lopputuotteita.

Loppu- ja välituotteiden välinen ero on olennainen asia arvioitaessa ekosysteemimuutosten talous- ja hyvinvointivaikutuksia. Monet elleivät useimmat ekosysteemien komponenteista ja toiminoista ovat välituotteita eli ne ovat välttämättömiä erilaisten palvelujen tuotannolle, mutta eivät ole itsessään lopullisia palveluja. Esimerkiksi virkistystä kutsutaan usein ekosysteemipalveluksi. Kuitenkin olisi sopivampaa tarkastella saatavia hyötyjä, kun käytetään ekosysteemipalveluja sekä muita tavaroita ja palveluja yhdessä. Virkistysyödyt syntyvät loppuekosysteemipalvelujen ja tavannaisten tavaroiden ja palvelujen yhteiskäytöstä (Boyd ja Banzhaf 2007). Matkailuyrittäjähän tuotteistaa ja jalostaa ekosysteemipalvelun ja myy ympäristöpalvelun. Ekosysteemipalveluiden turvaamisen lisäksi virkistysarvokauppaan voikin myös sisältyä ihmistekoista luontopalvelua (aktiivista työtä). Termiä ympäristöpalvelut voidaan silloin käyttää kuvaamaan ekosysteemi- ja

luontopalveluiden yhdistelmää. Luontopalvelut ovat tällöin ihmistekoisia palveluja, joiden avulla ekosysteemipalveluja tuotteistetaan. Ekosysteemi-, ympäristö- ja luontopalveluiden käsitteet olisikin tarpeellista erottaa toisistaan. Erilaisten palvelukäsitteiden määrittelyyn tulisi jatkossa kiinnittää erityistä huomiota. Edellä esitetty jaottelu toimii alustavana ehdotuksena.

7 Yhteistoiminta ja maahan liittyvät omistus- ja käyttöoikeudet

Minkälaiset omistusoikeudet ekosysteemeihin sitten pitäisi määrittää, jotta kestävä kehitys varmistuisi? Minkälaisten maanomistus- ja käyttöoikeuksien puitteissa tarjottaisiin parhaiten ekosysteemitavaroita ja -palveluja, esimerkiksi virkistysmahdollisuuksia? Vähitellenhän olisi muotoiltava aikaisempaa kestävämpiä yhteyksiä omistusinstituutioiden ja esimerkiksi luontomatkailemisen välille. Valtiolla on merkittävä asema ”oikeiden” instituutioiden muotoilemisessa entistä ekosysteemi-perustaisemman ympäristöhallinnan toteuttamiseksi. Ekosysteemiomistaminen merkitsee kuitenkin paljon enemmän velvollisuuksia kuin mitä normaaleihin sadonkorjuuoikeuksiin on liittynyt. Siksi valtio voi olla sopivin ekosysteemien omistaja. Valtiollahan on esimerkiksi verotusmonopoli eli se voi laskuttaa ekosysteemipalvelujen käyttäjiä maksulla, joka voidaan käyttää olennaisten ekosysteemien hoitamiseen, suojelemiseen ja ennallistamiseen. Säätelijätehtävänsä lisäksi valtiot ovat kautta aikojen olleet myös merkittäviä maanomistajia. Julkisessa omistuksessa on maa-alueita, joissa paikallisilla asukkailla on tiettyjä käyttöoikeuksia, mutta jossa oikeus sulkea pois joitakin käyttäjiä ja myydä maata säilyy julkisilla viranomaisilla. Samoja ekosysteemiluonnonvaroja voivat kuitenkin omistaa eri tarkoituksiin eri osapuolet monenkeskeisesti. Ekosysteemitietoonkin sisältyvät kaikenlainen luonnonvarojen hyödyntäminen ja erilaiset käytöt; institutionaalinen kehitys lopulta vain heijastaa tätä (Sandberg 2006).

Valtion maanomistus kohdistuu tyypillisesti suuriin yhtenäisiin maa-alueisiin. Pohjois-Suomen suuria luontomatkailekeskuksia ympäröivät valtion maat, jotka usein ovat suuria kansallispuistoja ja muita suojeltuja alueita. Valtion mailla on samalla merkittävää infrastruktuuriarvoa matkailuelinkeinolle. Ekosysteemin elementtien omistamisen tällä tavoin keskittyessä monimuotoisuuden turvaaminen ja maisemanhoito on suhteellisen helppoa esimerkiksi luonnonvarasuunnittelun ja alue-ekologisen suunnittelun avulla. Onko siten ratkaisu siinä, että laajennetaan julkista maanomistusta? Sopivat ja hyvin muotoillut sekä toimivat omistusoikeusregiimithän, jotka ovat yhteensopivia ekologisten järjestelmien kanssa, ovat mittakaavaspesifisiä. Hoidon mittakaavan ehkä tuleekin olla omistamisen mittakaavan. Maanhankinta valtiolle on kuitenkin laajassa mitassa vaikeaa. Se ei myöskään takaa hyvää ekologista suorituskykyä.

Toinen vaihtoehto on keskusjohtoisen suunnittelijan malli. Keskusjohtoinen suunnittelija (hallitus) voi pakottaa yksityisiä maanomistajia toimimaan tietyllä tavalla. Tällöin yleinen oikeus ympäristöön laajenee. Tämä olisi kuitenkin maanomistajien omistusoikeuksien kaventamista eli maanomistajista tulisi menettävä eli häviävä osapuoli. Niinpä helposti joudutaan käytännössä turvautumaan markkinaperusteisiin positiivisiin kannustimiin. Kannustinohjelmia voidaan luoda koordinoimaan ekologista maisemanhoitoa kokonaisuutena ekonomian valossa. Markkinaperusteisia ohjauskeinoja (kannustimia) voidaan käyttää tukemaan maanomistajien yhteistoimintaa ja toiminnan koordinoimista. Vaikeudet kuitenkin kasvavat mittakaavan laajentuessa. Maisematason tavoitteiden toteutuminen voi tulla kannustimia käyttämällä kovin kalliiksi. Ei kuitenkaan riitä se, että hoidetaan toimivaa maisemaa omistuksen omistukselta. On hoidettava koko maisemaa tai muuten luonnon suojeleminen ja maisemanhoito on tehotonta ja arvokkaita ekosysteemipalveluja menettämään (Goldman ym. 2007). Jos maanomistajien kyvykkyydet tarjota maisemassa ekosysteemipalveluja eroavat tai itse palvelut ovat erilaisia, maksut joudutaan mitoittamaan sopivasti riittävän

tarjonnan aikaansaamiseksi. Maisemamittakaavan lähestymistapaa on mahdollista toteuttaa esimerkiksi tarjoamalla niin sanottu kasaantumisbonus (eräänlainen yhteistyöbonus).

Kolmas vaihtoehto on omistusoikeusratkaisu, mikä tavallisesti tarkoittaa yksityistämistä, mutta väljemmässä mielessä oikeuksien täsmentämistä. Kaikkien luonnonympäristön sisältämien elementtien (entiteetit ja prosessit) omistusoikeuksien määrittäminen täydellisesti on kuitenkin mahdollista. Kaikkia ekosysteemin osia ja prosesseja ei myöskään voida (tai pidä) keskittää yhdelle yksityiselle (suur)omistajalle. Luonnonvaravuorovaikutukset voivat olla aivan liian monimutkaiset, jotta niitä edes voitaisiin hallita yksityisillä omaistusregiimeillä. Liiketoimikustannukset olisivat hyvin korkeat.

Joitakin luonnonvaroja voidaan kuitenkin hallita yhteisesti, jolloin yhteisölliset arvot korostuvat ja samalla myös ratkaistaan tärkeitä koordinaatio-ongelmia (Vatn 2006). Yhteisomistus on hallinnan muoto, jossa yksilöllisillä käyttäjillä on voimakkaammat kannustimet toimia yhteistyössä kuin toteuttaa individualistisia strategioita. Julkishyödykeluontoisten ekosysteemipalvelujen muuntaminen yhteisomistukseen luokin mahdollisuuden lisätä niiden tarjontaa ja hankkia yhteisölle tuloja korvaamaan esim. puunmyyntitulojen menetyksiä. Yhteistyössä saavutetaan mittakaavaetuja. Potentiaaliset skaalataloudet ehkä jo itsessään luovat joskus kannustimen maanomistajille investoida kollektiivisesti rajat ylittävään infrastruktuuriin, kuten polkuverkkoihin tai luonnonsuojelulain mukaisesti maisema-alueisiin.

Onko yhteisomistus siis paras tapa? Tulisiko siirtyä vapaan pääsyn tragediasta yhteisölliseen omistukseen, mikä ei tarkoita yhteistä maanomistusta, kuten yhteismetsää, vaan kollektiivisten asioiden yhteisomistusta? Tässä tapauksessa joudutaan kysymään, miten *common pool* -luonnonvaroja hoidetaan kollektiivisesti. Jotta voidaan lisätä matkailun panosta maaseudun talouteen, tarvitaan maanomistajien entistä laajempaa osallistumista ja yhteistoimintaa ja virkistyskäytön hoidon ja maiseman hoidon malleja maisematasolla. Joudutaan myös etsimään uudenlaisia kollektiivisen hallinnan muotoja. Jonkinlaista kollektiivista itsehallintaahan joka tapauksessa tarvitaan. Mutta kollektiivinen hallinta ei ole helppoa. Yhteistyövaihtoehdossa maanomistajia rohkaistaan muodostamaan vapaaehtoisia yhteenliittymiä. Vapaaehtoisuuteen kannustaa, kun maanomistajat näkevät omaksi edukseen sopeutumisen uusiin maankäytön käytäntöihin. Matkailun näkökulmasta tulisi muun muassa löytää kannustimia maanomistusrajat ylittävään infrastruktuuriin (polut, ladut, reittiverkosto, leirintäpaikat, maiseman kauneus) investoimiseen. Tämä vaatii joskus metsänhoidon ja -käytön koordinoimista maisematasolla. Olemassaolevat kannustimet kuitenkin palkitsevat yksilöllistä maanomistajaa aivan liian vähän ryhtymään yhteistoiminnalliseen luonnonsuojeluun tai maisemanhoitoon yli rajojen. Mutta maisemamittakaavan luonnon- ja maisemansuojelu on välttämätöntä ekosysteemipalveluiden turvaamiseksi eli se antaa kehyksen, josta käsin luodaan maisemamittakaavan luonnonsuojelu- ja maisemakannustimia tarjoamaan välttämätön maisemamuotoilu ekosysteemipalvelutuotannolle. Eri mittakaavoilla tuotetut palvelut vaativat erilaisia hoitotarkasteluja.

Yhteistoimintamallien sosiaaliset kustannukset syntyvät yhteistyövaatimuksesta. Rajat ylittävä yhteistyö on kiinni paitsi maanomistuksesta, myös ideologiasta, vallasta, epävarmuudesta ja luotamuksesta (Goldman ym. 2007). Jos maanomistajien ideologiat sisältävät luonnonsuojelun sekä maisema-arvojen turvaamisen tärkeyden ja jos heille taataan, että heidän omistusoikeuttaan ei uhata ja he edelleen jakavat määräysvallan hoito-organisaation kanssa suojelu- ja maisema-aloitteissa ja lisäksi jos kannustimen antava viranomais on vakaa sekä myös naapurimaanomistajiin on investoitu ja nämä ovat luotettavia, silloin yhteistyö on haluttua. Epäluottamus voi kuitenkin vaikeuttaa asianomaisten välistä keskustelua ja estää maisemamittakaavan hoidon jopa kokonaan.

Lopulta yhteistyöpalkkiomallit voivat merkitä korkeita liiketoimikustannuksia toimeenpanon monimutkaisuuden vuoksi. Mukanahan on aina hyvin paljon asianosaisia, myös ei-maanomistajia. Maisemamittakaavassa rajat ylittävässä luonnonsuojelussa ja maisemanhoidossa syntyykin sellaisia liiketoimikustannuksia, joiden kattamiseen tilapohjaiset suojelukannustimet eivät riitä. Nämä kustannukset voivat olla taloudellisia – sosiaalis/kulttuuris/psykologisia – ja toimeenpanokustannuksia. Yhteistoiminnallinen luonnonsuojelu ja maisemanhoito voikin johtaa vapaamatkustajien ja piiloutujien ongelmaan (Goldman ym. 2007).

Yhteistoimintaverkostoa on Suomessa kokeiltu yhtenä Etelä-Suomen metsien suojeluohjelman (METSU-ohjelman) keinona (kannustettu yhteistoiminta) (Primmer ja Keinonen 2006). Metsänomistajien keskinäinen yhteistyö ja verkostoituminen osoittautui siinä kuitenkin vähäiseksi. Yhteistyö painottui metsätalouden ja luonnonsuojelun eri toimijoiden välillä tapahtuvaksi. Organisaatioiden välinen yhteistyö olikin yleistä. Jo hankkeiden kilpailutusvaiheessa verkostoideaksi vakiintui organisaatioiden muodostama verkosto, ei maanomistajien verkosto. Metsänomistajat lähtökohtaisesti eivät edes olleet kiinnostuneita suojeluyhteistyöstä. Yhteistoimintaverkostokeilulla tavoiteltiin etupäässä tiedon lisäämistä, lisääntyvää yhteistyötä eri tahojen välillä ja uudenlaista toimintakulttuuria. Maanomistajille koitua hyöty nähtiin ensisijaisesti taloudellisena ja laajemmin metsän käyttövaihtoehtojen monipuolistamisena. Hyötyjä olivat erityisesti kommunikaatio- ja ammattitaidon paraneminen. Naapuriyhteistyö todettiin vaikeasti kannustettavaksi.

Onko käytettävään ensisijassa epäsuoria kannustimia? Tällöin luodaan (usein lyhytikäisiä) uusia markkinoita uudenlaisen kaupallisen arvon luomiseksi luonnolle. Julkishyödykkeitä muutetaan samalla yksityis- tai klubihyödykkeiksi. Kysymys voi myös olla omistusoikeuksien täsmentämisestä ja uudenlaisten maksujärjestelmien luomisesta. Myös kokonaan uusia omistusoikeuksia voidaan luoda. Uusi sääntelykin saattaa synnyttää markkinoita. Mutta merkitseekö kaikki tämä jokamiehen oikeuksien poistamista? Tällöinhän maanomistajien oikeuksia laajennettaisiin kansalaisten oikeuksien kustannuksella. Itse luontoyrittäjänä toimiessaan maanomistaja voisi tarjota entistä paremmin joitakin matkailupalveluja ja huolehtia maisemasta omilla maillaan ja olla samalla kiinnostunut naapurimaanomistajienkin toiminnasta. Mutta yksittäisen maanomistajan toimintamittakaava on yleensä liian pieni. Ja jos maanomistajat yrittäisivät entistä enemmän kompensoida toisilleen ulkoisvaikutuksia, heiltä esimerkiksi puuttuisi riittävä informaatio tehdä niin. Markkinoiden luominen on mahdollista kuitenkin muulla tavalla. Esimerkkejä ovat kestävän matkailun laatumerkintä, suojelu- tai maisemarasitteet (*easements*), kustannustenjako- ja luonnonhoitosopimukset, maisemansuojeluhuutokaupat, säätiöt, rahastot yms.

Viime vuosina on saatu havaita yllättävä tosiasia: yhtäkkinen voimakas kiinnostuminen luontomarkkinoiden luomiseen. Peruskysymyksen on, pitäisikö metsien käsittelyssä (haluttujen rakennepiirteiden luominen ja ylläpitäminen metsäluonnossa) pyrkiä muutoksiin metsälain uudistuksilla eli joko puuntuotannon sääntelyä keventämällä tai säätämällä luonnon- ja maisemanhoito sekä myös yhteistoiminta maanomistajan velvollisuudeksi. Nyt kuitenkin joudutaan kysymään, saadaanko sama asia paremmin aikaan markkinoita luomalla? Hallinnollinen ohjaus ekosysteemipalveluiden tuottamiseksi ja turvaamiseksi on vaikeaa. Siksi ehkä tarvitaan avuksi markkina-perustaisia kannustimia ja myös markkinoiden tai maksikäytäntöjen luomista. Maanomistajat, jotka hyväksyttävällä tavalla hoitavat ja suojelevat metsämaita saavat tällöin palkkion tarjoamistaan ympäristöpalveluista (Bienabe ja Hearne 2006).

8 Markkinoiden luominen

Metsät tarjoavat monenlaisia ekosysteemipalveluja ja samalla markkinamahdollisuuksia. Markkinoiden luomista luonnonsuojelun ja kestävän käytön keinona onkin viime vuosina tutkittu monilla tahoilla (Landell-Mills 2002ab, Landell-Mills ja Porras 2002, OECD 2003, 2004a, Naskali ym. 2006). Landell-Mills (2002b) luettelee metsien ympäristöpalvelumarkkinoina biodiversiteetin säilyttämisen, hiilen sidonnan, valuma-alueiden suojelun sekä maisemallisen kauneuden markkinat. Viimeksi mainittu on tärkeä luonto- ja ekomatkailusektorille. Kuitenkin palkkiot tai korvaukset (maksut, haittakorvaukset) maisemallisen laadun ylläpitämisestä ovat vielä olleet harvinaisia. Niinpä matkailumaisemien kauneutta edelleen uhrataan muiden käyttötapojen hyväksi. Jotta maisemallista kauneutta matkailun vetovoimatekijänä voidaan ylläpitää, sen tarjoajien tulisi saada tyydyttävä korvaus tai palkkio, jos omistus- ja käyttöoikeudet tai maanomistajien arvot eivät muutu.

Uusia ympäristöpalveluiden markkinoita syntyy jatkuvasti eri puolilla maailmaa. Ympäristöpalveluiden markkinat kehittyvät vastauksena muuttuviin kysyntä- ja tarjontaolosuhteisiin. Julkisen vallan tehtävänä on kehittää ja ohjata markkinoiden luomisen prosessia, joka on riippuvainen olosuhteista ja paikallisesta kulttuurista. Ympäristöpalvelumarkkinat saattavat tietysti kehittyä myös itsestään, mutta julkinen valta voi edesauttaa niiden syntymistä. Markkinoiden luomiseksi voidaan esimerkiksi huomata tarkoituksenmukaiseksi muuttaa tai määrittää luontoon liittyviä omistus- ja käyttöoikeuksia sekä voidaan luoda täysin uudentyyppisiä edellytyksiä osapuolten yhteistoiminnalle. Monia aineettomia palveluja (*intangibles*) tai julkishyödykkeitä määriteltyjä tuotteita on joka tapauksessa muunnettava markkinatuotteiksi, joita voidaan vaihtaa maksusta. Julkisen vallan keinoina ovat markkinoille pääsyn helpottaminen, informaation tuottaminen ja neuvonta (tieteellis-tekninen tiedonsiirto) sekä uusien rahoitus- ja riskinhajauttamismuotojen (riskipääoma, vakuutukset, takaukset) kehittäminen sekä uudentyyppiset innovatiiviset julkisen vallan ja yritysten ja kumppanien organisaatiomallit ja yhteistoimintamuodot. Usein kaupankäyntiin luodaan kuitenkin korvaavia menettelyjä, kuten juuri suojelurasitteita. Markkinoita luomalla joka tapauksessa pyritään saattamaan markkinoille toistaiseksi markkinattomia hyödykkeitä. Onkin huomattava, että monet vielä tänään markkinattomat – tai julkishyödykkeet eivät ole pysyvästi markkinattomia. Erilaisten hyödykkeiden (tuotteiden) ja maksumekanismien määrittäminen vaatii myös paljon lisätutkimusta ja kokeiluja.

OECD:n (2004a) käsikirja *Handbook of Market Creation for Biodiversity: Issues in Implementation* on yhteenveto biodiversiteetin suojelun ja kestävän käytön markkinälähestymistavoista. Se myös käsittelee julkisen vallan asemaa biodiversiteettimarkkinoiden luomisessa (mm. innovatiiviset instituutiot) ja tarjoaa käytännön neuvoja, esimerkkejä ja tapaustutkimuksia hyvistä käytännön sovellutuksista. Siten se antaa välineitä uuden liiketoiminnan kehittämiseen biodiversiteetin varaan. OECD:n neuvosto (2004b) hyväksyi vuonna 2004 suositukset markkinaperusteisten ohjauskeinojen (kannustimien) soveltamisesta biodiversiteetin suojelun ja kestävän käytön edistämiseksi kansallisesti ja kansainvälisesti. Markkinoiden luominen oli tällöin keskeinen suositeltu keino. Australiassa on hiljattain toteutettu markkinaperusteisten luonnonsuojeluvälineiden pilotti-ohjelma *National Market Based Pilot Program* (2005). Se perustui uudentyyppisiin taloustieteellisiin ideoihin ja erityisesti ajatukseen muotoiltavista markkinoista (*designed markets*).

9 Lopuksi

Puhdas yhteistoiminta ja markkinat ovat lähellä toisiaan. Ensin mainitussa korostuu enemmän yhteisomistus ja toisessa yksityinen omistus. Siten myös markkinat perustuvat instituutioihin ja ovat poliittisesti määräytyneitä. Hiedanpään (2005) mukaan biodiversiteetti- tai ekosysteemipalvelumarkkinat tuottavat myönteisiä sivuvaikutuksia. Markkinathan edellyttävät toimijoiden välistä vuorovaikutusta. Markkinoilla yhteistyö onkin välttämätöntä. Tarvitaan luottamusta, vastavuoroisuutta, alihankintaa, verkostoja ja sopimuksia. Yksilöllinen ja institutionaalinen oppiminen mahdollistuvat samalla. Toistuessaan ja myönteisiä vaikutuksia tuottaessaan vuorovaikutus muuntuu vastavuoroisuudeksi, joka kerryttää sosiaalista pääomaa. Markkinalähestymistavalla on lisäksi myös seuraavia etuja ohjaukeinona. Markkinoilla kilpailu on institutionalisoitu ja niukkojen voimavarojen ja rajoitteiden tuoma kilvoittelu on tärkeä innovaatioprosessi – kilpailu synnyttää keksintöjä (Hiedanpää 2005, Naskali ym. 2006). Markkinaperustaisissa ohjauskeinoissa hallinnointi tulee lähemmäksi yksittäisiä toimijoita kuin perinteisissä kieltoihin, velvoitteisiin ja virallisiin käskyihin perustuvissa lähestymistavoissa. Valtasuhteet tulevat samalla läpinäkyviksi ja hallinto muuttuu paikalliseksi toimijaksi. Markkinaperustainen politiikka edellyttää alhaalta ylös -hallintaa ja tukee paikallisen tiedon (ekologinen perinnetieto) hyväksikäyttöä.

Maisema- ja virkitysarvomarkkinat eroavat luonnonarvomarkkinoista esimerkiksi siinä, että maanomistajan moraalinen vastuu on todennäköisesti vähäisempi virkistyskäytön ja matkailun kuin luonnonsuojelun tukemiseen (mm. biodiversiteetin suojelu). Oikeusmuutoksille ei ehkä löydy ensinmainitussa tapauksessa riittäviä perusteita (esim. aluekehitys ei riitä). Ei myöskään voida juuri käyttää negatiivisia kannustimia. Kysymykseen tuleekin ”hyötyjä maksaa” (”tarjoaja saa”) -periaate ”pilaaja (aiheuttaja) maksaa” -periaatteen sijasta. Ympäristöpalvelumarkkinatkin voivat olla joko ”pilaaja maksaa” (*polluter pays*) – tai ”hyötyjä maksaa” (*beneficiary pays*) -markkinoita (Pearce 2004). Luontomatkailupalveluiden markkinat ovat yleensä ”hyötyjä maksaa” -markkinoita, joille on tyypillistä myyjän ja maksajan välisen keskinäisen hyödyn syntyminen. Aiheuttaja maksaa markkinoihin liittyvä tavallisesti voimakasta julkisen vallan sääntelyä (pakottamista eli oikeusmuutoksia). Käytännössä ”hyötyjä maksaa” -markkinatkin edellyttävät julkisen vallan toimia, koska kaupankäynti vaatii monenlaisia institutionaalisia edellytyksiä (kilpailutus, sopimukset, seuranta ja toimeenpano). Ongelmanahan on se, kuka maksaa ja kuka saa palkkion (kuka on ostaja ja kuka myyjä). Joka tapauksessa on olemassa monia hyötyjiä. Ostajapuolellakin pitää olla yhdistys, rahasto tai säätiö. Yhteistoimintaa tarvitaan siten sekä myyjä- että ostajapuolella eli sekä maanomistaja- että luontoyrittäjäpuolella. Maisemamarkkinat eroavat luonnonarvomarkkinoista myös siten, että ympäristölliset oikeuksien jaot (*status quo ante*:t) ovat erilaiset; myös poliittiset *status quo ante*:t voivat olla erilaiset.

Virkistys- ja maisema-arvojen tuottaminen keskittyy dynaamisiin rajat ylittäviin prosesseihin, jolloin komenna ja kontrolloi -politiikan harjoittaminen on kovin vaikeaa. Markkinamekanismit edellyttävät yhteistoimintaa. Virkistysarvojen tuottaminen markkinoiden avulla vaatii vain vähäisiä eksplisiittisiä muutoksia omistusoikeuksissa, sillä oikeuksien täsmentäminen yleensä riittää. Poliittinen ilmapiiri on Suomessa muuttunut sellaiseksi, että taloudellisen ja poliittisen vallan yhteenliittymä (lainsäädännöllis-taloudellinen neksus) näyttää hyväksyvän ja kannattavan näitä muutoksia, varsinkin kun maanomistajat saavat monikäytöstä kaupallista hyötyä eikä kukaan tunnu joutuvan uusien järjestelyjen takia entistä huonompaan asemaan. Markkinoilla uskotaan luotavan aidosti uusia mahdollisuuksia.

Kirjallisuus

- Andersson, M., Sallnäs, O. & Carlsson, M. 2006. A landscape perspective on differentiated management for production of timber and nature conservation values. *Forest Policy and Economics* 9: 153–161.
- Bienabe, E. & Hearne, R.R. 2006. Public preferences for biodiversity conservation and scenic beauty within framework of environmental services payments. *Forest Policy and Economics* 9: 335–348.
- Boyd, J. & Banzhaf, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, doi:10.1016/j.ecolecon.2007.01.002.
- Bromley, D.W. 1989. *Economic interests and institutions. The conceptual foundations of public policy.* Basil Blackwell. Oxford.
- 2000. Can agriculture become an environmental asset? *World Economics* 1(3): 127–139.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A. & Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393–408.
- Dekker, M., Turnhout, E., Bauwens, B.M.S.D.L. & Mohren, G.M.J. 2007. Interpretation and implementation of Ecosystem Management in international and national forest policy. *Forest Policy and Economics* 9: 546–557.
- Dragun, A.K. 1999. Property rights, “takings” and environmental management. *International Journal of Social Economics* 26/7/8/9: 1061–1077.
- Goldman, R.L., Thompson, B.H. & Daily, G.C. 2007. Institutional incentives for managing the landscape: Inducing cooperation for the production of ecosystem services. *Ecological Economics*, doi:10.1016/j.ecolecon.2007.01.012.
- Gottfried, R., Wear, D. & Lee, R. 1996. Institutional solutions to market failure on the landscape scale. *Ecological Economics* 18: 133–140.
- Haddad, B.M. 2001. Toward an ecological theory of property rights. <http://www.ussee.org/abstract/index.php>, 11/5/2001.
- 2003. Property rights, ecosystem management, and John Locke’s labor theory of ownership. *Ecological Economics* 46: 19–31.
- Hargrove, E.C. 1989. *Foundations of environmental ethics.* Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ. 229 s.
- Hiedanpää, J. 2005. Globaalitalous ja biodiversiteetti: kohti markkinaperustaista monimuotoisuutta? *Kosmopolis* 3.
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S. & van Ierland, E.C. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57: 209–228.
- Jäppinen, J.-P., Seppälä, J. & Salo, J. 2004. Ekosysteemilähestymistapa biodiversiteetin suojelussa, hoidossa ja kestävässä käytössä. *Suomen ympäristö* 733. 46 s.
- Kant, S. 2003. Extending the boundaries of forest economics. *Forest Policy and Economics* 5: 39–56.
- 2004. Economics of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 6: 197–203.
- 2007. Economic perspectives and analyses of multiple forest values and sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 9: 733–740.
- Keough, H.L. & Blahna, D.J. 2006. Achieving interactive, collaborative ecosystem management. *Conservation Biology* 20(05): 1373–1382.
- Landell-Mills, N. 2002a. Development markets for environmental services: an opportunity for promoting equity while securing efficiency? *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* A360: 1817–1825.
- 2002b. Marketing forest environmental services – who benefits? IIED; Gatekeeper Series no. 104. London.
- & Porras, I.T. 2002. Silver bullet or fools’ gold? A global review of market for forest environmental services and their impact on the poor. A Research Report Prepared by the International Institute for Environment and Development (IIED), Nottingham, UK.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2006. Metsäsektorin tulevaisuuskatsaus. Metsäneuvoston linjaukset metsäsektorin painopisteiksi ja tavoitteiksi. 52 s.
- Meffe, G.K., Nielsen, L.A., Knight, R.L. & Schenborn, D.A. 2002. *Ecosystem Management. Adaptive, community-based conservation.* Island Press, Washington D.C. 313 s.

- Mercuro, N. 2001. Output categories for a comparative institutional approach to law and economics. Julkaisussa: Biddle, J.E., Davis, J.B. & Medema, S.G. (toim.). *Economics broadly considered. Essays in honor of Warren J. Samuels*. Routledge, London. s. 217–257.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. 137 s.
- Naskali, A., Hiedanpää, J. & Suvantola, L. 2006. Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksenä. *Suomen ympäristö 48/2006*. 141 s.
- National (Australia) market Based Instrument Pilot Program, Round One. 2005. An interim Report by the National Market Based Instrument Working Group.
- Naveh, Z. & Lieberman, A.S. 1994. *Landscape ecology. Theory and application*. Second edition. Springer-Verlag, New York.
- North, D. 2005. *Understanding the process of economic change*. Princeton University Press, Princeton. 187 s.
- OECD. 2003. *Harnessing markets for biodiversity; towards conservation and sustainable use*. Paris.
- 2004a. *Handbook of market creation for biodiversity: Issues in implementation*. Paris.
- 2004b. *Recommendation of the Council of the use of economic instruments in promoting the conservation and sustainable use of biodiversity*. Paris. 7 s.
- Pearce, D. 2004. Environmental market creation: saviour or oversell. *Portuguese Economic Journal 3*: 115–144.
- Perrings, C. 2006. Ecological Economics after the Millenium Assessment. *International Journal of Ecological Economics and Statistics 6(F06)*: 8–22.
- Primmer, E. & Keinonen, E. 2006. Yhteistoimintaverkostot; Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman kokeiluhanke. *Suomen ympäristö 45/2006*.
- Samuels, W.J. 1989. The legal-economic nexus. *George Washington Law Review 57*: 1556–1578.
- Sandberg, A. 2006. Property rights and ecosystem properties. *Land Use Policy*, doi:10.1016/j.landusepol.2006.01.002.
- Syrjänen, K., Horne, P., Koskela, T. & Kumela, H. 2007. METSON seuranta ja arviointi: Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman seurannan ja arvioinnin loppuraportti. Maa- ja metsätalousministeriö, ympäristöministeriö, Metsäntutkimuslaitos ja Suomen ympäristökeskus. Vammala. 351 s.
- Urho, N. 2007. Biodiversiteetin kestävä käytön periaatteet. *Suomen ympäristö 8/2007*. 73 s.
- Vail, D. & Hultkrantz, L. 2000. Property rights and sustainable nature tourism: adaptation and mal-adaptation in Dalarna (Sweden) and Maine (USA). *Ecological Economics 35*: 223–242.
- Vatn, A. 2006. Resource regimes and cooperation. *Land Use Policy*, doi:10.1016/j.landusepol.2006.06.002.
- Wang, S. 2004. One hundred faces of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics 6*: 205–213.
- & Wilson, B. 2007. Pluralism in the economics of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics 9*: 743–750.
- Warren, W.A. 2005. Hierarchy theory in sociology, ecology, and resource management: A conceptual model for natural resource or environmental sociology and socioecological systems. *Society and Natural Resources 18*: 447–466.
- Wittmer, H., Rauschmayer, F. & Klauer, B. 2006. How to select instruments for the resolution of environmental conflicts? *Land Use Policy 23*: 1–9.