

Kai Kokko

BIODIVERSITEETIÄ TURVAAVAT
OIKEUDELLISET PERIAATTEET
JA MEKANISMIT

**BIODIVERSITEETTÄ TURVAAVAT OIKEUDELLISET
PERIAATTEET JA MEKANISMIT**



.....
SUOMALAISEN LAKIMIESYHDISTYKSEN JULKAISUJA
A-Sarja N:o 243

Kai Kokko

Biodiversiteettiä turvaavat oikeudelliset periaatteet ja mekanismit

Yliopistollinen väitöskirja, joka Turun yliopiston oikeustieteellisen tiedekunnan suostumuksella esitetään julkisesti tarkastettavaksi Calonian luentosalissa 1 perjantaina 13.6.2003 kello 12.

WITH AN ENGLISH SUMMARY

Julkaisuvaliokunta

Raimo Lahti, puheenjohtaja

Markku Helin

Mika Hemmo

Risto Nuolima

Lea Purhonen, sihteeri

Tilausosoite

Suomalainen Lakimiesyhdistys

Kasarmikatu 23 A 17

00130 Helsinki

p. (09) 603 567

f. (09) 604 668

sly@lakimies.org

www.lakimies.org

Verkkokirjan ISBN 978-951-855-551-6

© 2003 Suomalainen Lakimiesyhdistys ja Kai Kokko

ISSN 0356-7206

ISBN 951-855-212-6

Gummerus Kirjapaino Oy, Jyväskylä 2003

Alkusanat

Kun lakimiehen koulutuksella ryhdyin tutkimaan biodiversiteettiä turvaavia mekanismeja, ihmettelin – luettuani ekologiaa ja ekofilosofiaa – luontoa kuin Veikko Huovisen kuvaama Havukka-ahon ajattelija Konsta Pylkkänen: ”*Mutta mikä on mittarimatosen luontainen tärkeysasema maapallogjärjestelmässä. Mitä sillä on täällä tekemistä?*” Luonnontieteissä tällaiseen ihmetykseen haetaan Pylkkäsen tavoin vastausta havainnoilla: ”*Arvattavasti tuo mato on jollakin asialla. Hengittääkö se... Ei se kyllä kenellekään juttele aikomuksistaan, muuten vain tarkkailee turvetta ja risukoita. Se mittailee, onko toinen mustikanlehti vähän pitempi kuin toinen.*” Ekofilosofiassa vastausta täydennetään, kuten Konsta konsanaan, arvoilla ja arvottamisella: ”*Mutta onko asia jätettävä tähän? Ei jos aikoo olla rehellinen toukkaa kohtaan! – Yleisesti eivät edes puoluesihteerit ota tarpeeksi asti asioita huomioon, vaikka maapallossa on rapiasti miljoona erilaista viisautta. Täytyisi laatia luettelo näijien viisauksien keskenäisestä arvojärjestyksestä, vasta sitten alkaisi onni hymyillä useamman kansan hallintoelimestä.*” Juristina oli tehtävä välipäätös ja jatkettava konsta-maisesti uusilla pohdintoilla: ”*Muuten hapuillaan nokimustassa yössä, niin! – Mikähän lie sekään ihmisen hallintoelin...*”. Usein tutkijan työssä vastaukset löytyvät läheltä, kunhan on aikaa pysähtyä ajattelemaan. Valitettavasti aika on tutkijoilla katoavaa kansanperinnettä, kun taloudellinen tehokkuus edellyttää yhä enemmän suoritteita yhä lyhyemmässä ajassa.

Aivan ensimmäiseksi kiitän suuresti ohjaajaani *Kari Kuusiniemeä*, jolla on aina riittänyt aikaa ja ymmärrystä nuoren tutkijan kysymyksille. Myös Biodiversiteetti ja laki -konsortion tutkijat, erityisesti *Pasi Kallio* ja *Minna Pappila*, sekä Kuusiniemen ohella tutkimusjohtajat *Erkki Hollo* ja *Ari Ekroos* ansaitsevat kiitoksen hienosta yhteistyöstä. Samalla kiitän Suomen biodiversiteettitutkimusohjelman (FIBRE) muita tutkijoita, joiden kanssa olen oppinut monitieteellisyuden aakkoset, sekä erityisesti ohjelman koordinoinnista vastanneita ihmisiä, kuten *Marja Vienoa*, *Mari Wallsia* ja *Jukka Saloa*.

Lämpimän kiitoksen ansaitsee myös Turun yliopiston oikeustieteellisen tiedekunnan väki, joka on ottanut minut ystävällisesti ja kannustavasti vastaan sekä antanut rauhan kirjoittaa väitöskirjaa ymmärtäen, että pelkällä tulostehokkuudella ei tiedettä tehdä. Erityisesti kiitän *Anne Kumpulaa*, *Eriika Melkasta*, *Ari Saarnilehtoa*, *Milla Erkkolaa*, *Jukka Mähöstä*, *Pekka Länsinevaa*, *Veli-Pekka Viljasta* sekä *Eva Tammi-Salmista* ja *Janne Salmista* mukavista ja antoisista hetkistä tutkimuksen aikaisina vuosina. Samalla kiitän *Jerry Schuchalteria* englanninkielisen tiivistelmän tarkastamisesta.

Lausun kumartaen kiitokset kattilaisille Helsingin yliopistossa sekä erityisesti Kansainvälisen talousoikeuden instituutin voimahahmoille *Pia Letto-Vanamolle* ja *Anna-Maija Ekströmille* kannustavasta ja mukavasta ilmapiiristä sekä työtiloista instituutissa. Erityiskiitokset lähetän *Suvianna Hakalehto-Vainiolle* paitsi siitä, että sain lainata työtuoliasi ollessasi äitiyslomalla, myös aikanaan erinomaisesti suoritetusta erään oikeustieteen ylioppilaan tutoroinnista. Kiitän huonekavereitani *Jussi Syrjästä* ja *Viveca Stilliä* leppoisaista huumorista ja siinä ohessa jaetuista mielenkiintoisista ajatuksista. Kiitän Helsingin yliopiston ympäristöoikeuden oppineita sekä erityisesti Hollon ohella *Michael Mehlingiä*, *Klaus Metsä-Simolaa*, *Jari Salilaa* ja *Vesa Majamaata* – jokaista yhdessä ja erikseen – vuosien varrella käydyistä antoisista mielipiteiden vaihdoista.

Joensuun yliopiston oikeustieteiden laitoksen väki ansaitsee suuren kiitoksen. Erityisesti kiitän väitöskirjan esitarkastajaa *Tapio Määttä* arvokkaista mielipiteistä sekä kannustavasta ja asiantuntevasta kritiikistä. Terveiset ja kiitokset lähetän Uppsalan yliopiston henkilökunnalle ajasta, jonka vietin luonanne vierailevana tutkijana syksyllä 1999. *Staffan Westerlundin* antoisasta ympäristöoikeuden kurssista sain monia tutkimuksen kannalta keskeisiä oivalluksia. Kiitokset myös Westerlundin kurssilaisille mielenkiintoisesta kansainvälisestä yhteistyöstä. Espoon Teknilliseltä korkeakoululta kiitän Ekroosin ohella kaikkia kollegoitani monista kiintoisista keskusteluista ja yhteisseminaareista tutkimusohjelman kuluessa.

Oikeus muuttuvassa yhteiskunnassa (OMY) on tullut minullekin tutuksi tohtorikoululaisten leppoisaissa ja keskusteleavassa seurassa. Olen saanut harrastaa mielenkiintoista ideointia esimerkiksi *Juha Pöyhösen* ja *Ari-Matti Nuutilan* kanssa, kiitos siitä. Kiitos myös muille OMYlaisille, että olen saanut roikkua mukanaan Brysselissä ja vähän muuallakin.

Kiitokset rahoittajilleni *Suomen Akatemialle* ja muille FIBREä rahoittaneille tahoille, samoin kuin *Maaliskuun 25. päivän rahastolle*, *Osuuspankki Kyösti Haatajan säätiölle*, *Suomen Kulttuurirahastolle* sekä *Koneen säätiölle* siitä, että olette antaneet mahdollisuuden tehdä tutkimustyötä kiirehtimättä ja perusteellisesti runsaan viiden vuoden ajan. *Suomalaista Lakimiesyhdistystä* kiitän paitsi jatko-opiskelijan stipendistä myös tämän tutkimuksen kustantamisesta.

Kiitän myös Metsäntutkimuslaitoksessa, Suomen ympäristökeskuksessa, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapiossa, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksessa, tuomioistuimissa, ympäristöhallinnossa sekä erinäisissä yrityksissä ja järjestöissä toimivia ihmisiä, jotka olette menneinä vuosina vastanneet moniin kysymyksiini. Erityisesti haluan kiittää korkeimmassa hallinto-oikeudessa työskentelevää väitöskirjan esitarkastajaa *Pekka Vihervuorta* asiallisesta, asiantuntevasta ja hienotunteisesta kritiikistä.

Lämpimät kiitokset perheelleni ja muille sukulaisilleni sekä ystävilleni siitä, että olette antaneet virikkeitä ja tukea monin tavoin vapaa-aikana ehkä enem-

män kuin arvaattekaan. Omistamalla tämän kirjan vaimolleni *Annalle*, tyttärel-
leni *Sofialle* ja odotettavissa oleville tuleville sukupolville haluan kiittää paljos-
ta, paljosta juuri teitä.

Toisena pääsiäispäivänä 2003 kotona Espoossa

Kai Kokko

Sisällys

ALKUSANAT	V
SISÄLLYS	IX
LÄHTEET	XIII
LUETTELO KUVIOISTA JA TAULUKOISTA	XXV
LYHENTEET	XXVII
1 TUTKIMUSTEHTÄVÄN ASETTAMINEN	1
1.1 Biologinen monimuotoisuus ja kulttuurin kehitys	1
1.2 Tutkimuksen tavoite ja rakenne	5
2 TUTKIMUKSEN KESKEISET KÄSITTEET	11
2.1 Peruskäsitteet	11
2.1.1 Yleistä	11
2.1.2 Biologinen monimuotoisuus	12
2.1.3 Laji	14
2.1.4 Biologiset luonnonvarat ja niiden kestävä käyttö	15
2.1.5 Ekosysteemi, elinympäristö ja luontotyyppi	16
2.2 Biodiversiteetin turvaamiskäsitteen ulottuvuudet	19
2.2.1 Yleistä	19
2.2.2 Tosiseikat	20
2.2.3 Arvot	28
3 BIODIVERSITEETTIOIKEUDEN TAVOITTEET	35
3.1 Turvaamistavoitteiden rakentuminen ja toteuttaminen	35
3.1.1 Tavoitteiden tausta ja merkitys	35
3.1.2 Tavoitteiden sisältö eräissä sopimuksissa ja säädöksissä	38
3.1.3 Tavoitteiden toteuttamisvastuu	49
3.2 Turvaamistavoitteet ja oikeusjärjestys	54
3.2.1 Tavoitteiden paikka ja tila oikeusjärjestyksessä	54
3.2.2 Tavoitteet ja oikeusjärjestyksen systematisointi	56
3.2.3 Tavoitteet ja hallinnon laillisuus	59
3.2.4 Tavoitteet ja oikeusturvanäkökohdat	62
3.3 Turvaamistavoitteista yleisiin oppeihin	64
3.3.1 Uusi oikeudenala?	64
3.3.2 Turvaamissuhteen muodolliset piirteet	77

4	BIODIVERSITEETTIOIKEUDELLINEN OHJAUS	85
4.1	Ohjauksen perusteet.....	85
4.1.1	Tausta.....	85
4.1.2	Kohde.....	86
4.1.3	Muodot.....	88
4.2	Ohjausperiaatteet.....	95
4.2.1	Periaatteiden erottelua säännöistä ja tavoitteista.....	95
4.2.2	Biodiversiteetin turvaamiseen liittyvät periaatteet.....	96
4.2.3	Hallinto-oikeudelliset periaatteet biodiversiteettiä turvattaessa.....	112
4.3	Ohjausmekanismit.....	121
4.3.1	Yleistä.....	121
4.3.2	Strategiat.....	122
4.3.3	Instrumentit.....	124
4.3.4	Standardit.....	147
4.4	Ohjauksen erityispiirteitä.....	150
4.4.1	Kohti toiminnan suoraa ohjaamista.....	150
4.4.2	Navigointitoiminto.....	151
4.4.3	Oikeudelliset konseptiot.....	154
4.5	Ohjauksen toteutuminen.....	163
5	BIODIVERSITEETTIOIKEUDEN SOVELTAMINEN – ESIMERKKINÄ INSTRUMENTIT	167
5.1	Lähtökohdat.....	167
5.2	Biodiversiteetin turvaamiskynnys.....	169
5.2.1	Instrumenttien käynnistymiskynnys.....	169
5.2.2	Ideaali turvaamiskynnys eri instrumenteissa.....	184
5.3	Biodiversiteetin turvaamisen menettely.....	186
5.3.1	Yleistä.....	186
5.3.2	Instrumentit ja osallistuminen.....	187
5.3.3	Instrumentit tiedon kokoamisessa ja välittämisessä.....	203
5.3.4	Tiedon hallinta eri instrumenteissa.....	214
5.4	Biodiversiteetin turvaamispäätös.....	218
5.4.1	Joustavien normien tulkinta.....	218
5.4.2	Instrumentteihin liittyvä toimivalta.....	238
5.4.3	Instrumentteihin liittyvä harkintavalta.....	244
5.4.4	Päätöksenteko eri instrumenteissa.....	259
5.5	Biodiversiteetin turvaamisen varmistaminen.....	261
5.5.1	Instrumenttien kattavuus.....	261
5.5.2	Varmistamiskeinot eri instrumenteissa.....	262

6	TUTKIMUKSEN KESKEISET TULOKSET.....	275
6.1	Turvaamistavoitteet.....	275
6.2	Turvaamiseen ohjaus.....	279
6.3	Turvaamisen instrumentit.....	288
6.4	Lopuksi.....	295
	SUMMARY.....	297
	OIKEUSTAPAUSHAKEMISTO.....	303
	ASIALUETTELO.....	305

Lähteet

KIRJALLISUUS

- Aakkula, Jyrki – Penttimäki, Jari 1999: Maatalouden sopimusperustainen ympäristöohjaus, *Ympäristöjuridiikka* 3–4/1999, s. 39–53.
- Aarnio, Aulis 1978: *Mitä lainoppi on?*, Helsinki.
- Aarnio, Aulis 1987: *The rational as reasonable – A treatise on legal justification*, Alankomaat.
- Aarnio, Aulis 1989: *Laintulkinnan teoria*, Juva.
- Aarnio, Aulis 1994: *Järki ja auktoriteetti*, Tampere.
- Alanen, Jouni – Marttinen, Kari 1997: Lintu- ja luontodirektiivin välitön vaikutus ja suomalainen oikeuskäytäntö, *Ympäristöjuridiikka* 2–3/1997, s. 43–83.
- Alder, John – Wilkinson, David 1999: *Environmental law and ethics*, Lontoo.
- Anttonen, Karoliina 2000: *Metsän julkishyödykkeiden tarjonnan ohjauskeinot*, *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 795, Helsinki.
- Attfield, Robin 1999: *Länsimaiset perinteet ja ympäristöetiikka*, teoksessa *Ympäristöfilosofia* (toim. Oksanen, Markku – Rauhala-Hayes, Marjo), s. 47–72, Tampere.
- Bándi, Gyula 1996: *Financial instruments in environmental protection*, teoksessa *European environmental law – a comparative perspective* (toim. Winter, Gerd), s. 201–217, Iso-Britannia.
- Berger, Peter L. – Luckmann, Thomas 1995: *Todellisuuden sosiaalinen rakentuminen* (alkuperäisteos vuodelta 1966: *The social construction of reality*), Helsinki.
- Bilderbeek, Simone (toim.) 1992: *Biodiversity and international law*, Amsterdam.
- Birnie, Patricia – Boyle, Alan 1995: *International law & the environment*, Iso-Britannia.
- Birnie, Patricia 1996: *The European community and preservation of biological diversity*, teoksessa *International law and the conservation of biological diversity* (toim. Bowman, Michael – Redgewell, Catherine), Cornwall.
- Bowman, Michael 1996: *The nature, development and philosophical foundations of the biodiversity concept in international law*, teoksessa *International law and the conservation of biological diversity* (toim. Bowman, Michael – Redgewell, Catherine), Cornwall.
- Boyle, Allan E. 1996: *The Rio convention on biological diversity*, teoksessa *International law and the conservation of biological diversity* (toim. Bowman, Michael – Redgewell, Catherine), Cornwall.
- Brown Weiss, Edith 1990: *Our rights and obligations to future generations for the environment*, *American journal of international law*, vuosikerta 84, s. 198–207.
- Brundtlandin komission raportti 1988: *Yhteinen tulevaisuutemme*, *Ympäristön ja kehityksen maailman komission raportti*, YM, Helsinki.
- Canter, Larry W. 1996: *Environmental impact assessment*, Singapore.
- Carr, Edward Hallett 1963: *Mitä historia on*, Helsinki.
- Christensen, Jonas 1998: *Rätt och kretslopp – Studier om förutsättningar för rättslig kontroll av naturresursflöden, tillämpade på fosfor*, Uppsala Universitet.
- Christophersen, Anne Bahr 1997: *På vei mot en grønn rett?*, *miljørettens utvikling i lys av den økologiske erkjennelse*, Oslo.

- Churchill, Robin 1996: The contribution of existing agreements for the conservation of terrestrial species and habitats to the maintenance of biodiversity, teoksessa *International law and the conservation of biological diversity* (toim. Bowman, Michael – Redgewell, Catherine), Cornwall.
- Darwin, Charles 1888: *Lajien synty* (alkuperäisteos vuodelta 1859: On the origin of species by means of natural selection or the preservations of favored races in the struggle for life), Hämeenlinna.
- Deflem, Mathieu 1996: Introduction: law in Habermas's theory of communicative action, teoksessa *Habermas, Modernity and Law* (toim. Mathieu Deflem), Wiltshire.
- Deketelaere, Kurt 1998: Voluntary environmental agreements European Community viewpoints, teoksessa *Third international conference on European Union environmental law*, Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 29, s. 81–125, Helsinki.
- Deville, Adrian – Harding, Ronnie 1997: *Applying the precautionary principle*, Riverwood.
- Di Leva, Charles 2002: The conservation of nature and natural resources through legal and market-based instruments, *Review of European community & international environmental law*, *Reciel*, vuosikerta 11, numero 1, s. 84–95.
- Dutfield, Graham 2000: *Intellectual property rights, Trade and biodiversity*, Ebbw Vale.
- Dworkin, Ronald 1978: *Taking rights seriously*, Bath.
- Dworkin, Ronald 1986: *A matter of principle*, Oxford.
- Ebbesson, Jonas 1998: The notion of public participation in international environmental law, *Yearbook of International Environmental Law* (toim. Brunnée, Jutta – Hey, Ellen), vuosikerta 8/1997, s. 51–97.
- E Kroos, Ari 1993: Kestävästä kehityksestä, teoksessa *Ympäristöoikeuden johtavat periaatteet*, Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 22, s. 72–92, Helsinki.
- E Kroos, Ari – Majamaa, Vesa 2000: *Maankäyttö- ja rakennuslaki*, Helsinki.
- E Kroos, Marja – Leinonen, Jukka – Martinen, Kari – Siitari-Vanne, Eija 2001: *Uusi ympäristönsuojelulainsäädäntö* (toim. Kuusiniemi, Kari), Helsinki.
- Euroopan neuvosto 1994: *Model act on the protection of the environ[ne]ment*, Strasbourg.
- Feinberg, Joel 1999: Eläinten ja syntymättömien sukupolvien oikeudet, teoksessa *Ympäristöfilosofia* (toim. Oksanen, Markku – Rauhala-Hayes, Marjo), s. 156–178, Tampere.
- Ferry, Luc 1993: *Uusi ekologinen järjestys*, Jyväskylä.
- Gillespie, Alexander 1997: *International environmental law policy and ethics*, Somerset.
- Gipperth, Lena 1999: *Miljökvalitetsnormer – En rättsvetenskaplig studie i regelteknik för operationalisering av miljömål*, Uppsala.
- Glowka, Lyle – Burhenne-Guilmin, Françoise – Synge, Hugh 1994: *A guide to the convention on biological diversity*, IUCN, The World Conservation Union, Geneva.
- Habermas, Jürgen 1981 (a–b): *Theorie des kommunikativen Handelns*, niteet 1–2, Augsburg.
- Habermas, Jürgen 1987: *Kommunikatiivisen toiminnan käsitteen tarkastelua*, teoksessa *Järki ja Kommunikaatio* (toim. Jussi Kotkavirta) s. 68–97, Helsinki.
- Habermas, Jürgen 1992: *Faktizität und Geltung*, Frankfurt am Main.
- Haila, Yrjö 1994: *Biodiversiteetti ja luonnonsuojelu*, teoksessa *Biodiversiteetti ja tuotantoelämä* (toim. Hiedanpää, Juha), s. 27–40, Turku.
- Haila, Yrjö 1997: 'Wilderness' and the multiple layers of environmental thought, *Environmental and History* 3, s. 129–147.
- Hakkaraainen, Erja 1998: Århusin sopimuksen, Euroopan yhteisöjen ympäristötietodirektiivin ja Suomen julkisuuslainsäädännön vertailua, *Ympäristöjuriidikka* 3– 4/1998, s. 52–77.
- Hallberg, Pekka – Haapanala, Auvo – Koljonen, Ritva – Ranta, Hannu 2000, *Uusi maankäyttö- ja rakennuslaki*, Jyväskylä.

- Hallo, Ralph E. 1997: Public access to environmental information, Expert's corner number 1997/1, European Environmental Agency (internet 194.7.253.245/archive/experts1_frames.htm).
- Hanna, Susan S. – Folke, Carl – Mäler, Karl-Göran (toim.) 1996: Rights to nature, Ecological, economic, cultural, and political principles of institutions for the environment, Washington.
- Hanski, Ilkka – Lindström, Jan – Niemelä, Jari – Pietiläinen, Hannu – Ranta, Esa 1998: Ekologia, Juva.
- Haukioja, Erkki 1995: Mikä on biodiversiteetin biologinen merkitys?, teoksessa Biodiversiteetin arvo päätöksenteon ongelmana (toim. Hiedanpää, Juha ja Haila, Yrjö), s. 8–16, Turku.
- Heiskala, Risto 2000: Toiminta, tapa ja rakenne – Kohti konstruktionistista synteesiä yhteiskuntateoriassa, Tampere.
- Heywood, V.H. (toim.) 1995: Global biodiversity assessment, UNEP, the United Nations Environment Programme, Cambridge.
- Hiedanpää, Juha – Raivola, Petri 1995: Päätöksenteon apuvälineiden käytöstä biodiversiteetin suojelussa, teoksessa Biodiversiteetin arvo päätöksenteon ongelmana (toim. Hiedanpää, J. – Haila, Y.), s. 109–123.
- Hiedanpää, Juha 2000: Natura Naturans: Metsäluonnon monimuotoinen arvottaminen Pohjois-Satakunnassa, teoksessa Arvot ja arvottaminen (toim. Haapala, Arto – Oksanen, Markku), s. 154–178, Helsinki.
- Hollo, Erkki J. 1991: Ympäristöoikeus, Jyväskylä.
- Hollo, Erkki J. 1994a: Biodiversiteettisopimus ja Suomen ympäristölainsäädäntö, teoksessa Biodiversiteetti ja tuotantoelämä (toim. Hiedanpää, Juha), Turku.
- Hollo, Erkki J. 1994b: Kansainvälisen ympäristöoikeuden perusteista ja kestäväen kehityksen periaatteen merkityksestä, teoksessa Kansainvälinen ympäristöoikeus (toim. Hollo, Erkki J. – Parkkari, Juhani K.), Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 23, s. 101–117, Jyväskylä.
- Hollo, Erkki J. 1996: Ympäristöoikeus – uusi oikeuden ala haasteisiin vastaamassa, Lakimies nro 2, s. 211–231.
- Hollo, Erkki J. 1998a: Biotekniikka ja luonnon monimuotoisuus – funktionaalinen näkökulma biotekniikan sääntelyyn, Lakimies nro 5, s. 735–756.
- Hollo, Erkki J. 1998b: Johdatus ympäristöoikeuteen, Jyväskylä.
- Hollo, Erkki J. 2001: Ympäristönsuojeluoikeus, Vantaa.
- Hollo, Erkki J. – Vihervuori, Pekka 1995: Ympäristövahinkolaki, Jyväskylä.
- Jans, Jan H. 2000: European environmental law, Groningen.
- Jewell, Tim 1998: Public law and the environment: The prospects for decision-making, teoksessa Law in environmental decision-making (toim. Steele Jenny – Jewell Tim), Oxford.
- Johnston, Sam 1996: Sustainability, biodiversity and international law, teoksessa International law and the conservation of biological diversity (toim. Bowman, Michael – Redgewell, Catherine), Cornwall.
- Jokinen, Pekka 1995: Tuotannon muutokset ja ympäristöpolitiikka, Ympäristösosiologinen tutkimus suomalaisesta maatalouden ympäristöpolitiikasta vuosina 1970–1994, Turku.
- Kallio, Pasi 2001: Suotuisa suojelutaso luonnonsuojeluoikeudessa, Helsinki.
- Kallio, Pasi 2002: Arvot ympäristöoikeudessa, teoksessa Oikeudenalojen rajat ja rajattomuus (toim. Viljanen, Veli-Pekka), Uusikaupunki.
- Kate, Kerry ten – Laird, Sarah A. 1999: The commercial use of biodiversity, Access to genetic resources and benefit sharing, Margate, Kent.
- Kimber, Clíona 1998: Understanding access to environmental information: the European experience, teoksessa Law in environmental decision-making (toim. Steele, Jenny – Jewell, Tim), Oxford.
- Kiviniemi, Matti 1997: Metsäoikeus, Jyväskylä.

- Klabbers, Jan 1996a: The redundancy of soft law, *Nordic Journal of International Law* osa 65, nro 2, s. 167–182.
- Klabbers, Jan 1996b: The concept of treaty in international law, Haag.
- Klabbers, Jan 1998: The undesirability of soft law, *Nordic Journal of International Law* osa 67, nro 4, s. 381–391.
- Klami, Hannu Tapani 1979: Finalistinen oikeusteoria, Tutkimus oikeudellisen päätöksenteon ja oikeusnormipropositioiden tavoitteellisesta justifiointista ja kontrollista, Turun yliopiston yksityisoikeuden laitoksen julkaisuja A:19:1979, Turku.
- Kloepfer, Michael – Winter, Gerd 1996: Instruments of direct behavioural regulation, teoksessa *European environmental law* (toim. Winter, Gerd), s. 47–62, Iso-Britannia.
- Kloepfer, Michael 1998: Umweltrecht, Nördlingen.
- Kokko, Kai 1994: Maa-ainesluvan ympäristövaikutusten arviointi, *Ympäristöjuridiikka* 1/1994, s. 45–64.
- Kokko, Kai 1997: Ympäristövaikutusten selvittäminen seutu- ja yleiskaavoituksessa -oikeudellisesta näkökulmasta, YM, Suomen ympäristö nro 155, Helsinki.
- Kokko, Kai 2001: Vesistön muuttamiskiellon rikkominen, *Oikeustieto* 5, s. 13–17.
- Kokko, Kai 2002: Kolme näkökulmaa Natura 2000 -suojeluun, *Ympäristöjuridiikka* 3– 4/2002, s. 24–38.
- Koskeniemi, Martti 1994: Mitä kansainvälinen ympäristöoikeus on?, teoksessa *Kansainvälinen ympäristöoikeus* (toim. Hollo, Erkki J. – Parkkari, Juhani K.), Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 23, s. 29–45, Jyväskylä.
- Krämer, Ludwig 1996: E.C. treaty and environmental law, Iso-Britannia.
- Kuokkanen, Tuomas 2000: International law and the environment: variations on a theme, Vantaa.
- Kumpula, Anne 1998: Vastuu luonnosta ja sen monimuotoisuudesta, teoksessa *Juhlajulkaisu Leena Kartio*, nro 7, s. 157–169, Turku.
- Kumpula, Anne 2002: EMAS ja itsesääntelyn mahdollisuus, *Yritys eurooppalaisessa oikeusyh-teisössä* (toim. Helander, Petri – Mylly, Tuomas), s. 177–201, Jyväskylä.
- Kumpula, Anne – Määttä, Tapio 2002: Ekologia, yhteiskunta ja oikeus: Konstruktivistinen tulkinta luonnontieteellisen tiedon ja oikeuden suhteessa, teoksessa *Oikeuden tuolla puolen* (toim. Ervasti, Kaijus – Meincke, Nina), s. 207–233, Saarijärvi.
- Kuusiniemi, Kari 1992: Ympäristönsuojelu ja immisioajattelu, Jyväskylä.
- Kuusiniemi, Kari 1994: Sic tuo utere -periaate ja immisiot, teoksessa *Kansainvälinen ympäristöoikeus*, (toim. Hollo, Erkki J. – Parkkari, Juhani K.), Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 23, s. 118–136, Jyväskylä.
- Kuusiniemi, Kari 1995: Environmental standards and pollution control law, teoksessa *North European environmental law* (toim. Hollo, Erkki J. – Marttinen, Kari), s. 239–261, Helsinki.
- Kuusiniemi, Kari 1996: Biodiversiteetin suojelu ja ympäristöoikeus, *Lakimies* nro 7, s. 1010–1018.
- Kuusiniemi, Kari 1998: Perusoikeudet ja biodiversiteetin suojelu, *Ympäristöoikeudellisia tutkimuksia*, Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 30, s. 7–124, Helsinki.
- Kuusiniemi, Kari 1999a: EY-ympäristöoikeuden soveltamisesta hallintotuomioistuimissa, *Ympäristöjuridiikka* 1/1999, s. 8–30.
- Kuusiniemi, Kari 1999b: Fundamental rights and the protection of nature, *Turku Law Journal* nro 1, s. 33–47.
- Kuusiniemi, Kari 2000a: Luonnon oikeudet vai tulevien sukupolvien suojeleminen?, teoksessa *Juhlakirja Erkki Johannes Hollo* (toim. Vihervuori, Pekka ym.), s. 149–169, Jyväskylä.
- Kuusiniemi, Kari 2000b: Luontoarvojen asema oikeudellisessa päätöksenteossa, teoksessa *Arvot ja luonnon arvottaminen* (toim. Haapala, Arto – Oksanen, Markku), s. 193–216, Helsinki.
- Kuusiniemi, Kari 2000c: Natura 2000 -verkoston oikeusvaikutukset, *Ympäristöjuridiikka* 2–3/2000, s. 10–50.

- Kuusiniemi, Kari 2001: Biodiversiteetin suojelu ja oikeusjärjestyksen ristiriidat, *Oikeustiede – Jurisprudentia*, Suomalaisen Lakimiesyhdistyksen vuosikirja, s. 159–306.
- Kuusiniemi, Kari – Ekroos, Ari – Kumpula, Anne – Vihervuori, Pekka 2001: *Ympäristöoikeus*, Juva.
- Laakso, Seppo 1978: Juridinen maailmankuva, *Oikeus* 1, s. 12–34.
- Laakso, Seppo 1990: Oikeudellisesta sääntelystä ja päätöksenteosta, Helsinki.
- Laaksonen, Kalevi 2002: Metsälainsäädännön mukaiset erityisen tärkeät elinympäristöt, *Ympäristöjuridiikka* 2/2002 s. 34–44.
- Ladeur, Karl-Heinz 1996: Environmental constitutional law, teoksessa *European environmental law – a comparative perspective* (toim. Winter, Gerd), s. 15–34, Iso-Britannia.
- Leopold, Aldo 1999: Maaetiikka, teoksessa *Ympäristöfilosofia* (toim. Oksanen, Markku – Rauhala-Hayes, Marjo), s. 120–137, Tampere.
- Locke, John 1995: Tutkielma hallitusvallasta (alkuperäisteos vuodelta 1690: *Second Treatise of Civil Government*), Tampere.
- Lähteenoja, Pentti 2000: *Metsäpolitiikka ja verotus*, Jyväskylä.
- Länsineva, Pekka 2002: *Perusoikeudet ja varallisuusteet*, Jyväskylä.
- Macrory, Richard 1996: The scope of environmental law, teoksessa *European environmental law – a comparative perspective* (toim. Winter, Gerd), s. 3–14, Iso-Britannia.
- Mannermaa, Mika 1998: Kvanttihyppy tulevaisuuteen, Keuruu.
- Marttinen, Kari – Saastamoinen, Salla – Similä, Jukka 1994: *EU:n ympäristöoikeus ja Suomi*, Jyväskylä.
- Massa, Ilmo 1994: Pohjoinen luonnonvalloitus – Suunnistus ympäristöhistoriaan Lapissa ja Suomessa, Tampere.
- Matthews, Freya 1994: *The ecological self*, Cornwall.
- McConnell, Fiona 1996: *The biodiversity convention – a negotiating history*, Cornwall.
- Melkas, Eriika 2001: The climate convention and the Kyoto protocol – an overview of the legal framework for state action, *Ympäristöjuridiikka* 4/2001, s. 7–58.
- Merikoski, V. 1968: Vapaa harkinta hallinnossa, Vammala.
- Meriluoto, Markku – Soinenen, Timo 1998: *Metsäluonnon arvokkaat elinympäristöt*, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Hämeenlinna.
- Metsähallitus 1997: *Metsätalouden ympäristöopas*, Helsinki.
- Michanek, Gabriel 1994: Rättsligt skydd för biologisk mångfald, *Miljörettslig tidskrift* 2, s. 159–178.
- Mutanen, Anu 2002: Valtion suvereniteetti ja biodiversiteetti, *Lakimies* 3/2002, s. 405–429.
- Moore, G. E. 1951: The conception of intrinsic value, teoksessa *Philosophical studies* (Routledge and Kegan Paul), Lontoo.
- Mäenpää, Olli 1989: *Hallintosopimus*, Vammala.
- Mäenpää, Olli 1992: *Hallintolupa*, Vammala.
- Mäenpää, Olli 1999: *Julkisuusperiaate*, Helsinki.
- Mäenpää, Olli 2000: *Hallinto-oikeus*, Porvoo.
- Mäenpää, Olli 2001: *Eurooppalainen hallinto-oikeus*, Jyväskylä.
- Mähönen, Jukka 2000: *Lojaliteettivelvollisuus ja tiedonantovelvollisuus* teoksessa *Varallisuus-oikeuden kantavat periaatteet* (toim. Saarnilehto, Ari), Vantaa.
- Määttä, Kalle 1999: *Taloudellinen ohjaus ympäristönsuojelussa*, Helsinki.
- Määttä, Tapio 1999a: *Maanomistusoikeus*, Jyväskylä.
- Määttä, Tapio 1999b: *Modernin ympäristöoikeuden evoluutiosta*, *Ympäristöjuridiikka* 3–4/1999, s. 6–20.
- Määttä, Tapio 2000a: *Monitieteisyys ympäristöoikeudessa – oikeustieteen sisäiset ja ulkoiset yhteydet oikeustieteellisen tutkimuksen haasteena*, *Oikeus* 3, s. 333–355.

- Määttä, Tapio 2000b: Oikeustapauksia, Kommentteja, KHO 23.2.2000 T. 361, Lakimies 5/2000, s. 789–801.
- Määttä, Tapio 2001a: Biodiversiteetti oikeudellisena kategoriana: näkökulmia ja tulkintoja, Oikeustiede – Jurisprudentia, s. 311–373.
- Määttä, Tapio 2001b: Ympäristö eurooppalaisena ihmis- ja perusoikeutena: kohti ekososiaalista oikeusvaltiota, teoksessa Perusoikeudet EU:ssa (toim. Nieminen, Liisa), s. 263–326, Jyväskylä.
- Naskali, Arto 1995: Biologisen diversiteetin taloudellinen arvo, teoksessa Biodiversiteetin arvo päätöksenteon ongelmana (toim. Hiedanpää, J. – Haila, Y.), s. 17–32, Turku.
- Niemelä, Jari 2000: Luonnon ekologiset arvot, teoksessa Arvot ja luonnon arvottaminen (toim. Haapala, Arto – Oksanen, Markku), s. 217–230, Helsinki.
- Niiniluoto, Ilkka 1984: Tiede, filosofia ja maailmankatsomus, Helsinki.
- Niiniluoto, Ilkka 2000: Luonnon arvo ja ihmisen vastuu, teoksessa Arvot ja luonnon arvottaminen (toim. Haapala, Arto – Oksanen, Markku), s. 55–67, Helsinki.
- Nordberg, Lauri 1997: Euroopan Unionin lintu- ja luontodirektiivien eräiden säännösten välittömästä oikeusvaikutuksesta, Ympäristöjuridiikka 1/1997, s. 12–17.
- Nordberg, Lauri 2001: Ajankohtaisia luontodirektiivin 6 artiklan tulkintakysymyksiä, Ympäristöjuridiikka 4/2001 s. 87–97.
- Nordh, Roberth 1999: Talerätt i miljömål, Göteborg.
- Norton, Bryan G. 1987: Why preserve natural variety?, Princeton University Press, s. 60–72, Princeton.
- Nuotio, Kimmo 2001: Muuttuuko oikeus todella? Oikeuskehityksen syvyys muutoksen vuosikymmenellä, teoksessa Nykyajan muuttuva oikeus (toim. Nuotio, Kimmo – Boucht, Johan – Herler, Casper), Suomalainen Lakimiesyhdistys, Helsinki.
- Næss, Arne 1984: A defence of the deep ecology movement, Environmental Ethics, vuosikerta 6, s. 265–270.
- Oksanen, Markku 1994: Luonto ja moraaliset arvot, teoksessa Ympäristöongelmat ja tiede (toim. Vilka, Leena), s. 45–70, Helsinki.
- Oksanen, Markku 1995: Biodiversiteetin suojelun filosofiasta, teoksessa Biodiversiteetin arvo päätöksenteon ongelmana (toim. Hiedanpää J. – Haila Y.), s. 33–45, Turku.
- Oksanen, Markku 1998: Nature as property, Environmental ethics and the institution of ownership, käytännöllinen filosofia, vuosikerta 10, Turun yliopisto, Turku.
- Oksanen Markku 2000: Yhteiskunnallinen monimuotoisuus ja luonnon arvottaminen, teoksessa Arvot ja arvottaminen (toim. Haapala, Arto – Oksanen, Markku), s. 82–101, Helsinki.
- Ollikainen, Markku 1994: Biodiversiteetti ja taloudellinen arvottaminen, teoksessa Biodiversiteetti ja tuotantoelämä (toim. Hiedanpää, Juha), s. 51–63, Turku.
- O’Neill, John 1999: Itseisarvon lajit, teoksessa Ympäristöfilosofia (toim. Oksanen, Markku – Rauhala-Hayes, Marjo), s. 266–281, Tampere.
- Pappila, Minna 1998: Metsien käytön sääntely ja biologinen monimuotoisuus, Ympäristöoikeudellisia tutkimuksia, Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 30, s. 125–214, Helsinki.
- Pappila, Minna 1999: Avainbiotooppien suojeluun liittyvistä kysymyksistä, Ympäristöjuridiikka 1/1999 s. 31–62.
- Pietarinen, Juhani 2000: Ihmislähtöiset luontoarvot ja luonnon omat arvot, teoksessa Arvot ja luonnon arvottaminen (toim. Haapala, Arto – Oksanen, Markku), s. 38–53, Helsinki.
- Popper Karl R. – Eccles, John C. 1986: The Self and its brain – An argument for interactionism (alkuperäisteos 1977), Norfolk.
- Pöyhönen, Juha 2000: Uusi varallisuus-oikeus, Jyväskylä.
- Ranta, Jouni 2001: Varautumisperiaate ympäristöoikeudessa, Saarijärvi.

- Rehbinder, Eckard 1995: Self-regulation by industry, teoksessa *European environmental law – a comparative perspective* (toim. Winter, Gerd), s. 239–267, Iso-Britannia.
- Rolston III, Holmes 1999: Arvot luonnossa, teoksessa *Ympäristöfilosofia* (toim. Oksanen, Markku – Rauhala-Hayes, Marjo), s. 205–224, Tampere.
- Rosendahl, G. Kristin 1999: Biodiversity: Between diverse International Arenas, *Yearbook of International Co-operation on Environment and Development 1999/2000*, s. 40–47.
- Saastamoinen, Salla 1993: Ympäristövaikutusten arviointi, raportteja ja artikkeleita n:o 114, Pellervon taloudellinen tutkimuslaitos, Helsinki.
- Sairinen, Rauno 2000: Regulatory reform of Finnish environmental policy, Center for Urban and Regional Studies Publications A 27, Espoo.
- Salila, Jari 1999: Biotekniikan ympäristövaikutusten oikeudellinen sääntely, lisensiaatin tutkimus, Helsingin yliopisto.
- Salila, Jari 2001: Näkökohtia varautumisperiaatteen käyttöalasta ympäristönsuojelussa, *Ympäristöjuridiikka*, 2–3/2001, s. 88–101.
- Sands, Philippe 1995: Principles of international environmental law, volume 1, Frameworks, standards and implementation, Trowbridge.
- Saraviita, Ilkka 2000: Perustuslaki, Jyväskylä.
- Schweitzer, Albert 1966: *Die Lehre von der Ehrfurcht vor dem Leben* (toim. Bähr, Hans Walter), München.
- Similä, Jukka 1997: Luonnonsuojelulaki, Jyväskylä.
- Similä, Jukka 2002: Pollution regulation and its effects on technological innovations, *Journal of Environmental Law*, vuosikerta 14, nro 2, s. 143–160.
- Skolimowski, Henryk 1984: *Ekofilosofia*, Vaasa.
- Soininen, Timo 1998: Luonnonhoidon suunnittelun perusteet, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio, Helsinki.
- Steele Jenny – Jewell Tim 1998: Law in environmental decision-making teoksessa *Law in environmental decision-making* (toim. Steele Jenny – Jewell Tim), Oxford.
- Stone, Christopher D. 1974: Should trees have legal standing?, *Toward legal rights for natural objects*, Los Altos.
- Stone, Christopher D. 1997: Stemming the loss of biological diversity: The institutional and ethical contours, *Review of European Community and International Environmental Law*, RECIEL vuosikerta 6, nro 3, s. 231–237.
- Suvantola, Leila 2003: Valitusoikeus Natura 2000 -verkoston suojelun valvontakeinona, Joensuun yliopiston oikeustieteellisiä julkaisuja 3, Joensuu.
- SYKE, Suomen ympäristökeskus 1998: Suomen luonnon monimuotoisuus, (toim. Lappalainen, Iiris), Helsinki.
- Syrjänen, Olavi 1999: Harkintavalta kaavoituksessa ja rakentamisessa, Tampere.
- Tala, Jyrki 2001: Lakien vaikutukset: lakiuudistusten tavoitteet ja niiden toteutuminen lainsäädäntöteoreettisessa tarkastelussa, Oikeuspoliittinen tutkimuslaitos, Helsinki.
- Taylor, Paul W. 1999: Luonnon kunnioittamisen etiikka, teoksessa *Ympäristöfilosofia* (toim. Oksanen, Markku – Rauhala-Hayes, Marjo), s. 225–250, Tampere.
- Tirri, Rauno – Lehtonen, Juhani – Lemmetyinen, Risto – Pihakaski, Seppo – Portin, Peter 1993: *Biologian sanakirja*, Keuruu.
- Tolonen, Hannu 1989: Säännöt, periaatteet ja tavoitteet: Oikeuden, moraalien ja politiikan suhteesta, *Oikeustiede – Jurisprudentia*, s. 337–384.
- Tolonen, Hannu 1997: Mitä oikeus on?, *Oikeus* 2, s. 109–123.
- Tolvanen, Jukka Pekka 1998: Maankäytön luonnonsuojelullinen sääntely, Jyväskylä.
- Tuori, Kaarlo 2000: Kriittinen oikeuspositivismi, Vantaa.

- Tuori, Kaarlo 2001: Jürgen Habermas – oikeuden kommunikatiivinen rationaalisuus, teoksessa *Filosofien oikeus 2* (toim. Tontti, Jarkko – Mäkelä, Kaisa), s. 339–359, Saarijärvi.
- Tähti, Aarre 1995: Periaatteet Suomen hallinto-oikeudessa, Helsinki.
- Vesala, Riitta 1995: Kestävän kehityksen esteet ja mahdollisuudet kunnan maankäytön suunnittelussa, YM:n julkaisu 2/1995, Helsinki.
- Vihervuori, Pekka 1981: Viranomaisen asianosaispuhevallasta vesiasioissa, Vammala.
- Vihervuori, Pekka 1984: Lupaharkinta ja yhdenvertaisuus, Ympäristöoikeudellisia tutkielmia, Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 4 (1983), Espoo.
- Vihervuori, Pekka 1989: Maa-ainesten ottaminen ja suojeleminen, Jyväskylä.
- Vihervuori, Pekka 1991: Ympäristökysymykset perusoikeusuudistuksen näkökulmasta, Ympäristöjuridiikka 1–2/1991, s. 8–28.
- Vihervuori, Pekka 1993: Aiheuttamisperiaate, Ympäristöoikeuden johtavat periaatteet, Suomen Ympäristöoikeustieteen Seuran julkaisuja 22, s. 25–39.
- Vihervuori, Pekka 1998a: Hallitusmuodon 14 a § ja horisontaalisuhteet, teoksessa *Perusoikeuspuheenvuoroja* (toim. Lämsineva, Pekka – Viljanen, Veli-Pekka), s. 237–253, Turku.
- Vihervuori, Pekka 1998b: Standardit ja normit ympäristöoikeudessa, teoksessa *Korkein hallinto-oikeus 80 vuotta*, s. 220–242, Vammala.
- Vihervuori, Pekka 1998c: Biodiversiteetin huomioon ottaminen vesiä koskevassa päätöksenteossa, Ympäristöjuridiikka 3–4/1998, s. 10–14.
- Vihervuori, Pekka 1999: Virallisen vastaväittäjän lausunto väitöskirjasta *Maanomistusoikeus* (kirj. Määttä, Tapio), *Lakimies* 5/1999, s. 779–793.
- Vihervuori, Pekka 2000: Luonnonsuojelun henkilörelaatiokysymyksiä, teoksessa *Juhlakirja Erkki Johannes Hollo* (toim. Vihervuori, Pekka ym.), s. 353–377, Jyväskylä.
- Vihervuori, Pekka 2002: Ympäristönsuojelulaki ja yksityisten oikeussuoja, teoksessa *professori Kyösti Holman juhlakirja 16.6.2002*, s. 347–367, Rovaniemi.
- Viljanen, Veli-Pekka 1990: Perustuslaki ja laintulkinta. LM s. 203–236.
- Viljanen, Veli-Pekka 2001: Perusoikeuksien rajoitusedellytykset, Vantaa.
- Vuorisalo, Timo 1991: Lajien kuolema, teoksessa *Ympäristö ja aika* (toim. Aromaa, Vuokko ym.), s. 126–138, Jyväskylä.
- Väätäinen, Eija 1995: YVA – kohti ympäristötietoista kaavoituskäytäntöä?, tutkimusraportti 4, Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Wallius, Johanna 2001: Oikeus geenivaroihin, Saarijärvi.
- Westerlund, Staffan 1988: Rätt och miljö, Lund.
- Westerlund, Staffan 1993: Miljörättsliga koncept, *Miljörättslig tidskrift* 1993:2, s. 221–238.
- Westerlund, Staffan 1996: Proportionalitetsprincipen – verklighet, missförstånd eller nydaning?, *Miljörättslig tidskrift* 1996:2, s. 248–284.
- Westerlund, Staffan 1997a: En hållbar rättsordning – rättsvetenskapliga paradigmer och tankeväндor, Göteborg.
- Westerlund, Staffan 1997b: Law and the environment, teoksessa *Legal assistance to developing countries* (toim. Sevastik, Per), Tukholma.
- Westerlund, Staffan 1997c: Perspective, teoksessa *Håndhævelse af miljølovgivning* (toim. Basse, Ellen Margrethe), s. 299–323, Århus.
- Westerlund, Staffan 1998: “Where would mankind stand without land?” (internet www.imir.com), seminaarin alustus, Norfa, Århus 23–27.8.1998.
- Westerlund, Staffan 1999: Spaltkommentar, *Miljöbalkens* 1–17 samt 24 kapitel, *Miljörättslig tidskrift* 1, s. 1–193.
- Westerlund, Staffan 2000: Sustainable balancing, teoksessa *Juhlakirja Erkki Johannes Hollo* (toim. Vihervuori, Pekka ym.), s. 405–423, Jyväskylä.

- Wilhelmsson, Thomas 1997: Sosiaalisen siviilioikeuden metodiset lähtökohdat, teoksessa *Minun metodini* (toim. Häyhä, Juha), s. 339–358, Jyväskylä.
- Wilson, Edward O. 1994: *The diversity of life*, St Ives.
- Winter, Gerd 1996: Standard setting in environmental law, teoksessa *European environmental law – a comparative perspective* (toim. Winter, Gerd), s. 109–128, Iso-Britannia.
- Wright, Georg Henrik von 2001: *Hyvän muunnelmat*, Keuruu.
- Ympäristöministeriö – ulkoasiainministeriö 1993: UNCED, YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssi, Rio de Janeiro 3.–14.6.1992 (toim. Saurimo, Minna), Forssa.

VIRALLISLÄHTEET

Direktiiviehdotukset

- Direktiiviehdotus ympäristötiedon saatavuudesta: Ehdotus Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiiviksi ympäristöä koskevan tiedon julkisesta saatavuudesta, KOM (2000) 402, EYVL nro C 337 E , 28/11/2000, s. 156 - 162.
- Ympäristövastuuta koskeva direktiiviehdotus: Ehdotus Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiiviksi ympäristövastuusta ympäristövahinkojen estämiseksi ja korjaamiseksi, 23.1.2002, KOM (2002) 17.

Perusoikeuskirja, strategiat ja toimintaohjelmat

- Euroopan unionin metsästrategia: Neuvoston päätöslauselma Euroopan unionin metsästrategiasta, annettu 15. päivänä joulukuuta 1998, EYVL nro C 056 , 26/02/1999, s. 1–4.
- Euroopan unionin perusoikeuskirja: Euroopan unionin perusoikeuskirja, EYVL nro C 364, 18/12/2000 s. 1–22.
- Euroopan yhteisön biodiversiteettistrategia: Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on a European Community Biodiversity Strategy, 4.2.1998, KOM (1998) 42.
- Kestävää kehitystä koskeva Euroopan unionin strategia: Komission tiedonanto, Kestävä kehitys Euroopassa paremman maailman vuoksi: Kestävää kehitystä koskeva Euroopan unionin strategia, 15.5.2001, KOM (2001) 264.
- Kuudes ympäristöä koskeva toimintaohjelma: Kuudes ympäristöä koskeva Euroopan yhteisön toimintaohjelma, 24.1.2002, KOM (2001) 31.

Muut

- Komissio 1996: Komission tiedonanto neuvostolle ja Euroopan parlamentille - Ympäristösopimuksista, KOM (1996) 561.
- Komissio 2000a: Komission tiedonanto ennalta varautumisen periaatteesta, KOM (2000) 1.
- Komissio 2000b: Natura 2000 -alueiden suojelu ja käyttö – Luontodirektiivin 92/43/ETY 6 artiklan säännökset, Belgia.
- Pöytäkirja toissijaisuus- ja suhteellisuusperiaatteiden soveltamisesta: Amsterdamin sopimuksen liite E – Euroopan yhteisön perustamissopimukseen liitetyt pöytäkirjat, Amsterdam 2.10.1997.

Eduskunnan vastaukset

- EV 209/1996: Eduskunnan vastaus hallituksen esitykseen metsälaiksi sekä laeiksi kestävän metsätalouden rahoituksesta ja rikoslain 48 luvun 1 §:n 3 momentin muuttamisesta.
- EV 264/1998: Eduskunnan vastaus hallituksen esitykseen laeiksi luonnonsuojelulain ja yksityisistä teistä annetun lain muuttamisesta.

Hallituksen esitykset

- HE 24/1922: Hallituksen esitys Eduskunnalle luonnonsuojelua koskevaksi lainsäädännöksi.
- HE 88/1981: Hallituksen esitys Eduskunnalle hallintomenettelylaiksi ja eräksi siihen liittyviksi laeiksi
- HE 135/1989: Hallituksen esitys Eduskunnalle laiksi rakennuslain muuttamisesta.
- HE 300/1992: Hallituksen esitys Eduskunnalle metsästyslaiksi ja eräksi siihen liittyviksi laeiksi.
- HE 309/1993: Hallituksen esitys Eduskunnalle perustuslakien perusoikeussäännösten muuttamisesta.
- HE 319/1993: Hallituksen esitys Eduskunnalle laiksi ympäristövaikutusten arviointimenettelystä sekä eräksi siihen liittyviksi laeiksi.
- HE 55/1994: Hallituksen esitys Eduskunnalle biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen hyväksymisestä.
- HE 217/1995: Hallituksen esitys Eduskunnalle laiksi hallintolainkäytöstä ja siihen liittyväksi lainsäädännöksi.
- HE 63/1996: Hallituksen esitys Eduskunnalle metsälaiksi sekä laeiksi kestävän metsätalouden rahoituksesta ja rikoslain 48 luvun 1 §:n 3 momentin muuttamisesta.
- HE 79/1996: Hallituksen esitys Eduskunnalle luonnonsuojelulainsäädännön uudistamiseksi.
- HE 1/1998: Hallituksen esitys Eduskunnalle uudeksi Suomen Hallitusmuodoksi.
- HE 101/1998: Hallituksen esitys Eduskunnalle rakennuslainsäädännön uudistamiseksi.
- HE 218/1998: Hallituksen esitys Eduskunnalle laiksi metsälain muuttamisesta.
- HE 236/1998: Hallituksen esitys Eduskunnalle laeiksi luonnonsuojelulain ja yksityisistä teistä annetun lain muuttamisesta.
- HE 84/1999: Hallituksen esitys Eduskunnalle ympäristönsuojelu- ja vesilainsäädännön uudistamiseksi.

Työryhmien raportit ja muut ministeriöiden asiakirjat

- Maa- ja metsätalousministeriö 1997a: Metsätalouden ympäristöohjelman toteutuminen -seuran-taryhmän kolmas väliraportti maaliskuu 1997, julkaisu 3, Helsinki.
- Maa- ja metsätalousministeriö 1998: Ehdotus asetukseksi metsästysasetuksen muuttamisesta, Seppo Mattila, muistio 25.11.1998.
- Ympäristöministeriö 1995: Luonnonsuojelulakityöryhmän mietintö, työryhmän raportti 3/1994, Helsinki.
- Ympäristöministeriö 1997: Suomen biologista monimuotoisuutta koskeva kansallinen toiminta-ohjelma 1997–2005, Suomen ympäristö 137, Helsinki.
- YVA-työryhmä 1998: YVA-lainsäädännön tarkastamistyöryhmän mietintö, YM, Suomen ympäristö 240, Helsinki.

Valiokuntien mietinnöt ja lausunnot

PeVM 25/1994: Perustuslakivaliokunnan mietintö n:o 25 hallituksen esityksestä perustuslakien perusoikeussäännösten muuttamisesta.

UaVM 8/1994: Ulkoasiainvaliokunnan mietintö n:o 8 hallituksen esityksestä biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen hyväksymisestä.

YmVL 6/1994: Ympäristövaliokunnan lausunto n:o 6 ulkoasiainvaliokunnalle.

Valtioneuvoston päätökset (Suomen säädöskokoelmassa julkaistut päätökset ovat lyhenteissä)

Valtioneuvosto 1998: Valtioneuvoston päätös Euroopan yhteisön Natura 2000 -verkoston Suomen ehdotuksen hyväksymisestä, annettu 20.8.1998.

Valtioneuvosto 2002: Valtioneuvoston periaatepäätös toimintaohjelmasta Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamiseksi, annettu 23.10.2002.

Luettelo kuvioista ja taulukoista

- Kuvio 1: Biodiversiteetti ja yhteiskunta s. 7.
Kuvio 2: Biodiversiteetin turvaaminen kolmidimensionaalisena käsitteenä s. 19.
Kuvio 3: Biodiversiteettioikeus perinteisen systematisoinnin osana s. 66.
Kuvio 4: Biodiversiteettioikeuden läpäisevyys s. 67.
Kuvio 5: Vertikaaliset ja horisontaaliset aikadimensiot s. 70.
Kuvio 6: Ihmissukupuolvet ylittävä tarkastelutapa s. 71.
Kuvio 7: Biodiversiteettioikeuden relaatiot s.77.
Kuvio 8: Biodiversiteetin turvaaminen oikeudellisena suhteena s. 80.
Kuvio 9: Biodiversiteettioikeudellinen ohjaus s. 94.
Kuvio 10: Turvaamisperiaatteiden suhde hallinto-oikeuden periaatteisiin s. 113.
Kuvio 11: Standardien asettamisvaiheet s. 149.
Kuvio 12: Suotuisa suojelutaso suojelualuetta perustettaessa s. 162.
Kuvio 13: Täytäntöönpanon hävikit s. 165.
Kuvio 14: Natura 2000 -alueita koskevien hankkeiden arviointikynnys s. 178.
Kuvio 15: Osalliset s. 190.
Kuvio 16: Karhun kiintiöpyynti s. 210.
Kuvio 17: Joustavan säännöksen tulkinnan elementtejä s. 221.
Kuvio 18: Natura 2000 -alueisiin liittyvä heikentämiskieltoharkinta s. 245.
Kuvio 19: Natura 2000 -alueisiin liittyvä poikkeuslupaharkinta s. 252.
Kuvio 20: Ympäristöoikeuden periaatteiden tulkinnallinen sisältö biodiversiteettioikeudessa s. 282.
Kuvio 21: Metsäl 11 §:n mukaisen poikkeusharkinnan suhde ympäristötukeen s. 295.
- Taulukko 1: Tutkimuksen oikeusteoreettiset painotukset s. 9.
Taulukko 2: Riistiriitaiset instrumentit ja biodiversiteetti s. 124.
Taulukko 3: Suotuisa suojelutaso s. 156.
Taulukko 4: Analysoitavat instrumentit riista-, metsä- ja maataloudessa s. 168.
Taulukko 5: Otsikot ja niihin peilaavat asiakysymykset s. 169.
Taulukko 6: Erittely osallistumisen hyödyistä päätöksenteossa s. 189.
Taulukko 7: Tiedon pääasialliset lähteet heikentämiskieltoharkinnassa s. 231.
Taulukko 8: Biodiversiteetin turvaamistavoitteen sisältö s. 276.
Taulukko 9: Biodiversiteetin turvaamisesta lähtevä ohjaus s. 280.
Taulukko 10: Biodiversiteettiä turvaavia mekanismeja s. 283.

Lyhenteet

Kansainväliset sopimukset, peruskirjat, julistukset

Amsterdamin sopimus	Amsterdamin sopimus Euroopan unionista tehdyn sopimuksen, Euroopan yhteisön perustamissopimusten ja niihin liittyvien asiakirjojen muuttamisesta, EYVL C 340, 10.11.1997, Amsterdam 2.10.1997.
Bernin sopimus	Yleissopimus Euroopan luonnonvaraisen kasviston ja eläimistön ja niiden elinympäristön suojelusta, Bern 19.9.1975, SopS 29/1986.
Bonnin sopimus	Yleissopimus muuttavien luonnonvaraisten eläimien suojelusta, Bonn 23.6.1979, SopS n:o 62/1988.
Espoon sopimus	Yleissopimus valtioiden rajat ylittävien ympäristövaikutusten arvioinnista, Espoo 25.2.1991, SopS n:o 67/1997.
Helsingin sopimus 1992a	Vuoden 1992 Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskeva yleissopimus, Helsinki 9.4.1992, SopS n:o 2/2000.
Helsingin sopimus 1992b	Yleissopimus teollisuusonnettomuuksien rajojen yli ulottuvista vaikutuksista, Helsinki 17.3.1992, SopS n:o 26/2000.
Kuala Lumpurin sopimus	ASEAN agreement on the conservation of nature and natural resources, Kuala Lumpur 9.7.1985.
Lontoon sopimus	Sopimus Euroopan lepakoiden suojelusta, Lontoo 4.12.1991, SopS n:o 104/1999.
Maastrichtin sopimus	SEU, Sopimus Euroopan unionista, EYVL C 340, 10.11.1997, Maastricht 7.2.1992.
New Yorkin sopimus 1992a	Sopimus Itämeren ja Pohjanmeren pikkuvalaiden suojelusta, New York 17.3.1992, SopS n:o 103/1999.
New Yorkin sopimus 1992b	Ilmastonmuutosta koskeva Yhdistyneiden Kansakuntien puitesopimus, New York 9.5.1992, SopS n:o 61/1994.
Pariisin sopimus 1972	Yleissopimus maailman kulttuuri- ja luonnonperinnön suojelusta, Pariisi 23.11.1972, SopS n:o 19/1987.
Pariisin sopimus 1992	Yleissopimus Koillis-Atlantin merellisen ympäristön suojelusta, Pariisi 22.9.1992, SopS n:o 51/1998.
Ramsarin sopimus	Vesilintujen elinympäristönä kansainvälisesti merkittäviä vesiperäisiä maita koskeva yleissopimus, Ramsar 2.2.1971, Iran, SopS n:o 3/1976.
Rion sopimus	Biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus, Rio de Janeiro 5.6.1992, SopS n:o 78/1994.
Rooman sopimus	SEY, Euroopan yhteisön perustamissopimus, EYVL C 340, 10.11.1997, Rooma 25.3.1957.
Washingtonin sopimus	Villieläimistön ja -kasviston uhanalaisten lajien kansainvälistä kauppaa koskeva yleissopimus, CITES, Washington 3.3.1973, SopS n:o 45/1976.

LYHENTEET

Wienin sopimus	Valtiosopimusoikeutta koskeva Wienin yleissopimus, Wien 23.5.1969, SopS n:o 33/1980.
Århusin sopimus	Convention on access to information, public participation in decision-making and access to justice in environmental matters, Århus 23.–25.6.1998.
Rion julistus	Ympäristöä ja kehitystä koskeva Rion julistus, Yhdistyneiden kansakuntien ympäristö- ja kehityskonferenssi (UNCED), Rio de Janeiro 3.–14.6.1992.
Rion metsäperiaatteet	Metsäperiaatteet, YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssi (UNCED), Rio de Janeiro 3.–14.6.1992.
Tukholman julistus	Declaration of the UN Conference on the Human Environment, Tukholma 5.6.1972.
WCN	World Charter for Nature, 1982, United Nations General Assembly, RES. 37/7.
YK:n peruskirja	Yhdistyneiden Kansakuntien peruskirja, San Francisco 26.6.1945, SopS n:o 1/1956.
Kansainvälisen tuomioistuimen perussääntö	Kansainvälisen tuomioistuimen perussääntö, SopS n:o 1/1956.

Säädökset

EY

A yhdenntystä järjestelmästä	Neuvoston asetus (ETY) N:o 3508/92, annettu 27. päivänä marraskuuta 1992, tiettyjä yhteisön tukijärjestelmiä koskevasta yhdenntystä hallinto- ja valvontajärjestelmästä, EYVL L 355, 05/12/1992 s. 1–5.
CITESA	Neuvoston asetus (EY) N:o 338/97, annettu 9. päivänä joulukuuta 1996, luonnonvaraisten eläinten ja kasvien suojelusta niiden kauppaa sääntelemällä, EYVL nro L 061, 03/03/1997 s. 1–69.
EMASA	Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EY) N:o 761/2001, annettu 19. päivänä maaliskuuta 2001, organisaatioiden vapaaehtoisesta osallistumisesta yhteisön ympäristöasioiden hallinta- ja auditointijärjestelmään (EMAS-järjestelmä), EYVL nro L 114, 24/04/2001 s. 1–29.
GMO-direktiivi	Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2001/18/EY, annettu 12. päivänä maaliskuuta 2001, geneettisesti muunnettujen organismien tarkoituksellisesta levittämisestä ympäristöön ja neuvoston direktiivin 90/220/ETY kumoamisesta, EYVL nro L 106, 17/4/2001 s. 1–39.
IPPC-direktiivi	Neuvoston direktiivi 96/61/EY, annettu 24. päivänä syyskuuta 1996, ympäristön pilaantumisen ehkäisemisen ja vähentämisen yhtenäistämiseksi, EYVL nro L 257, 10/10/1996 s. 26–40.
Kalavesidirektiivi	Neuvoston direktiivi 78/659/ETY, annettu 18. päivänä heinäkuuta 1978, suojelua ja parantamista edellyttävien makeiden vesien

	laadusta kalojen elämän turvaamiseksi, EYVL nro L.222, 14/08/1978 s. 1–78.
Lintudirektiivi	Neuvoston direktiivi 79/409/ETY, annettu 2. päivänä huhtikuuta 1979, luonnonvaraisten lintujen suojelusta, EYVL L 103, 25/4/1979 s. 1.
Luontodirektiivi	Neuvoston direktiivi 92/43/ETY, annettu 21. päivänä toukokuuta 1992, luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasvisiston suojelusta, EYVL L 206, 22/7/1992 s. 7.
Maaseudun kehittämisA	Neuvoston asetus (EY) N:o 1257/1999, annettu 17. päivänä toukokuuta 1999, Euroopan maatalouden ohjaus- ja tukirahaston (EMOTR) tuesta maaseudun kehittämiseen ja tiettyjen asetusten muuttamisesta ja kumoamisesta, EYVL L 160, 26/06/1999 s. 80–102.
Nitraattidirektiivi	Neuvoston direktiivi 91/676/ETY, annettu 12. päivänä joulukuuta 1991, vesien suojelemisesta maataloudesta peräisin olevien nitraattien aiheuttamalta pilaantumiselta, EYVL nro L 375, 31/12/1991 s. 1–8.
Seveso II -direktiivi	Neuvoston direktiivi 96/82/EY, annettu 9. päivänä joulukuuta 1996 koskien vaarallisista aineista aiheutuvien suuronnettomuusvaarojen torjuntaa, EYVL nro L 10, 14/1/1997 s. 13.
SYVA-direktiivi	Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2001/42/EY, annettu 27. päivänä kesäkuuta 2001, tiettyjen suunnitelmien ja ohjelmien ympäristövaikutusten arvioinnista, EYVL nro L 197, 21/07/2001 s. 30–37.
YmpäristömerkkiA	Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EY) N:o 1980/2000, annettu 17. päivänä heinäkuuta 2000, tarkistetusta yhteisön ympäristömerkin myöntämisyjärjestelmästä, EYVL nro L 237, 21/09/2000 s.1–12.
Ympäristötietodirektiivi	Neuvoston direktiivi 90/313/EEC, annettu 7. päivänä kesäkuuta 1990 ympäristöä koskevan tiedonsaannin vapaudesta, EYVL L 158, 23/06/1990 s. 56–58.
YVA-direktiivi	Neuvoston direktiivi 85/337/ETY, annettu 27. päivänä kesäkuuta 1985, tiettyjen julkisten ja yksityisten hankkeiden ympäristövaikutusten arvioinnista, EYVL nro L 175, 5/7/1985, s. 40.
Helsingin sopimuksen1992a hyväksymispäätös	Komission päätös 94/157/EY Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskevan yleissopimuksen (vuonna 1992 tarkistettu Helsingin sopimus) tekemisestä yhteisön puolesta, annettu 21. päivänä helmikuuta 1994, EYVL nro L 073, 16/03/1994 s. 19.
Helsingin sopimuksen 1992b hyväksymispäätös	Neuvoston päätös 98/685/EY, tehty 23. päivänä maaliskuuta 1998, yleissopimuksen tekemisestä teollisuusonnettomuuksien rajojen yli ulottuvista vaikutuksista, EYVL nro L 326, 03/12/1998 s. 1–4.

LYHENTEET

Natura 2000 -tietolomakkeen
vahvistamispäätös

Komission päätös 97/266/EY, annettu 18. päivänä joulukuuta 1996, EYVL L 17, 24.4.1997, s. 1.

Pariisiin
sopimuksen 1992
hyväksymispäätös

Neuvoston päätös 98/249/EY, tehty 7. päivänä lokakuuta 1997, Koillis-Atlantin meriympäristön suojelua koskevan yleissopimuksen tekemisestä, EYVL nro L 104, 03/04/1998 s. 1.

Pariisiin
sopimuksen 1992 liitteen V
hyväksymispäätös

Neuvoston päätös 2000/340/EY, annettu 8. päivänä toukokuuta 2000, Koillis-Atlantin merellisen ympäristön suojelusta tehtyyn yleissopimukseen lisätyn merialueen ekosysteemien ja biologisen monimuotoisuuden suojelua ja säilyttämistä koskevan uuden liitteen V sekä vastaavan lisäyksen 3 hyväksymisestä yhteisön puolesta, EYVL nro L 118, 08/05/2000 s. 44–47.

Rion sopimuksen
hyväksymispäätös

Neuvoston päätös 93/626/ETY, annettu 25. päivänä lokakuuta 1993, biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen tekemisestä, EYVL n:o L 309, 13/12/1993 s. 1–20.

Suomi

BiodA

Asetus biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen voimaansaattamisesta, SopS 26.10.1994/78.

GTL

Geenitekniikkalaki 17.3.1995/377.

EtuostoL

Etuostolaki 5.8.1977/608.

HLL

Hallintolainkäyttölaki 26.7.1996/586.

HM

Suomen Hallitusmuoto 17.07.1919/94.

HmenL

Hallintomenettelylaki 6.8.1982/598.

JulkisuusL

Laki viranomaisten toiminnan julkisuudesta 21.5.1999/621.

JätelL

Jätelaki 3.12.1993/1072.

KaivosL

Kaivoslaki 17.9.1965/503.

KalastusL

Kalastuslaki 16.4.1982/286.

KMRL

Laki kestävän metsätalouden rahoituksesta 12.12.1996/1094.

KMRA

Asetus kestävän metsätalouden rahoituksesta 30.12.1996/1311.

L eräiden

salassapitosäännösten

kumoamisesta

Laki eräiden salassapitosäännösten kumoamisesta 21.5.1999/623.

L ihmisoikeussopimuksen

hyväksymisestä

Laki ihmisoikeuksien ja perusvapauksien suojaamiseksi tehdyn yleissopimuksen ja siihen liittyvien lisäpöytäkirjojen eräiden määräysten hyväksymisestä 4.5.1990/438.

L metsäkeskuksista

Laki metsäkeskuksista ja metsätalouden kehittämiskeskuksesta 18.12.1995/147.

LSL 1923

Luonnonsuojelulaki 23.2.1923/71.

LSL

Luonnonsuojelulaki 20.12.1996/1096.

LSA

Luonnonsuojeluasetus 14.2.1997/160.

LunL	Laki kiinteän omaisuuden ja erityisten oikeuksien lunastuksesta 29.7.1977/603.
L ympäristöhallinnosta	Laki ympäristöhallinnosta 24.1.1995/55.
MAL	Maa-aineslaki 24.7.1981/555.
MetsäL	Metsälaki 12.12.1996/1093.
MetsäA	Metsäasetus 20.12.1996/1200.
MetsästysL	Metsästyslaki 28.6.1993/615.
MetsästysA	Metsästysasetus 12.7.1993/666.
MRL	Maankäyttö- ja rakennuslaki 5.2.1999/132.
MRA	Maankäyttö- ja rakennusasetus 10.9.1999/895.
PerustusL	Suomen perustuslaki 11.6.1999/731.
PLVL	Perintö- ja lahjaverolaki 12.7.1940/378.
RahoitusL	Maaseutuelinkeinojen rahoituslaki 12.3.1999/329.
RakL	Rakennuslaki 26.6.1958/370.
TSL	Terveystieteiden tutkimuslaki 19.8.1994/763.
VL	Vesilaki 19.5.1961/264.
YksityistieL	Laki yksityisistä teistä 15.6.1962/358.
YSL	Ympäristönsuojelulaki 4.2.2000/86.
YSA	Ympäristönsuojeluasetus 18.2.2000/169.
YVAL	Laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä 10.6.1994/468.
YVAA	Asetus ympäristövaikutusten arviointimenettelystä 5.3.1999/268.
YVL	Laki ympäristövahinkojen korvaamisesta 19.8.1994/737.
VNA maatalouden ympäristötuesta	Valtioneuvoston asetus luonnonhaittakorvauksesta ja maatalouden ympäristötuesta 29.6.2000/644.
VNA nitraateista	Valtioneuvoston asetus maataloudesta peräisin olevien nitraattien vesiin pääsyn rajoittamisesta 9.11.2000/931.
VNp ilmanlaadusta	Valtioneuvoston päätös ilmanlaadun raja-arvoista ja kynnysarvoista 19.6.1996/481.
MMMA ympäristötuen perus- ja lisätoimenpiteistä	Maa- ja metsätalousministeriön asetus ympäristötuen perus- ja lisätoimenpiteistä 30.6.2000/646.
MMMp metsälain soveltamisesta	Maa- ja metsätalousministeriön päätös metsälain soveltamisesta 14.3.1997/224.
MMMp metsätalouden ympäristötuesta	Maa- ja metsätalousministeriön päätös metsätalouden ympäristötuesta 11.2.2000/144.

Ruotsi

MB Miljöbalk 1998:808.

Kanada, Ontario

EBR Environmental Bill of Rights S.O.1993 C. 28.

Muita lyhenteitä

A	asetus
em.	edellä mainittu
EU	Euroopan unioni
EY	Euroopan yhteisöt (voidaan kirjan tekstissä yleensä käsittää samaksi kuin EU)
EYVL	Euroopan yhteisöjen virallinen lehti
EYTI	Euroopan yhteisöjen tuomioistuin
HAO	hallinto-oikeus
jne.	ja niin edelleen
KHO	korkein hallinto-oikeus
kirj.	kirjoittanut
komissio	Euroopan yhteisöjen komissio
ks.	katso
L	laki
MMM	maa- ja metsätalousministeriö
neuvosto	Euroopan unionin neuvosto
nro	numero
ns.	niin sanottu
p	päätös
PeVL	perustuslakivaliokunnan lausunto
pH	liuoksen happamuusaste
s.	sivu, sivut
T.	taltio
tms.	tai muu sellainen, tai muuta sellaista
toim.	toimittanut
VEO	vesioikeus
VN	valtioneuvosto
vt.	vertaa
YK	Yhdistyneet Kansakunnat
YM	ympäristöministeriö
ym.	ynnä muu(ta)
yms.	ynnä muuta sellaista

1 Tutkimustehtävän asettaminen

1.1 BIOLOGINEN MONIMUOTOISUUS JA KULTTUURIN KEHITYS

Biologisen monimuotoisuuden eli biodiversiteetin vähenemisen juuret ovat ihmiskunnan esihistoriassa, mutta erilaisten lajien häviäminen on kiihtynyt merkittävästi viimeisen sadan vuoden aikana¹. Biodiversiteetin tuhoutuminen on laajentunut paikallisista ilmiöistä globaaliksi ongelmaksi kulttuurin kerrostumisen ja laajentumisen myötä². Jatkuvasti lisääntynyt ihmisten luontoon vaikuttava toiminta muodostaakin keskeisen syyn biodiversiteetin häviämislle³.

¹ Ympäristön muuttamisesta ja luonnonvarojen käyttämisestä on seurannut esihistorialliselta ajalta lähtien lajien sukupuuttoon kuolemista. Vuorisalo (1991 s. 127, 130–134) antaa tästä useita esimerkkejä, joista mainittakoon tässä yhteydessä kaksi: Ensinnäkin, megafaunan (mammutin ja ylipäättään kookkaiden lintu- ja nisäkäslajien) häviämisen yhtenä ja jopa merkittävimpänä syynä pidetään paleoliittisen ajan metsästystä. Toiseksi, muuttokyyhky hävitettiin 1900-luvun alkuun mennessä Pohjois-Amerikasta paitsi metsästämillä myös pesimäalueiden hakkuilla. Historian kuluessa ihmisen suoranainen vaino on kohdistunut erityisesti suurikokoisiin petoeläimiin, mutta toisaalta ihmisen mukana kulkeutuneet lajit ovat edistäneet tietyillä alueilla endeemisten eli kotoperäisten lajien häviämistä (ks. tarkemmin Hanski ym. 1998 s. 285).

Globaalilla tasolla lajien monimuotoisuuden heikentymistä voidaan kuvata rajuimmoin lajien sukupuuttoon kuolemisella. Esimerkiksi maapallon nisäkkäiden kiihtyvän häviämisen on arvioitu olleen viimeisen 100 vuoden aikana luonnolliseen verrattuna noin satakertainen. Onkin vain ajan kysymys, milloin monen lajin viimeinen populaatio on hävinnyt ja milloin siirrytään varsinaiseen lajien sukupuuttoaaltoon. Sukupuuton syitä on useita. Ilmeisimmät syyt kuitenkin liittyvät lajien elinympäristön tuhoutumiseen, pirstoutumiseen tai muuttumiseen lajeille epäsuotuisaksi. Tällä tavoin elinympäristöjä heikentävät uhkatekijät syntyvät usein ihmisen toiminnasta tai sen muuttumisesta. (Ks. tarkemmin Hanski ym. 1998 s. 278–288.)

² Ks. tarkemmin tästä kehityksestä esimerkiksi Heywood 1995 s. 718–726 ja 773. Lajien sukupuuttoon kuoleminen voi tapahtua paikallisesti tai globaalisti. Paikallinen sukupuutto ei välttämättä ole peruuttamaton tapahtuma, mutta esimerkiksi Suomessa, vain Saimaan vesistössä elävän norpan katoaminen merkitsisi paitsi paikallista myös globaalia sukupuuttoa.

Lajeista vain ihminen on levinnyt kaikkiin maanosiin ja pystyy elämään tilapäisesti jopa avaruudessa maapallon biosfäärin ulkopuolella. Ihmisen kosmopoliittinen asema on saavutettu luonnonvarojen tehokkaan ja oivaltavan hyödyntämisen avulla. Ihmisen äly on mahdollistanut ympäristön suunnitelmallisen muuttamisen, jolloin muut lajit ovat joko sopeutuneet tai tuhoutuneet. Juuri älykkyyden on katsottu erottavan ihmisen eläimistä. (Ks. Vuorisalo 1991 s. 126.) Äly ei kuitenkaan takaa viisautta, mutta mahdollistaa sen. Viimeistään nyt olisi aika käyttää älykkyyttä vastuullisesti myös muidenkin eliöiden kuin ihmisten turvaamiseen.

³ Ks. Heywood 1995 s. 783. Olosuhteet luonnonympäristössä voivat muuttua myös ilman ihmisen vaikutusta siten, että laji kuolee sukupuuttoon. Tällaiseen taustasukupuuttoon epäillänsä esimerkiksi hirmuliskojen kuolleen noin 70 miljoonaa vuotta sitten. Laji voi kadota myös siten, että se pitkän ajan kuluessa kehittyy yhdeksi tai useammaksi tytärlajiksi kuten Charles Darwin kirjassaan *On the origin of species* (1859) on kuvannut. Sekä taustasukupuuttoa että lajien

Keskiajalla, 1200-luvulta 1600-luvulle saakka, tiedetään Euroopassa olleen kymmenittäin oikeudenkäyntejä, joissa erilaiset tuhoeläimet olivat prosessin osapuolia ihmisten rinnalla. Eläimet rinnastettiin alaikäisiin niin, että niille nimettiin edustaja ja edustajalle oikeusavustaja. Modernin oikeuskulttuurin omaksuneesta oikeustieteilijästä keskiaikainen käytäntö tuntuu erikoiselta, sillä nykykäsityksen mukaan eläimet eivät ole siinä mielessä ”vapaita” olentoja, että ne olisivat ”oikeuskäsittelyn arvoisia” tai täsmällisemmin sanottuna oikeussubjekteja. Toisaalta modernissa oikeuskulttuurissa hyväksytään oikeussubjekteiksi esimerkiksi osakeyhtiöt, ja ”yhtiön tahto” ilmaistaan edustuksellisesti.⁴ Keskiajan ja modernin oikeuskulttuurin eroja voidaan ymmärtää myös oikeuden syvärakenteen muutoksina⁵. Oikeussubjektin käsite kiinnittyy kulloinkin vallitsevaan moraaliin ja ihmisen luontosuhteen itseymmärrykseen. Ferry toteaaakin, että viimeistään René Descartesin (1596–1650) myötä lakkasimme myöntämästä luonnon osille sielua ja uskomasta luonnonkansojen tavoin niissä piileviin salaperäisiin voimiin⁶.

Valistuksen ajalta 1700-luvulta periytyvät näkemykset luonnon ja ihmisen suhteesta ovat tukeneet luonnonvarojen käytön tehostamista⁷. Valistuksen aikana luontoa alettiin pitää muuttamisen ja hyväksikäytön kohteena, luonnonvarana, joka palvelee ihmisen järjestä ja järjkeilyä lähteviä tarpeita. Luonto ulkoistui ihmiseen nähden ja objektiivouit joukoksi luonnonvaroja.⁸ Kulttuurin kehittyessä entistä moniulotteisemmaksi biologisten luonnonvarojen käyttö on jatkuvasti tehostunut: ihminen ei ole tyytynyt vain olemassa olevien biologisten luonnonvarojen käyttöön, vaan on myös jalostanut tiettyjä kasvi- ja eläinlajeja sekä muokannut ympäristöä näille lajeille soveltuvaksi täyttääkseen lisääntyvän biomassan⁹ tarpeensa. Käytännössä lajien manipulointi on merkinnyt hyö-

kehittymistä voidaan pitää normaaleina tapahtumina. Tällä perusteella olisi kuitenkin arveluttava puolustella sellaista ihmisen toimintaa, joka vaarantaa lajien suotuisan suojelun tason. Ei olekaan samantekevää, milloin ja mistä syystä jokin laji katoaa. (Ks. Vuorisalo 1991 s. 128–130.)

⁴ Ks. Ferry 1993 s. 3–11. Ks. myös Stone 1974 s. 17.

⁵ Ks. myös Tuori 2000 s. 208.

⁶ Ks. Ferry 1993 s. 11.

⁷ Valistuksen ajan luontokäsitystä voidaan jäljittää esimerkiksi John Locken (1632–1704) vuonna 1690 ilmestyneeseen teokseen *Second Treatise of Civil Government* (Tutkielma hallitusvallasta). Kyseisellä teoksella hyökättiin monarkiaa vastaan. Teoksen V luvun 25 jakson mukaan lähtökohtana on, että luonto ja sen antimet kuuluvat yhteisesti kaikille. Locke korostaa kuitenkin saman luvun 32 jaksossa, että tämä yhteinen omaisuus voidaan työtä tekemällä muuttaa yksityiseksi omaisuudeksi. Locke siis katsoi, että kaikille kuuluva lähtökohtainen oikeus maahan pohjautuu Jumalalta saatuun oikeuteen hyödyntää ja käyttää luontoa ja että ihminen voi maan antimiin kohdistuvalla työpanoksellaan saada niihin oikeuden yksityisenä omaisuutena. Locke näytti pitävän luontoa – sittemmin valistuksen ajalle tyyppillisellä tavalla – luonnonvarana, jonka yksilö voi saada haltuunsa valtaamalla, vaihtamalla tai omalla työpanoksellaan (ks. koko V luku).

⁸ Ks. Haila 1994 s. 28.

⁹ Biomassalla tarkoitetaan tietyllä pinta-alalla elävien eliöiden yhteispainoa, joka ilmaistaan tuore- tai kuivapainoina.

dynnettävien lajien geneettistä yksipuolistumista. Lisäksi ympäristön muokkaaminen on aiheuttanut hyödynnettävien lajien keskittymistä esimerkiksi pelloille, laidunmaille, talousmetsiin ja kalalammikoihin, mikä puolestaan on syrjäyttänyt alueella luontaisesti esiintyneet lajit ja toisaalta luonut edellytykset eräille seuralaislajeille ja kulttuurinsuosijalajeille, kuten tuhoeläimille¹⁰.

Vuosituhaten vaihteeseen mennessä biologisten luonnonvarojen käyttö on globaalilla tasolla saavuttanut rajan, joka ylittää luonnon (lajien) luontaisen kyvyn uusiutua. Rion sopimuksen (1992) johdannon 2 ja 6 jaksoissa todetaan sopimuksen osapuolten olevan tietoisia biologisen monimuotoisuuden merkityksestä niin evoluution kuin biosfäärin elämää ylläpitävien systeemien kannalta ja toisaalta olevan huolestuneita siitä, että eräät ihmisen toimet jatkuvasti ja merkittävästi vähentävät biologista monimuotoisuutta¹¹. Nämä ihmisen toimet aiheuttavat lajien uhanalaistumista ja jopa niiden edellä kuvattua sukupuuttoon kuolemista¹².

Lajien monimuotoisuuden häviämistä kuvaa esimerkiksi vuonna 2000 tehty Suomen uhanalaisia lajeja koskeva arviointi, joka koski lähes 19 000 eliölajia (kaikista Suomen noin 43 000 eliölajista). Arviointitietojen katsottiin olevan riittäviä vain noin 15 000 lajin osalta. Näistä noin joka kymmenes (yhteensä 1505 lajia) arvioitiin uhanalaisiksi.¹³ Uhkatekijät liittyvät usein ihmisen toimintaan. Merkittävimpiä uhanalaisuuden syitä ovat ensinnäkin metsien käyttö, käsittely sekä metsien ikärakenteen muutokset. Toisaalta kannan tai esiintymisalueen pienuus on tärkeä uhkatekijä, vaikka ylivoimaisesti merkittävin yksittäinen tekijä niin uhanalaisuuden syynä kuin uhkatekijänäkin on avoimien alueiden sulkeutuminen. Metsien muutoksiin liittyvien tekijöiden yhteinen osuus oli arvioinnin perusteella uhkatekijänä vain hieinan suurempi kuin sulkeutuminen, uhanalaisuuden syissä ero oli suurempi. Rakentaminen uhkaa selvityksen nojalla noin joka kymmenettä uhanalaista lajia, samoin kannan tai esiintymisalueen pienuus.¹⁴

¹⁰ Ks. Heywood 1995 s. 733. Ks. myös Vuorisalo 1991 s. 127.

¹¹ Ks. myös Rion sopimuksen johdannon ensimmäinen ja viimeinen kappale. Huolestuneisuuden taustalla on esimerkiksi seuraavanlaisia argumentteja: Nykyisin globaalilla tasolla elinympäristön muuttuminen ja tuhoutuminen aiheuttaa enenevässä määrin lajien sukupuuttoon kuolemista. Kyse ei ole välttämättä lajien suoranaisesta vainosta, vaan esimerkiksi sademetsien raivaamisesta maa- ja metsätalouden harjoittamiseksi. (Ks. Vuorisalo 1991 s. 136.)

¹² Ks. HE:n (55/1994) jakso Biologisen monimuotoisuuden uhkatekijät.

¹³ Uhanalaiset lajit jaettiin arvioinnissa seuraaviin luokkiin (IUCN Red List Categories): 1) äärimmäisen uhanalaiset (CR) 249 lajia, 2) erittäin uhanalaiset (EN) 452 lajia ja 3) vaarantuneet (VU) 804 lajia. Silmälläpidettäväksi katsottiin 1060 lajia ja hävinneiksi 186 lajia. Uhanalaisista lajeista selkärangaisia eläimiä oli arvioinnin perusteella 50, selkärangattomia eläimiä 759, putkilokasveja 180, itiökasveja 142 ja sieniä (mukaan luettuna jäkälät) 374 lajia. Uhanalaisiksi arvioitiin suhteellisesti eniten itiökasveja (15,8 % lajeista, joista oli riittävät tiedot), putkilokasveja (14,9 %) ja selkärangaisia eläimiä (14,5 %). (Ks. <http://www.vyh.fi/luosuo/lumo/lasu/uhanal/mieti/tulokset.htm#Jakautum.>)

¹⁴ Hävinneillä ja silmälläpidettävillä lajeilla nykyiseen luokkaan sijoittamiseen johtaneet syyt todettiin uhanalaisuusarvioinnissa melko samanlaisiksi, hävinneillä kuitenkin tuntemattoman syyn osuus oli varsin suuri (15,6 %). Silmälläpidettäviä lajeja uhkaavista tekijöistä avointen

Viime vuosikymmenen perusoikeusuudistuksessa tunnustettiin, että luonnon turvaamiseen liittyy arvoja, jotka eivät ole palautettavissa ihmisryhmien oikeuksiksi¹⁵. Kyse on tarkemmin sanottuna ekofilosofiassa tunnustetuista luonnon itseisarvonäkökohdista, jotka kyseenalaistavat valistuksen ajalta periytyvän luonnonvaranäkökulman¹⁶. Nykyisin luontoa pyritään suojelemaan, ei vain ihmisten eduksi, vaan myös luonnon itsensä säilyttämisen vuoksi¹⁷. Kansainvälisessä yhteisössä biologiselle monimuotoisuudelle onkin tunnustettu muiden arvojen ohella itseisarvo¹⁸, joten biodiversiteetin osia, esimerkiksi luonnon eliöitä ja niiden elinympäristöjä, ei tästä näkökulmasta tarkastellen voida pitää vapaasti hyödynnettävissä olevana luonnonvarana, vaan enintään kestävän ja säästävän käytön kohteena. Lähtökohtana on biodiversiteetin turvaaminen, ei sen vapaa käyttö.

Valistusajan käsitystä murtaa myös tietoisuutemme ihmiskunnan säilymisen ekologista rajoista ja vastuu tulevien sukupolvien elinehdoista¹⁹. Luonnonvarojen hyödyntämisessä huolen kohteena ei ole yksinomaan luonnon säilyminen, koska luonto on tavalla tai toisella aina olemassa, vaan myös *nykyisten ja tulevien ihmiskäytön elinmahdollisuuksien säilyttäminen*²⁰. Kyse ei ole vähemmästä kuin siitä, että luonto ekosysteemeineen tekee viime kädessä kulttuurimme mahdolliseksi. Luonnonvarojen käytössä korostuukin nykyisin kaikille kuuluva vastuu luonnosta ja sen monimuotoisuudesta²¹ sekä keskeisenä

alueiden sulkeutumisen osuuden arvioitiin olevan pienempi kuin uhanalaisilla lajeilla. Suomen uhanalaisista lajeista valtaosa (37,5 %) elää metsissä. Uhanalaisten lajien toiseksi tärkeimmät elinympäristötyypit ovat erilaisia perinneympäristöjä (28,0 %) ja kolmanneksi rantoja (10,8 %). (Suomen uhanalaisten lajien arviointi 2000.) Monien uhkatekijöiden voidaan katsoa syntyvän esimerkiksi luonnonvarojen käytöstä ja tietynlaisen käytön muuttumisesta tai vähentymisestä. Lajistoiltaan monimuotoisten niittyjen sulkeutumista tapahtuukin perinteisen karjalouden vähentyessä.

¹⁵ Ks. HE:n (309/1993) PerustusL 20.1 §:ään liittyvät perustelut ja Kuusiniemi 2000a s. 149.

¹⁶ Ks. esimerkiksi O'Neill 1999 s. 266–281.

¹⁷ Ks. Hollo 1998b s. 10. Ympäristöoikeudessa eräänä perustana luonnon itseisarvonäkökulmalle voidaan pitää Christopher D. Stonen alunperin vuonna 1972 julkaisemaa artikkelia *Should Trees Have Standing?*. Nykytilanteessa, jossa ihminen on kiihdyttänyt lajien sukupuuton noin 27 000 lajiin vuosittain, biodiversiteettiä on turvattava myös luonnon itsensä vuoksi etenkin, kun otetaan huomioon, että lajien keskimääräinen elinikä oli miljoonan vuoden luokkaa ennen kuin ihminen puuttui asioiden kulkuun (ks. myös Wilson 1994 s. 268).

¹⁸ Ks. Rion sopimuksen johdannon 1 kappale.

¹⁹ Ks. myös Westerlund 1997a s. 161.

²⁰ Ks. Haila 1994 s. 29.

²¹ Ks. PerustusL 20.1 §. Locken kuvaama luonnonvarojen vapaan käytön lähtökohta on ympäristöperusoikeuden valossa siirtynyt kohti omistajan tms. henkilön vastuullista luonnonvarojen käyttöä. Toisaalta myös Locke tunnusti luontoon saadun omistusoikeuden rajat, sillä hän katsoi (luku V jakso 31), ettei omaisuutta (luonnonvaroja) voida käyttää tuhoavasti menettämättä siihen oikeutta. Ympäristöperusoikeus ei mene näin pitkälle, vaan PerustusL 20.1 §:ssä on tältä osin kyse julistuksenomaisesta painotuksesta luonnonvarojen vastuulliseen, kestävyystä ja itseisarvoista turvaamista korostavaan, käyttöön. Ympäristöperusoikeutta täsmennetään tarvittaessa tavallisin laein ottaen samalla huomioon muut perusoikeudet, kuten omaisuuden suoja.

suuntaviivana kestävän kehityksen periaate ja erityisesti siihen kuuluva ekologinen kestävyys.

Biologisen monimuotoisuuden turvaamista voidaan puolustaa muistakin arvoperusteista käsin²²: biologinen monimuotoisuus sisältää esimerkiksi tuntemattoman määrän toistaiseksi löytämättömiä ihmiskunnalle tärkeitä ”aarteita” ja biodiversiteetti voidaan nähdä jopa kaikkein arvokkaimpana luonnonvaranamme²³. Tärkeintä on kuitenkin tunnistaa näistä diskursseista, että ihminen kulttuureineen on kehittynyt vaiheeseen, jossa tiedostetaan biologisen monimuotoisuuden turvaamisen tärkeys²⁴ ja samalla havaitaan ihmisten välisiin oikeussuhteisiin palautuvien tarkastelutapojen rajoittuneisuus²⁵. Tämän turvaamistavoitteen saavuttaminen ei edellytä, että luonnon osille olisi keskiajan käsitysten mukaisesti myönnettävä oikeussubjektin asema, mutta toisaalta biodiversiteetti osineen ei voi enää myöskään olla valistuksen ajan käsitystä vastaavalla tavalla vapaasti hyödynnettävä luonnonvara. Tarvitaan oikeusparadigma, jossa biodiversiteetti turvaamiskohteena saa eri asteista oikeudellista ja muuta suojaa selviytyäkseen kulutuskulttuurin puristuksessa²⁶. Oikeuskulttuurimme eräänä uutena haasteena onkin, miten ihmisen käyttäytymistä ohjaamalla voitaisiin ylläpitää biodiversiteettiä nykyisten ja tulevien ihmiskukupolvien sekä luonnon itsensä vuoksi²⁷.

1.2 TUTKIMUKSEN TAVOITE JA RAKENNE

Biodiversiteetin turvaaminen edellyttää monitieteistä tutkimusta. Olemassa olevan tiedon perusteella syyt biologisen monimuotoisuuden häviämislle ovat ainakin seuraavissa kulttuurin osissa: 1) kehittymättömissä sosiaalisissa rakenteissa ja instituutioissa; 2) tavoissa, joilla ihminen laajentaa vallitsevan kulttuurinsa (strategioiden) avulla ekologista elintilaansa ja käyttää luonnonvaroja; 3) taloudellisten mekanismien kyvyttömyydessä arvottaa riittävällä tavalla luon-

²² Ks. Rion sopimuksen johdanto 1 kappale.

²³ Ks. tarkemmin Wilson 1994 s. 269–296.

²⁴ Tätä turvaamisnäkemystä voidaan pitää lähtökohtana, vaikka moniarvoisessa yhteiskunnassa luontoon liittyy erilaisia, myös toisilleen vastakohtaisia, ihmisten asenteita (ks. näistä asenteista tarkemmin Heywood 1995 s. 764), sillä erilaisia luontoon kohdistuvia intressejä voidaan toteuttaa pitkällä aikavälillä vain luonnon uusiutumisen rajoissa.

²⁵ Ks. myös Pöyhönen 2000 s. 21–22.

²⁶ Koska biodiversiteetin häviämisen syyt ovat pitkälti ihmisten toimintakulttuurissa, oikeudellinen ohjaus muodostaa moraalisen ja taloudellisen ohjauksen ohella keskeisen välineen hillitä ihmisen toiminnasta johtuvaa häviämistä.

²⁷ Ks. asiaan liittyvästä ulkomaisesta keskustelusta esimerkiksi Westerlund 1997: *En Hållbar Rättordning* ja Christophersen 1997: *På vei mot en grønn rett?* sekä kotimaisesta keskustelusta esimerkiksi Kuusiniemi 2000a s. 149–169 ja Määttä 1999a s. 6–20.

toa sekä 4) oikeudellisten järjestelmien riittämättömissä keinoissa turvata biodiversiteettiä.²⁸

Modernin teknistyneen kulttuurin perusta on pitkälti muodostunut luonnontieteellisestä tiedosta ja tietämyksestä. Tämä tieto ei suinkaan menetä merkitystään, joskin sen painopisteet saattavat muuttua kerättyä tietoa biodiversiteettiä turvaavaa kulttuuria varten. Joka tapauksessa on koottava lisää tietoa luonnosta ja sen sisältämistä vuorovaikutussuhteista. Lisäksi tarvitaan empiiristä tietoa ja yhteiskuntatieteellistä tutkimusta kulttuurin osatekijöistä, erityisesti niistä ihmisten ja yhteisöjen toiminnoista, joiden seurausta on biodiversiteetin massiivinen häviäminen. Empiirinen tieto ei kuitenkaan yksin riitä muuttamaan käytäntöjä, joista aiheutuu merkittävää haittaa biodiversiteetille: tarvitaan myös normatiivista tietoa ja erilaisia ohjauskeinoja. Oikeustiede voikin periaatteessa muodostaa ne keskeiset oikeudelliset mekanismit, joilla hillitään ihmisen käyttäytymisestä johtuvaa luonnon kirjon vähenemistä.

Tämä ympäristöoikeuden alaan kuuluva tutkimus on tehtävänasettelultaan tavoiterationaalinen. Tutkimuksen tarkoituksena on kehittää ja vahvistaa biologista monimuotoisuutta turvaavia ja ihmisen käyttäytymistä ekologisesti kestävään suuntaan ohjaavia oikeudellisia periaatteita ja mekanismeja. Tutkimuksessa pyritään systematisoimaan biologista monimuotoisuutta turvaavat ja muut asiaan kuuluvat säännökset omaksi biodiversiteettiä koskevaksi oikeuden alaksi.²⁹ Tutkimus ei ole pelkästään teoreettis-filosofinen työ, vaan kehitettyjä yleisiä oppeja testataan käytännön soveltamistilanteissa eräiden instrumenttien avulla. Näin pyritään luomaan perustaa yksityiskohtaisemmalle, käytännölliseen tulkintalainoppiin pohjautuvalle jatkotutkimukselle. Biodiversiteettioikeus pyrkii nimensä mukaisesti turvaamaan ympäristön elollista osaa ja sen monimuotoisuutta. Erityisesti tämä turvaamisnäkökulma huomioon ottaen biodiversiteettioikeuden avulla voidaan ratkaista myös erilaisia luontoon ja sen kirjoon liittyviä oikeussubjektien välisiä intressikonflikteja.

Oikeusjärjestyksen sisäinen logiikka asettaa biodiversiteettioikeudelle omat rajaehdot:

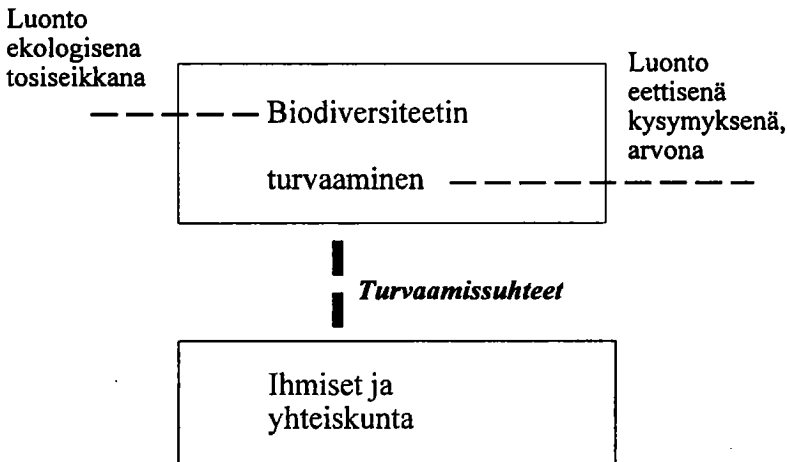
- 1) oikeudellinen ohjaus voi kohdentua vain ihmiseen;
- 2) oikeudellisen ohjauksen kautta vain ihminen päätöksentekijänä tai muuna toimijana voi saavuttaa biodiversiteetin turvaamistavoitteet voimatta jakaa vastuutaan muiden lajien kanssa;
- 3) oikeudellisella ohjauksella on tietyt legitimiys- ja asianmukaisuusvaatimuksensa; sekä

²⁸ Ks. Heywood 1995 s. 763.

²⁹ Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 57.

4) oikeudellisessa ohjauksessa on otettava huomioon myös yksilöiden oikeusturvanäkökohdat³⁰.

Oikeudellista yhteyttä yhteiskunnan ilmiöiden ja luonnon välille voidaan rakentaa monin tavoin. Eräs oikeudellisesti relevantti tapa on tutkia maanomistusoikeuden merkitystä luonnon ja sen monimuotoisuuden kannalta³¹. Biodiversiteettiä ja sen osien yhteyttä yhteiskuntaan voidaan tutkia myös erilaisten taloudellisten suhteiden ja immateriaalioikeuksien kautta³². Molemmissa lähestymistavoissa biodiversiteetin osat nähdään yleensä eri tavoin omistuksen tai vaihdannan kohteina. Näistä lähestymistavoista poikkeava, mutta oikeudellisesti yhtä relevantti tapa on kytkeä yhteiskunta ja biodiversiteetti osineen toisiinsa erilaisin turvaamissuhtein, joissa oikeudelliset periaatteet ja säännöt ohjaavat ihmisten käyttäytymistä biodiversiteetin turvaamiseksi. Tässä tutkimuksessa on omaksuttu jälkimmäinen lähestymistapa.



Kuvio 1: Biodiversiteetti ja yhteiskunta.

³⁰ Käytettäessä tuttua esimerkkiä oikeudellisesta toiminnasta shakkipelinä (esimerkiksi Aarnio 1978 s. 47–48), jossa oikeusjärjestykseen sisältyvät normit määrittelevät pelaamistavan, voidaan lisätä, että nykytiedon valossa oikeudellista shakkipeliä voidaan käydä vain ihmisten välillä, vaikka normit asettaisivat pelin erääksi tavoitteeksi biodiversiteetin turvaamisen. Westerland (1997c s. 300) on kirjoittanut, että "law can only be addressed to specimens and associations of the species *Homo sapiens*".

³¹ Tätä lähestymistapaa on käytetty esimerkiksi teoksissa Määttä 1999a, Oksanen 1998 ja Hanna ym. 1996.

³² Näitä näkökulmia on kehitetty esimerkiksi teoksissa Dutfield 2000 ja Kate – Laird 1999.

Tutkimus rakentuu kuudesta luvusta. Luvuista 1 ja 2 muodostuu väitöskirjan johdanto, johon tukeutuen varsinaiset oikeustieteelliset osat on kirjoitettu lukuihin 3–5 ja niistä keskeiset tulokset lukuun 6. Jäljempänä jaksossa 2.1 kuvataan yleisesti käsitteitä, jotka muodostavat pohjan biodiversiteettioikeudelle, ja jaksossa 2.2 eritellään niitä tosiseikkoja ja arvoja, jotka ovat biodiversiteetin turvaamiskäsitteen taustalla.

Luvuissa 3–5 pyritään kehittämään biodiversiteettioikeuden teoriaa ja yleisiä oppeja lähtien tavoitteista aina instrumentaaliseen ohjaukseen. Erityisesti luvuissa 3 ja 4 esitellään Rion sopimuksesta ja muista keskeisistä oikeuslähteistä ilmeneviin tavoitteisiin tukeutuen eräs oikeudellisesti mahdollinen biodiversiteettiä turvaava systematisointi, jonka tuloksena osaltaan muodostuvaa oikeudenalaa nimitetään tutkimuksessa *biodiversiteettioikeudeksi*. Systematisoinnissa otetaan huomioon biodiversiteetin turvaamisen taustalla olevat arvot ja tosiseikat, ja keskeisenä tutkimustehtävänä on *turvaamisperiaatteiden ja -mekanismien kehittäminen*. Lukijoiden tehtäväksi jää kuitenkin arvioida, muodostuuko tästä systematisoinnista sellaisia yleisiä oppeja, joista oikeudellisesti mahdollinen voi muuttua oikeudellisesti todeksi, kuten Wilhelmsson on asian ilmaissut³³.

Turvaamisinstrumenttien kehittämiseksi pyritään 5 luvussa kuvatut havainnot oikeuden pintatasosta välittömästi samassa luvussa yleistämään osaksi biodiversiteettioikeuden yleisiä oppeja. Samalla testataan jaksoissa 3–4 kehitetyn systematisoinnin toimivuutta. Luvulla 5 onkin kaksijakoinen tehtävä: toisaalta siinä harjoitetaan *kriittistä laintulkintaa* ja toisaalta osallistutaan biodiversiteettiä turvaavien instrumenttien kehittämiseen osana yleisempää edellisten lukujen sisältämää systematisointia³⁴. Kriittisyys lainopillisessa tarkastelussa merkitsee tietoista biodiversiteettiä turvaavan näkökulman valintaa tulkintasuosituksissa. Käytännön päätöksenteossa toki joudutaan ottamaan huomioon muitakin luontoon kohdistuvia intressejä. Kriittisen näkökulman avulla on tarkoitus korostaa turvaamissuhteen merkitystä varsinaisten oikeussuhteiden rinnalla joustavien säännösten soveltamistilanteissa. Tällainen kriittisyys ei kuitenkaan saa merkitä mielivaltaisia tulkintasuosituksia, vaan turvaamisnäkökulmaa tasapainotetaan tässäkin tutkimuksessa muiden oikeusjärjestyksen osien kanssa. Tässä tarkoituksessa tulkintasuosituksissa otetaan huomioon erityisesti yksilön oikeusturvaa edistävät hallinto-oikeudelliset periaatteet ja myös muita joustavan säännöksen tulkinnan elementtejä.

Kriittisen tarkastelun kohteena ovat eräät ympäristövaikutusten arviointi-, ennakoivalvonta- ja ympäristötuki-instrumentit maa-, metsä- ja riistataloudes-

³³ Ks. Wilhelmsson 1997 s. 347.

³⁴ Tutkimusotteen kriittisyys tunnistaa kriittisen oikeuspositivismin tavoin oikeuden kerrostuneisuuden, mikä merkitsee muun muassa tukeutumista oikeuskulttuurin tasolla oleviin periaatteisiin, ehdotuksia sellaisiksi periaatteiksi ja ehdotettujen periaatteiden testaamista vakiintuneiden oikeusperiaatteiden kanssa yhdessä. (Ks. sedimentaatio-suhteesta Tuori 2000 s. 220–224).

sa. Tutkimustehtävän voi kiteyttää kysymykseen, *toimivatko nämä ympäristö-oikeudelliset instrumentit normatiivisella tasolla biodiversiteettiä turvaavina oikeudellisina mekanismeina*³⁵. Vaikka kyseiset turvaamismekanismit nähtäisiin pelkkinä normikimppuina, ei kysymykseen voida vastata pelkästään säännöksistä lähtien. Väistämättä nämäkin säännökset ovat syntyneet säätämisen aikana vallinneista erilaisista arvostuksista ja erilaisten arvojen värityksestä tiedosta³⁶. Biodiversiteetin turvaamistavoitteisiin ja -periaatteisiin tukeutuen tällaiset säännökset voidaan testata ja niille voidaan etsiä uusia tulkintasuosituksia. Tulkinnan syväjustifikaatio voi ulottua aina taustalla oleviin, esimerkiksi ympäristöperusoikeussäännöksestä ilmeneviin arvoihin asti.

Taulukko 1: Tutkimuksen oikeusteoreettiset painotukset.

1) Systematisointi ? Biodiversiteettioikeuden yleiset opit
2) Kehittely? Biodiversiteetin turvaamisperiaatteet ja -mekanismit
3) Kriittinen lainoppi? Biodiversiteettiä turvaavat tulkintasuositukset ja instrumenttien testaus

Keskeiset biodiversiteettioikeuden systematisointia koskevat havainnot kootaan yleisten oppien edelleen kehittämistä varten lukuun 6. Tutkimuksen tulokset kiteytetään myös lainsäätämistarpeita silmällä pitäen. Jakson lopussa (6.4) nivotaan tutkimuksen lähtökohdat ja tulokset yhteen.

³⁵ Tältä osin lähestytään arviointitutkimuksellista kysymyksenasettelua. Vaikka viranomaiskäytäntö ei ole pelkkää oikeusnormien soveltamista ja käytäntö usein korjaa normitason heikkouksia, tässä tutkimuksessa ei kuitenkaan voida yhden tutkijan resurssien arvioimista instrumenttien tosiasiallista vaikuttavuutta, vaan tarkastelussa pitäydytään normatiivisella tasolla.

³⁶ Ks. Määttä 2000a s. 352–353. Ks. myös Wilhelmsson 1997 s. 344.

2 Tutkimuksen keskeiset käsitteet

2.1 PERUSKÄSITTEET

2.1.1 Yleistä

Tutkimuksessa pyritään biodiversiteettioikeuden yleisten oppien kehittämiseksi käyttämään mahdollisimman yksiselitteisiä käsitteitä, vaikka monet biodiversiteettioikeuden tarvitsemista käsitteistä ovat tulkinnanvaraisia ja niiden täsmällinen määrittely on vaikeaa. Luonnon monimuotoisuutta koskevan toiseikkojen ymmärtäminen ja hallitseminen oikeudellisissa ratkaisuisa edellyttää luonnontieteellistä ja yhteiskuntatieteellistä tietoa samoin kuin välineitä tiedollisen epävarmuuden hallitsemiseksi. Vastaavasti tarvitaan myös välineitä arvonäkökohtien huomioon ottamiseksi päätöksenteossa. Relevanttien toiseikkojen hallitseminen ja arvottaminen päätöksenteossa voi onnistua vain mahdollisimman yhtenäistä ympäristöoikeudellista käsitteistöä käyttämällä ja kehittämällä sitä edelleen biodiversiteettioikeutta varten.

Biodiversiteettioikeudessa toimitaan lähtökohtaisesti yleisillä oikeudellisilla ja erityisesti ympäristöoikeuden käsitteillä, joilla on usein kytkeä muihin ympäristötieteisiin¹. Biodiversiteettioikeuteen on muovautumassa myös oma käsitteistöä esimerkiksi Rion sopimuksen 2 artiklasta. Lisäksi biodiversiteettioikeuden oma käsittejärjestelmä on peräisin eräistä muista kansainvälisistä sopimuksista ja yhteisöoikeuden säädöksistä, kuten luontodirektiivistä, sekä kansallisista säädöksistä, esimerkiksi luonnonsuojelulaista ja metsälaista.

Biodiversiteettioikeuden käsitteet muodostavat tulkinnan perustan lakitekstissä, mutta itse normi saa sisältönsä koko biodiversiteettioikeuden systeemin kautta. Tästä systeeminäkökulmasta biodiversiteetin turvaamistavoite ei voi kohdentua vain biologiseen vaihtelevuuteen ja monimuotoisuuteen, vaan myös itse luonnon suojaamiseen. Monimuotoisuus vain indikoi luonnon eri osien säilymistä. Viime kädessä turvaamiskohteina onkin nähtävä geenit, lajit elinympäristöineen ja ekosysteemit.²

Biodiversiteettioikeuden käsitteet voidaan lakia säädettäessä sisällyttää joustaviin säännöksiin faktatilanteen kuvauksina eli oikeustosisekoina³, joihin

¹ Ks. ympäristöoikeuden käsitteistä esimerkiksi Hollo 1991 s. 31.

² Tähän johtopäätökseen on päästy analysoimalla tutkimuksen aikana säädöksiä ja säännöksiä, jotka kytkeytyvät biodiversiteetin turvaamiseen. Ks. oikeussysteemin yhteydestä oikeusjärjestykseen jakso 3.2.2.

³ Ks. oikeustosisekoista jakso 2.2.2.

reaalimaailman ilmiöitä verrataan konkreettisissa päätöksissä. Sääöksissä on tärkeää täsmentää asianmukaisin käsittein, mikä biodiversiteetin osa on erityisesti turvaamisen kohteena. Oikeudellisessa päätöksenteossa kaikkia luonnon osia ei voida turvata yhdellä kertaa, joten lakeihin ja asetuksiin on pyrittävä huolellisesti valitsemaan niiden tarkoitusta parhaiten toteuttavat biodiversiteetti- oikeudelliset käsitteet. Yleisiin käsitteisiin pohjautuvat soveltamisalan rajaukset eivät aina käytännössä ole kovin selkeitä. Esimerkiksi MetsäL 1 §:n yleinen tavoite metsien biologisen monimuotoisuuden säilyttämisestä rajautuu viime kädessä metsänomistajia koskevana säilyttämisvelvoitteena MetsäL 10.2 §:n mukaisiin erityisen tärkeisiin elinympäristöihin (avainbiotooppeihin), kun ne ovat luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia sekä ympäristöstään selvästi erottuvia⁴.

2.1.2 Biologinen monimuotoisuus

Biologisella monimuotoisuudella eli biodiversiteetillä tarkoitetaan erilaisiin ekosysteemeihin tai ekologiisiin kokonaisuuksiin kuuluvien elävien eliöiden vaihtelevuutta⁵. Toisin sanoen biodiversiteetti merkitsee kaikkien kasvien, eläinten ja mikro-organismien sekä niiden elinympäristöjen moninaisuutta ja vaihtelua. Tämä luonnon kirjo ilmenee periaatteessa kolmella eri tasolla: 1) *lajien sisäisenä monimuotoisuutena* eli perintötekijöiden (geenien) vaihteluna yhden lajin, alalajin tai kannan sisällä, 2) *lajien välisenä monimuotoisuutena* ja 3) *ekosysteemien monimuotoisuutena*⁶. Kaikki nämä tasot vaikuttavat toisiinsa ja ovat omalta osaltaan yhtä tärkeitä⁷.

Biologinen monimuotoisuus voidaan ymmärtää kuvailevassa mielessä elävän luonnon kirjoksi. Biodiversiteetillä ei kuitenkaan tarkoiteta pelkästään kirjoa ja vaihtelevuutta, vaan myös itse luontoon sisältyviä eliöitä. ”Biologinen monimuotoisuus tarkoittaa maapallon elomuotojen rikkautta eli erilaisia kasveja, eläimiä ja mikro-organismeja, niiden sisältämiä perintötekijöitä eli genejä ja ekosysteemejä, joihin kasvit ja eläimet kuuluvat”⁸. Toisin kuin biologisista luonnonvaroista puhuttaessa biodiversiteetti käsitteenä ei sisällä hyödyntämisenäkölmaa tai muuta kannanottoa biodiversiteetin osien arvosta⁹. Biologisen

⁴ Ks. MetsäL 10.3 §. MetsäL 10.1 §:n velvoite on HE:n (63/1996) yksityiskohtaisten perustelujen mukaan yleisperiaate, joka metsäkeskusten tulisi ottaa huomioon esimerkiksi laatiessaan metsätalouden alueellisia tavoiteohjelmia sekä antaessaan suosituksia maanomistajille.

⁵ Ks. tarkemmin Rion sopimuksen 2 artiklan 1 kohta.

⁶ HE:ssä (55/1994 s. 3) kiteytetään biologisen monimuotoisuuden sisältö seuraavasti: ”Laajana käsitteenä biologinen monimuotoisuus tarkoittaa eliölajien perintötekijäin, eliölajien tai ekosysteemien monimuotoisuutta. Eliöiden perinnöllinen eli geneettinen monimuotoisuus tarkoittaa eliölajin populaatioiden sisäistä ja niiden välillä periytyvää erilaisuutta”.

⁷ Ks. Bowman 1996 s. 5.

⁸ Ks. HE 55/1994 s. 3.

⁹ Ks. Glowka ym. 1994 s. 16.

monimuotoisuuden osien kestävä käyttö tai suojelu ratkaistaan aina erikseen erilaisissa käytännön tilanteissa¹⁰.

Biologisen monimuotoisuuden arvioimiseksi kehitetään jatkuvasti uusia menetelmiä ja tekniikoita. Vaikka alueellisesti ja paikallisesti biologista monimuotoisuutta on arvioitu monien eri menetelmien avulla, maailmanlaajuinen arviointi on vielä mahdotonta yhtenäisen luokittelujärjestelmän puuttuessa. Luokittelujärjestelmän rakentamiseen liittyy moninaisia vaikeasti ratkaistavia kysymyksiä: Ensinnäkin, eliöläjien määrä käy vain yhdeksi ja karkeaksi biologisen monimuotoisuuden mitaksi. Toiseksi, myös jokaisesta lajista on eri variaatioita, jotka puolestaan sisältävät oman monimuotoisuutensa. Kolmanneksi, eri lajeista muodostuu eliöyhteisöjä ja näistä puolestaan elottoman luonnon kanssa erilaisia ekosysteemejä. Neljänneksi, ekosysteemejä ei voida erottaa elottomasta luonnosta. Ekosysteemien toimivuuteen vaikuttavat myös esimerkiksi maaperä ja ilmasto. Nämä vaikeudet eivät kuitenkaan poista monimuotoisuuden inventoinnin ja seurannan tärkeyttä esimerkiksi laadittaessa biodiversiteettiä koskevia strategioita, ohjelmia ja suunnitelmia.¹¹

Määritelmällisesti luonnon monimuotoisuus sisältää paitsi elävän myös elottoman luonnon, kun taas biologinen monimuotoisuus käsittää vain eliöt ja elävän luonnon¹². Biologisen monimuotoisuuden osien käyttö on siis ennen kaikkea eliöihin liittyvää luonnonvarojen käyttöä. Ekosysteemin kautta biologinen monimuotoisuus ulottuu kuitenkin myös elottomaan luontoon¹³, joten *biologisen ja luonnon monimuotoisuuden käsitteiden välillä ei ole selkeää merkityseroa*. Niin biologisen kuin luonnon monimuotoisuuden ”todellisuus” ymmärretään luonnontieteiden valossa¹⁴.

Tämän tutkimuksen painopiste on biologisen monimuotoisuuden osassa, johon kuuluvat ”villinä” luonnossa elävät eliöläjit ja niiden elinympäristöt sekä ekosysteemit¹⁵. Eliöläjien perintötekijöiden monimuotoisuuteen ei sen sijaan ole mahdollisuutta tämän tutkimuksen yhteydessä syvällisesti paneutua. Selvää rajanvetoa ei voida kuitenkaan tehdä, sillä lajeja turvaavat oikeudellisesti me-

¹⁰ Ks. tarkemmin jakso 2.2.

¹¹ Ks. myös Hanski ym. 1998 s. 524, Glowka ym. 1994 s. 33, Heywood 1995 s. 461–462.

¹² Ks. myös Tirri ym. 1993 s. 59.

¹³ Ks. Niemelä 2000 s. 224. Ks. myös Kumpulainen – Määttä 2002 s. 225.

¹⁴ Rion sopimuksen johdannon 7 kohdassa todetaan, että sopimuspuolet ”tiedostavat yleisen biologista monimuotoisuutta koskevan tiedon ja tietämyksen puutteen sekä tarpeen kiireellisesti kehittää tieteellistä, teknistä ja hallinnollista toimintakykyä sellaisen perusymmärryksen luomiseksi, jonka pohjalta tarvittavat toimenpiteet voidaan suunnitella ja toteuttaa”. Ks. myös jaksossa 2.2.2 kuvattuja ekologisia tosiseikkoja.

¹⁵ ”Villi” eliölaji tarkoittaa tässä yhteydessä lähinnä muita kuin kotieläimiä. Esimerkiksi Haila on vuonna 1997 kirjoittamassaan artikkelissa pohtinut ’wilderness’ -sanaan liittyviä eri merkityksiä.

kanismit vaikuttavat suotuisasti myös lajien geenien monimuotoisuuden säilymiseen¹⁶.

2.1.3 Laji

Lajia ei ole määritelty Rion sopimuksen 2 artiklassa, vaikka esimerkiksi Washingtonin sopimus (CITES 1973) sisältää eräänlaisen lajin määritelmän, joka puolestaan täsmentyy listoilla lajeista, joiden kauppaa on rajoitettu tietyin kyseisessä sopimuksessa annetuin määräyksin¹⁷. Kansainvälisten sopimusten määräyksiä tulkitaan tavallisesti sopimusten oman sisäisen logiikan mukaisesti. Tällöin selvitetään kyseisten määräysten normaali merkitys siinä yhteydessä, jossa ne on esitetty ottaen huomioon sopimuksen tarkoitus ja päämäärä¹⁸. Lajin merkitys niissä yhteyksissä, joissa se Rion sopimuksessa esiintyy, voidaan määritellä organismien (eliöyksilöiden) muodostamaksi populaatioksi, joka kykenee lisääntymään vapaasti luonnollisissa olosuhteissa¹⁹.

Vaikka lajia ei sinällään ole määritelty Rion sopimuksen 2 artiklassa, on saman artiklan 6 kohdassa mainittu "*jalostetut tai viljelylajit*". Niillä tarkoitetaan lajeja, joiden kehitykseen ihminen on vaikuttanut omien tarpeidensa tyydyttämiseksi. Esimerkiksi nykyisin käytössä olevat valikoidut ja jalostetut viljalajikkeet ovat tällaisia viljelylajeja. Sen sijaan esimerkiksi metsästä kaadettavat puut tai puuplantaanit, jotka perustuvat villinä kasvaviin puulajeihin eivät täytä edellä mainitun määritelmän ehtoja. Rion sopimus määrittelee siten jalostetut ja viljeltyt lajit suppeammin kuin yleisesti saatettaisiin ajatella.²⁰

¹⁶ Toisaalta esimerkiksi lajia koskevat geenitutkimukset saattavat vaikuttaa tietyn maantieteellisen alueen käyttömahdollisuuksiin, jos geenitutkimukset osoittavat, että monimuotoisuus lajin sisällä vaarantuu alueeseen kohdistuvasta käytöstä. Ks. geeniaineksen monimuotoisuudesta Wallius 2001 s. 3–4.

¹⁷ Washingtonin sopimuksen 1 artiklan mukaan "tässä yleissopimuksessa on, mikäli asiayhteys ei muuta edellytä, seuraavilla sanoilla seuraava merkitys:

a) 'laji' tarkoittaa jokaista lajia, alalajia tai maantieteellisesti siitä erillistä populaatiota".

Muiden kansainvälisten lajiensuojeluun liittyvien sopimusten oikeuksia ja velvollisuuksia ei syrjäytetty Rion sopimuksella paitsi, jos niiden toteutumisesta aiheutuisi vakavaa uhkaa tai vahinkoa biologiselle monimuotoisuudelle (ks. Rion sopimuksen 22 artikla).

¹⁸ Ks. Wienin sopimuksen 31 artiklan 1 kohta.

¹⁹ Ks. esimerkiksi Rion sopimuksen 8 artiklan d, f ja h kohdat. Ks. myös Hanski ym. 1998 s. 29 ja mitä jaksossa 2.2 on todettu ekologisista tosiseikoista. Asia voidaan ilmaista myös niin, että populaatiolla ymmärretään tietyllä alueella elävän saman lajin, oikeammin keskenään lisääntymään kykenevien yksilöiden, joukkoa (ks. Tirri 1993 ym. s. 391 ja Hanski 1998 ym. s. 26). Oikeudellisesti lajin käsitettä voidaan laajentaa biologisesta systematiikasta poiketen esimerkiksi LSL 37.2 §:n tavoin. Tässä tutkimuksessa lähtökohtana pidetään lajin käsitettä taksonomian perusyksikkönä, ellei asiaa ole toisin laeissa määritelty.

²⁰ Ks. Glowka ym. 1994 s. 20.

2.1.4 Biologiset luonnonvarat ja niiden kestävä käyttö

Biologisilla luonnonvaroilla tarkoitetaan perintöainesta, eliöitä tai niiden osia, populaatioita tai muita ekosysteemien elollisia osia, jotka ovat tai saattavat olla käyttökelpoisia tai arvokkaita ihmiskunnalle²¹. Siinä missä biologisella monimuotoisuudella kuvaillaan elomuotoja ja niiden vaihtelevuutta ja rikkautta, *biologisilla luonnonvaroilla tarkoitetaan todellisia ja potentiaalisia hyödynnettäviä luonnon osia*, kuten geenejä, siemeniä, puita ja kaloja. Kyseisen sopimuskohdan teksti näyttäisi ensisilmäyksellä rajaavan ekosysteemien elollisia osia määritelmän ulkopuolelle. Tähän johtopäätökseen on kuitenkin syytä suhtautua varovaisuusperiaatteen edellyttämällä tavalla, sillä tietomme ekosysteemien toiminnasta ovat rajalliset ja pienimmätkin organismit saattavat olla arvokkaita ekosysteemeille, joista myös ihminen on riippuvainen²². Näin ollen kaikkia ekosysteemin elollisia osia on pidettävä potentiaalisesti käyttökelpoisina ja ihmiskunnalle arvokkaina.²³

Biologisten luonnonvarojen käyttömuodoista ensimmäinen ja ehkä tärkein osa kytkeytyy ravintokäyttöön. Biologisen monimuotoisuuden tasot – perintötekijöiden, lajien ja ekosysteemien monimuotoisuus – liittyvätkin eri tavoin maatalouteen ja muuhun ravinnonhankintaan. Toiseksi lääkekasveilla on huomattava luonnonvaramerkitys. Luonnosta peräisin olevat lääkeaineet ovat tärkeitä terveydenhoidolle sekä kehitys- että teollisuusmaissa, sillä monia näistä aineista ei voida valmistaa keinotekoisesti. Kolmanneksi suuresta joukosta muita biologisia luonnonvaroja saadaan varsin merkittävää hyötyä kansantalouksille. Osa näistä luonnonvaroista otetaan ilman markkinoita suoraan kulutukseen, kuten polttopuu ja kotieläinten rehut. Toisia niistä, kuten puutavaraa, rottinkeja, luonnonkuituja, kumia, liimoja ja pihkoja, värejä ja turkiksia, hyödynnetään myös kaupallisesti. Neljänneksi biologisilla luonnonvaroilla on esteettistä ja virkistyksestä arvoa ihmisille, sillä ympäristön rikkaus voidaan mieltää osaksi ihmiselämän laatua. Nämä arvot tulevat taloudellisesti hyödynnetyksi esimerkiksi matkailussa.²⁴

Kestävä käyttö tarkoittaa biologisen monimuotoisuuden osien käyttöä siten, että käytön laatu tai määrä ei pitkällä aikavälillä johda biologisen monimuotoisuuden vähenemiseen, ja joka siten tukee mahdollisuuksia tyydyttää nykyisten ja tulevien sukupolvien tarpeet ja toiveet biologisen monimuotoisuuden osalta.²⁵

²¹ Ks. Rion sopimuksen 2 artiklan 2 kohta.

²² Ks. myös HE:n (55/1994) s. 4: ”Teknologinen kehitys on lisännyt ihmisen mahdollisuuksia hallita ja muuttaa luontoa. Ihmisen riippuvuus biologisesta monimuotoisuudesta ravinnon, terveyden ja hyvinvoinnin suhteen ei ole kuitenkaan vähentynyt.”

²³ Ks. Glowka ym. 1994 s. 16–17. Ks. myös Tolvanen 1998 s. 69.

²⁴ Ks. HE:n (55/1994) s. 4–5.

²⁵ Rion sopimuksen 2 artiklan 15 kohdan määritelmä. Kestävän käytön sisältöön ja merkitykseen tavoitteena ja periaatteena palataan tarkemmin jaksoissa 3.1.2 ja 4.2.2.

2.1.5 Ekosysteemi, elinympäristö ja luontotyyppi

Ekosysteemillä tarkoitetaan sitä dynaamista kokonaisuutta, jossa kasvi-, eläin- ja pieneliöyhteisöt toimivat elottomassa ympäristössään toiminnallisena yksikkönä²⁶. Kyseessä on osittain suljettu systeemi, mikä tarkoittaa, että eri yhteisöjen toimintojen vuorovaikutus on enimmäkseen ekosysteemin sisäistä. Toimintojen vuorovaikutuksella yhdessä muiden ekosysteemien kanssa tuotetaan elämää ylläpitäviä palveluita, kuten tasoitetaan kasvihuonekaasupäästöjä, säädelään ilmastoa, kierrätetään ravinteita, ylläpidetään hydrologista kiertoa ja muokataan maaperää. Ekosysteemit voivat olla pieniä ja suhteellisen lyhytaikaisia yksiköitä, kuten veden täyttämä puun kolo tai lahoava tukki metsässä, taikka laajoja ja pitkäikäisiä yksiköitä, kuten metsät tai järvet. Yksittäistapauksissa on siksi määriteltävä yksikön taso, jossa termiä ekosysteemi käytetään. Rion sopimus keskittyy pääasiassa laajempiin yksiköihin.²⁷

Elinympäristö tarkoittaa paikkaa tai sijaintia, jossa eliö tai populaatio luontaisesti esiintyy²⁸. Elinympäristö vastaa terminä ainakin Rion sopimuksen englanninkielistä ilmaisua ”habitat”²⁹, joten tässäkin tutkimuksessa on omaksuttu vastaava määrittelytapa. Rion sopimuksessa elinympäristö (habitaatti) on käsitteenä tyypillisesti alueeseen sidottu, kun taas ekosysteemi ymmärretään laajana toiminnallisena yksikkönä. Elinympäristön alueellinen laajuus vaihtelee eliölajista toiseen. Toisaalta myös samat lajit tai populaatiot omassa elinympäristöissään voivat kuulua erilaisiin ekosysteemeihin, joissa niiden funktionaalinen rooli voi poiketa toisistaan.³⁰

Luontodirektiivin 1 artiklan b kohdan nojalla *luontotyypeillä* tarkoitetaan ”maa- ja vesialueita, joita luonnehtivat maantieteelliset, abioottiset ja bioottiset ominaisuudet ja jotka ovat joko luonnontilaisia tai puolittain luonnontilaisia”. Puolittain luonnontilaisuus viitanee siihen, että luontotyypeiksi hyväksytään maa- ja vesialueet, joiden ominaisuuksiin myös ihmisen toimilla, esimerkiksi karjankasvatuksella, on saattanut olla vaikutusta. Tällaisesta luontotyypistä mainittakoon LSA 10.2 §:n 5 kohdan mukainen merenrantaniitty, joka on perinteisen maankäytön seurauksena avoin ja matalakasvuinen, lähes puuton ja pensaaton heinä- tai ruohovaltainen ranta-alue.

²⁶ Rion sopimuksen 2 artiklan 7 kohta. Eloton ympäristö sisältää auringonvalon, ilman, veden, mineraalit ja ravintoaineet.

²⁷ Glowka ym. 1994 s. 20–21. Ks. tarkemmin Hanski 1998 ym. s. 429–445.

²⁸ Ks. Rion sopimuksen 2 artiklan 11 kohta.

²⁹ Englanninkielisen sopimusversion mukaan 2 artiklan 11 kohta kuuluu kokonaisuudessaan seuraavasti: ”Habitat means the place or type of site where an organism or population naturally occurs.” Habitaatti on tavallisesti mielletty ympäristön osaksi, jossa eliö elää. Tällöin sitä luonnehditaan usein dominoivien kasvien eli ns. valtalajien tai paikan fyysikaalisten ominaisuuksien mukaan, usein eri rakennetasoilla, esim. metsä, havumetsä, lehtimetsä, lehdon lehvästö, puro, hiekkaranta. (Ks. Tirri ym. 1993 s. 150.)

³⁰ Ks. Glowka ym. 1994 s. 22 ja myös Tirri ym. 1993 s. 89.

Tolvanen on väitöskirjassaan analysoinut elinympäristön käsitettä³¹. Hän toteaa, että habitaatista on erotettava lajin esiintymispaikka, jolla viitataan lajin yksilön tai yksilöiden tiettyyn esiintymispaikkaan. Elinympäristöä voidaan käyttää yleiskäsitteenä puhuttaessa biotoopeista, habitaateista ja lajien esiintymispaikoista. Biotoopiksi voidaan Tolvasen mukaan kutsua tiettyä ekosysteemi- tai ympäristötyyppiä. Tällä perusteella luonnonsuojeluoikeudessa tarkoitetaan juuri biotooppeja, kun puhutaan luontotyypeistä. Tämä näkemys saa tukea luonnonsuojelulakityöryhmän mietinnöstä³².

Rion sopimuksen 2 artikla 11 kohdan nojalla elinympäristön käsitettä ei voida kuitenkaan käyttää biotoopin yläkäsitteenä³³. Kyseisen sopimuksen määritelmän mukaisesti luontaisessa elinympäristössään elää lajin yksilöiden muodostama populaatio. Biotooppi ei sen sijaan ole määritelmällisesti sidottu yhden eliölajin populaatioon, vaan sillä elävä eliöyhteisö voi sisältää useiden eliölajien populaatioita. Tällä perusteella biotooppi näyttäisi pikemminkin sisältävän useiden eliölajien (ja niiden populaatioiden) elinympäristöjä, useita habitaatteja. Biotooppia voidaan näin ollen pitää Rion sopimuksen elinympäristö (habitaatti) -määritelmän yläkäsitteenä.

Rion sopimuksen määritelmän pohjalta elinympäristön käsitteeseen ei voida sisällyttää biotooppia myöskään tietynä ekosysteemi- tai ympäristötyyppinä päin vastoin kuin Tolvanen on esittänyt. Elinympäristön määritelmä Rion sopimuksen valossa on sidottu tiukasti alueeseen. Kyseisen sopimuksen suomenkielinen käännös sitoo elinympäristön joko paikkaan tai vaihtoehtoisesti sijaintiin. Vaikka englanninkielisen – todistusvoimaisen³⁴ – sopimusversion 2 artiklan 11 kohdassa käytetään sanamuotoa alueen/ kohteen paikka tai tyyppi (engl. the place or type of site), sillä tarkoitettaneen kuitenkin alueen luontotyyppiä eikä funktionaalisesti määriteltäviä ekosysteemityyppejä. EY:n luontodirektiivi määritelmä luontotyypeistä näyttäisi tukevan tätä johtopäätöstä. Sen sijaan ekosysteemityyppejä ei voi määritellä alueellisesti, vaan lähinnä toiminnallisina yksiköinä, joissa eri eliöyhteisöjen toimintojen vuorovaikutus on enimmäkseen systeemin sisäistä³⁵. Ekosysteemityyppi tulisikin jättää sekä biotoopin että elinympäristön määritelmän ulkopuolelle.

Luontotyyppin määritelmä ei luontodirektiivin 1 b artiklan nojalla myöskään täysin vastaa biotoopin määritelmää, sillä luontotyyppiä luonnehtivat – eivät tietyille eliöyhteisölle luonteenomaiset ympäristöolot – vaan yleisemmät maantieteelliset, abioottiset ja bioottiset ominaisuudet. Toisaalta biotooppi ei määritelmänsä puolesta rajoitu, kuten luontodirektiivissä suojellut luontotyypit, luonnontilaisiin tai puolittain luonnontilaisiin alueisiin³⁶. Luon-

³¹ Ks. Tolvanen 1998 s. 5.

³² Ks. Ympäristöministeriö 1995 (työryhmän raportti 3/1994) s. 31.

³³ Biotooppi (kreik. topos = paikka) ymmärretään tavallisesti sellaiseksi luonnonympäristön osaksi, tietyn eliöyhteisön elinalueeksi, jossa vallitsevat kyseisen yhteisön eliöille luonteenomaiset ympäristöolot. Biotoopissa eliöiden kannalta keskeiset ympäristötekijät ovat samankaltaisia, esimerkiksi merkityksessä ”lintujen pesimäbiotooppi”. Kasvitieteessä biotoopilla tarkoitetaan usein myös kasvupaikkaa. Se on niiden ympäristötekijöiden summa, jotka vaikuttavat kasvin menestymiseen. (Ks. esimerkiksi Tirri ym. 1993 s. 61.)

³⁴ Ks. Rion sopimuksen 42 artikla.

³⁵ Ks. Rion sopimuksen 2 artiklan 7 kohta.

³⁶ Ks. myös LSL 29 §:n mukaiset suojellut luontotyypit.

totyyppejä ei voida myöskään tällä perusteella pitää elinympäristön alakäsitteenä, sillä lajin elinympäristöä/ habitaattia (aluetta) tarkastellaan tietyn yksilön (eliön) tai tarkemmin yksilöjoukon (populaation) kautta, jotka esiintyvät niille luontaisella alueella (paikka tai luontotyyppi), kun taas luontotyyppi muodostuu objektiivisesti tarkastellen tietyistä alueen (maantieteellisistä, biotillisista ja abioottisista) ominaisuuksista, jotka eivät välttämättä ole seurausta yksittäisen lajin tai sen yksilöiden muodostaman joukon, populaation esiintymisestä alueella. Kun lähtökohtana pidetään englanninkielistä Rion sopimuksen versiota, kyseisen sopimuksen 2 artiklan 11 kohtaa voidaan tulkita niin, että siinä elinympäristö eli habitaatti tarkoittaa paikkaa tai luontotyyppiä, jossa eliölaji tai sen yksilöiden muodostama populaatio luontaisesti esiintyy. Elinympäristöä eli habitaattia (lajin tai sen populaation elinalue) voidaan pitää lajin (yksilön tai yksilöiden) esiintymispaikan yläkäsitteenä, mutta ei luontotyyppin (eikä biotoopin) yläkäsitteenä. Voidaan todeta, että isokuovin elinympäristönä eli habitaattina on esimerkiksi merenranta- niitty-niminen luontotyyppi. Merenrantaaniityn olemassaolosta luontotyyppiä ei kuitenkaan välittömästi seuraa, että alueella pesii isokuovi.

Käsitteitä ekosysteemi, luontotyyppi, elinympäristö yms. voidaan perustellusti käyttää eri merkityksissä ja systematisoida keskenään eri tavoin³⁷. Vaikka näiden termien sisällöstä tuskin koskaan päästään täydelliseen yksimielisyyteen, biodiversiteettioikeudellisessa sääntelyssä tulisi tietoisesti pyrkiä mahdollisimman johdonmukaiseen määrittelyyn niin, että käsitteiden sisältö ja yhteys toisiinsa muodostuisi koherentiksi kokonaisuudeksi ainakin yksittäisen säädöksen sisällä.

Edellä selostetun terminologian lisäksi biodiversiteettioikeuteen liittyy joukko muita käsitteitä. Niistä voidaan biodiversiteettioikeuden soveltamisalan laajuuden kuvaamiseksi mainita esimerkiksi bio- ja geeniteknikkaan sekä geeneihin liittyvät käsitteet³⁸. Geenien monimuotoisuuden suojelusta ja niiden kestävästä ja oikeudenmukaisesta käytöstä muodostuu erityinen oma alueensa biodiversiteettioikeuden sisälle. Muut tarvittavat käsitteet käyvät ilmi tutkimuksen myöhemmissä osioissa³⁹.

³⁷ Näihin käsitteisiin liittyvä epäyhtenäisyys käy hyvin ilmi, kun verrataan esimerkiksi LSL 29 §:n, VL 1:15a:n ja Metsäl 10.2 §:n säännöksiä toisiinsa.

³⁸ Biotekniikalla tarkoitetaan sellaista tekniikan sovellusta, jossa käytetään biosysteemejä, eläviä eliöitä tai niiden johdannaisia tuotteiden tai prosessien kehittämiseksi tai muuntelemiseksi tiettyä tarkoitusta varten (ks. Rion sopimuksen 2 artikla). Geeniteknikkaa käytettäessä organismin perintöainesta on muunneltu tavalla, joka ei toteudu luonnossa pariumin tuloksena tai luonnollisena yhdistelmänä. Biotekniikka kattaakin huomattavasti laajemman joukon sovellutuksia kuin geeniteknikka. (Ks. GTL 3.1 §:n 2 kohta ja Salila 1999 s. 7–8.)

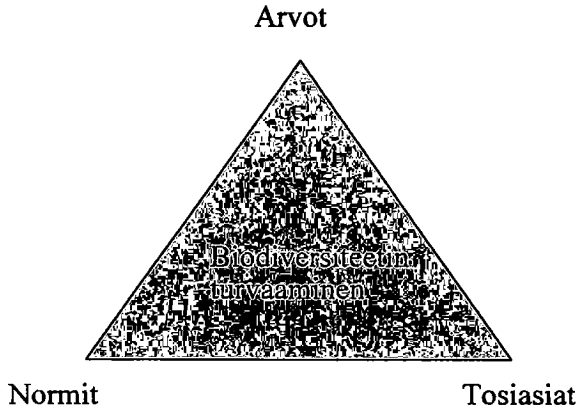
Geneettinen materiaali tarkoittaa kasvi-, eläin-, mikrobi- tai muuta alkuperää olevaa ainesta, joka sisältää toiminnallisia perintötekijöitä. Perintöaineksella varantona (genetic resources) ymmärretään geneettistä materiaalia, joka on tai saattaa olla arvokasta. Nämä jälkimmäiset määritelmät pohjautuvat Rion sopimuksen 2 artiklan 9 ja 10 kohtaan. Kun perintöainesta esiintyy ekosysteemeissä ja luontaisissa elinympäristöissä, voidaan puhua in situ -olosuhteesta. Jalostettujen tai viljelylajien osalta sellaiset olosuhteet syntyvät siinä ympäristössä, jossa ne ovat kehittäneet erityisominaisuutensa. (Ks. Rion sopimuksen 2 artiklan 12 kohta.)

³⁹ Ks. esimerkiksi biodiversiteetin turvaamiskäsitettä koskeva jakso 2.2.

2.2 BIODIVERSITEETIN TURVAAMISKÄSITTEEN ULOTTUVUUDET

2.2.1 Yleistä

Biodiversiteetin turvaamista voidaan oikeudellisesti tarkastella *normien, arvojen ja tosiasioiden kolmidimensionaalisenä käsitteenä*⁴⁰. Jäljempänä pohditaan lyhyesti tosiasioiden ja arvojen merkitystä osana tätä turvaamiskäsitettä⁴¹.



Kuvio 2: Biodiversiteetin turvaaminen kolmidimensionaalisenä käsitteenä.

*Biodiversiteetin turvaamistehtävässä oikeudella on kaksijakoinen tehtävä ohjausvälineenä ja instituutiona*⁴². Oikeuden avulla voidaan ensinnäkin toteuttaa biodiversiteettiä turvaavia strategioita ja toisaalta hyödyntää oikeuden instituut-

⁴⁰ Ks. Määttä 1999a s. 67, jossa on tarkastellaan kolmidimensionaalisenä käsitteenä omistusoikeutta. Tolonen (1997 s. 110–111) kirjoittaa vastaavasti oikeuden anatomiaa, jossa arvot, normit ja faktat muodostavat peruskolmion ja Laakso (1978 s. 17) normeista, faktoista ja arvoista juridisen maailman osina.

⁴¹ Varsinainen normeihin liittyvä oikeudellinen tarkastelu alkaa luvusta 3.

⁴² Ohjausvälineenä Habermas ymmärsi oikeuden toteuttavan politiikkaa avustavia tehtäviä. Instituutiona oikeus oli Habermasin käsityksen mukaan sidoksissa yhteiskunnan jäsenten elämämaailman, *Lebensweltin*, moraalisiin rakenteisiin. Instituutiona oikeus antoi myös näille rakenteille pakotuksen takaaman sitovuuden ja toteutti näin oikeuden tehtäviä moraalien suunnassa. (Ks. Habermas 1981b s. 536, Tuori 2000 s. 241 ja Deflem 1996 s. 11.) Vaikka Habermas luopuikin myöhemmin tästä erottelusta *Faktizität und Geltung* -teoksessa (ks. Habermas 1992 s. 502), pidän näitä kahta näkemystä oikeuden merkityksestä käyttökelpoisena, kunhan niitä hieman tulkitaan. Selkeää rajaa säädetyin ja moraaliperusteisen normin välille on turha luoda. Voimassa oleva oikeusjärjestys voidaan toisaalta nähdä instituutiona ja toisaalta keinona ohjata toimijoita yhteiskunnassa. Nämä molemmat oikeuden ulottuvuudet ovat läsnä samanaikaisesti. Oikeus instituutiona legitimoii osaltaan oikeudellisen ohjauksen, ja osaltaan oikeudellinen toiminnan ohjaus tarkoittaa voimassa olevaa oikeutta instituutiona.

tionaalista yhteyttä moraalisiin rakenteisiin niin, että varmistetaan oikeudellisen instituution avulla konkreettisen päätöksen legitimiys silloinkin, kun biodiversiteetin turvaaminen edellyttää ohjauk- tai pakkokeinojen käyttämistä yksilöä vastaan. Ohjausvälineenä oikeus voi onnistua vain, kun se kiinnittyy asianmukaisesti tosiseikkoihin. Tämä edellyttää yhteiskuntaa koskevan tiedon ohella biodiversiteettiä koskevien ekologisten tosiseikkojen ymmärtämistä ja oikeustositseikkojen asianmukaista kuvausta säännöksissä, joilla ohjaustavoite pyritään saavuttamaan.

2.2.2 Tosiseikat

Ekologiset tosiseikat. *Kun biodiversiteettiä turvataan ekologisena tosiseikkana, yleisenä turvaamiskohteena on tosiasiaa biosfääri kaikkinne eliöineen.* Biosfääri kattaa kutakuinkin puolen miljardin neliökilometrin alalla kilometrin paksuisen maa-aines-, vesi- ja ilmakerroksen. Tämän kerroksen ainutlaatuisuutta ja haavoittuvuutta voidaan havainnollistaa kuvittelemalla Tellus tavallisen karttapallon kokoiseksi ja miettimällä, miten kaukaa sivusuunnasta pystyisi erottamaan biosfäärin planeetan pinnalta: tosi asiassa vain käsivarren mitta riittäisi häivyttämään paljaalla silmällä katsovalta maan biosfäärin.⁴³ Meidät avaruuden tyhjiöstä erottava elonkehä on siis hämmästyttävän ohut siihen nähden, millaisen elämän monimuotoisuuden se pitää sisällään.

Biodiversiteetin osien vuorovaikutusta voidaan havainnollistaa energia- ja biomassapyramidin avulla. *Energiapyramidi* kuvaa kuuhtuvaa aurinkoenergian virtaa: suurin osa maahan tulevasta auringon valosta kulkeutuu pyramidin pohjalla eläville kasveille ja energiavirta kapenee mitättömäksi noroksi sen saavuttaessa pyramidin huipulla olevat lihansyöjät. *Biomassapyramidi* puolestaan rakentuu eliöiden painosta ja sen ylivoimaisesti suurin osa on kasvien massaa. Toiseksi suurin ryhmä tässä pyramidissa ovat haaskansyöjät ja muut hajottajat lähtien bakteereista ja sienistä aina termiitteihin asti. Jokainen kasvien yläpuolella oleva taso pienenee kunnes saavutetaan lihansyöjien ryhmä. Näin ollen biodiversiteetin näkyvimpien osien, suurten eliöiden, suhteellinen harvinaisuus voidaan selittää näiden pyramidien avulla.⁴⁴

*Biodiversiteetin perusyksikkönä voidaan pitää lajia, vaikka lajikäsité ei ole aivan yksiselitteinen*⁴⁵. Laji on biologiassa taksonomian, eliöiden luokitteluopin perusyksikkö. Biologisesti laji koostuu populaatiosta, jonka jäsenet pysyvät tuottamaan luonnonmukaisissa oloissa keskenään jälkeläisiä. Näin ollen vankeudessa tuotetut eläinten risteytykset, esimerkiksi tiikerin ja leijonan risteytys, tai puutarhassa kahdesta kasvista jalostetut muunnokset eivät vielä riitä

⁴³ Ks. Wilson 1994 s. 33. Ks. myös Hanski ym. 1998 s. 52.

⁴⁴ Ks. Wilson 1994 s. 34–35. Ks. energian virrasta ekosysteemissä Hanski ym. 1998 s. 434–436.

⁴⁵ Ks. esimerkiksi Haukioja 1995 s. 9. Ks. myös jakso 2.1.3.

tekemään niistä samaa lajia.⁴⁶ Lajeilla on tietyt niille tyypilliset periytyvät ominaisuudet, kuten väri ja muoto. Usein laji elää tietyllä rajoitetulla maantieteellisellä alueella. Teoriassa saman lajin jäsenet eivät lisäänty eivätkä saa lisääntymiskykyisiä jälkeläisiä muiden lajien kanssa, mikä on seurausta monista tekijöistä kuten eri lajien erilaisesta geeniperinnöstä, käyttäytymisestä ja biologisista tarpeista. Lajit muodostavat siis periaatteessa suljetun geenivaraston.⁴⁷ Lajien monimuotoisuutta syntyy, kun tietyn lajin populaatiot eriytyvät syystä tai toisesta toisistaan (esimerkiksi vesistön laskun muodostaessa useita järviä) ja nämä populaatiot muodostavat uuteen ympäristöön sopeutuessaan erilliset lajit, jotka eivät kykene enää lisääntymään keskenään⁴⁸.

Keskeisenä biologisen monimuotoisuuden lähteenä voidaan pitää ns. luonnonvalintaa, jonka vuoksi geenien kantajien suhteelliset osuudet populaatiossa muuttuvat pitkällä aikavälillä. Evoluutio on tässä mielessä populaatiotason ilmiö. Toisaalta biologisen monimuotoisuuden syvimmät lähteet ovat *geneesisä ja kromosomeissa*, sillä evoluution perustapahtuma on populaation geenien esiintymistiheyden ja kromosomien rakenteen muutos. Luonnonvalinnan pohjana onkin mutaatioista syntyvä variaatio eli muuntelu. Mutaatiot ovat geenien kemiallisen rakenteen, geenien kromosomeissa olevien paikkojen ja kromosomien lukumäärien satunnaisia muutoksia. Geenit eli perintötekijät ovat ne DNA:n osat, jotka viime kädessä määräävät ulkoiset tekijät, kuten perhosen siipien värin. Sirppisoluanemia käy esimerkiksi geenin mutaatiota tukevasta luonnonvalinnasta. Tämä ihmisen yksi tunnetuimmista alimman molekyyli-tason evoluutioista perustuu yhden geenin muunnokseen. Vaikka kaksi mutanttia geeniä aiheuttaa täydellisen anemian, joillakin alueilla Afrikassa sirppisoluanemia on yleinen, koska hemoglobiinin sirppisolumuoto ei ole yhtä altis malaria-loiselle.⁴⁹

Luonnonvalintaan perustuva evoluution prosessi voidaan kiteyttää seuraavalla tavalla: Geenin satunnaiset nukleotidien korvautumiset johtavat vastaaviin anatomisiin, fysiologisiin tai käyttäytymisen (fenotyyppiin) muutoksiin. Prosessi ripottelee tällä tavoin syntyneitä geenien rinnakkaisia muotoja populaatioon. Geneettinen muutos alkaa myös, kun geenit siirtyvät uusiin asemiin kromosomeissa tai kun kromosomien lukumäärä (sekä geenien lukumäärä) kasvaa tai vähenee. Biologisesti ilmaistuna yksi näistä mutaation

⁴⁶ Ks. Wilson 1994 s. 36. Ks. myös Hanski ym. 1998 s. 29.

⁴⁷ Ks. Wilson 1994 s. 37–46 ja Glowka 1994 s. 17. Lajit voidaan määritellä biologisen lajikäsittelyn mukaisesti myös lisääntymisyksiköiksi, joilla on yhteinen geenivarasto ja joissa yksilö on geenien väliaikainen varastopakkaus (Ks. Tirri 1993 ym. s. 273).

⁴⁸ Ks. tarkemmin Wilson 1994 s. 53–58.

⁴⁹ Ks. Wilson 1994 s. 70–74, 80 ja Hanski ym. 1998 s. 118–121 ja 125. Ks. myös jakso 2.1.7. Kukin geeni rakentuu jopa useista tuhansista nukleotidipareista eli geneettisistä ”kirjaimista”. Kolme peräkkäistä nukleotidiparia määrittää aminohapon, joista muodostuu puolestaan proteiini, solun rakenneyksikkö. Solut puolestaan ovat organismin rakenneyksikköjä. (Ks. Wilson 1994 s. 70.)

muodoista on muuttanut genotyyppiä ja sen seurauksena on syntynyt uusi fenotyyppi. Uusilla fenotyypeillä eli muuttuneilla anatomisilla, fysiologisilla tai käyttäytymiseen liittyvillä ominaisuuksilla on yleensä jonkinlainen vaikutus eloonjäämiseen ja lisääntymiseen. Jos vaikutus on suotuisa suhteessa ympäristöön, toisin sanoen jos siitä syntyy suurempi eloonjäämisen ja lisääntymisen mahdollisuus, muutoksen aiheuttanut mutanti geeni leviää populaatioon. Jos vaikutus ei ole suotuisa, sen määrittävä geeni harvinaistuu ja voi jopa kadota kokonaan.⁵⁰

Geneettinen variaatio mahdollistaa lajin sisäiset yksilölliset erot. Geneettinen vaihtelu on myös lajien synnyn perusta, sillä se saattaa aiheuttaa lisääntymisen esteet, jotka jakavat vanhat lajit uusiksi. Geneettinen variaatio onkin lajien välisten erojen ohella elämän monimuotoisuuden perusta.⁵¹ Riittävä geneettinen monimuotoisuus saattaa ympäristöolosuhteiden muuttuessa olla edellytyksenä lajin populaation tai jopa lajin säilymiselle.

Biologiseen monimuotoisuuteen vaikuttaa myös *ns. sopeutumislevittäytyminen*. Tällä käsitteellä kuvataan yhteistä alkuperää olevien lajien levittäytymistä. Tässä yhteydessä käytetään myös ilmaisua konvergenttinen evoluutio, jolla tarkoitetaan, että samanlaisessa ekologisessa lokerossa⁵² elää erilaisten sopeutumislevittäytymisen tuotteita. Näin tapahtuu eri puolilla maailmaa: esimerkiksi Australian pussihukka täyttää saman lokeron kuin Euraasian ja Pohjois-Amerikan sudet. Toisaalta eristyksissä olevat saaret ja järvet saattavat mahdollistaa muutaman kasvi- ja eläinlajin sopeutumislevittäytymisen useampiin lokeroihin.⁵³

Pitkän ajan kuluessa lajien välinen kilpailu voi johtaa *ekolokeron pysyvään muutokseen*. Luonnonvalinnan voi nimittäin olettaa suosivan yksilöitä, jotka käyttävät sellaisia resursseja, joista käydään vähiten lajien välistä kilpailua. Tässä suhteessa ratkaisevia ovat myös muut yksilön kelpoisuuteen vaikuttavat tekijät, kuten kyky tuottaa jälkeläisiä, jotka puolestaan säilyvät hengissä ja lisääntyvät. Monimuotoisessa ympäristössä kilpailevat lajit rajoittavat toisensa uusiin ja/tai pienempiin ekologisiin lokeroihin. Tätä kutsutaan *ekologiseksi eriytymiseksi*. Samaan aikaan lajeihin saattavat eri tavoin vaikuttaa myös erilaiset ekosysteemin ulkoiset tekijät, kuten saasteet tai sairaudet. Jatkuvan kamppailun tuloksena riittävän monimuotoinen eliöyhteisö lähestyy ekosysteemissä dynaamista tasapainotilaa, jossa lajeja saapuu ja katoaa, mutta niiden kokonaisuus määrä liikkuu tiettyjen rajojen sisällä.⁵⁴

⁵⁰ Ks. Wilson 1994 s. 74. Ks. myös Hanski ym. 1998 s. 22 ja 121–128.

⁵¹ Ks. Wilson 1994 s. 80. Ks. myös jakso 2.1.2.

⁵² Ekologista lokeroa voidaan kuvata lajin paikkana ympäristössä. Ekolokeroista puhuttaessa ympäristöllä tarkoitetaan kaikkia lajin tarpeita ja rajoitteita (ks. Hanski ym. 1998 s. 30).

⁵³ Ks. Wilson 1994 s. 87.

⁵⁴ Ks. Wilson 1994 s. 160, Glowka ym. 1994 s. 20–21 ja Hanski ym. 1998 s. 129, 308–312 ja 354–355.

Kolmannen biologisen monimuotoisuuden kannalta merkittävän tason muodostavat *ekosysteemit*. Ekosysteemin käsitteen myötä biologinen monimuotoisuus kytkeytyy paitsi elollisen myös elottoman luonnon turvaamiseen. Yksinkertaisimpiakin ekosysteemejä on vaikea ymmärtää kaikkine yksityiskohtineen kokonaisuudessaan. Ekosysteemejä mallintamalla on kuitenkin saatu hajanaisia tietoja siitä, kuinka ne toimivat sisäisesti ja vuorovaikutuksessa toistensa kanssa ja mitkä niistä ovat ratkaisevan tärkeitä maapallon elämää ylläpitävien palveluiden tuottamiseksi.⁵⁵

Ekosysteemeissä eri eliöyhteisöjen toimintojen vuorovaikutus on enimmäkseen systeemin sisäistä. Ekosysteemissä eliöyhteisön järjestyksen muotoutuminen voidaan mieltää siten, että tällaisessa löysästi järjestyneessä eliöyhteisössä on sekä pieniä että suuria pelaajia, ja kaikkein suurimmat pelaajat ovat avainlajeja. Tässä ajattelussa ikään kuin ”painotetaan lajien nopat”. Avainlajien poistaminen vaikuttaa nimensä mukaisesti eliöyhteisön olennaiseen osaan draamatisesti. Myös monet muut lajit vähenevät avainlajien katoamisen myötä lähelle sukupuuttoa, katoavat kokonaan tai lisääntyvät odottamattomasti. Toisinaan aikaisemmin kilpailun tai tilaisuuden puuttuessa eliöyhteisön ulkopuolelle jääneet lajit valloittavat kyseisen yhteisön ja muuttavat sen rakennetta entisestään. Avainlajin palauttaminen saattaa tyypillisesti yhteisön, tosin ei poikkeuksetta, alkuperäisen kaltaiseen tilaan.⁵⁶

Eräs tällainen tunnettu avainlaji Pohjois-Amerikan länsirannikolla elävä merisaukko, joka oli 1800-luvun lopulla jo lähellä sukupuuttoa. Merisaukkojen määrän ollessa alhaisimmillaan niiden ravintoeläin merisiili lisääntyi räjähdysmäisesti. Merisiili söi kirjaimellisesti rannikon rakkolevä metsät, ja meren pohjan muututtua ns. merisiiliaavikoksi tuhoutui välillisesti myös muita rakkolevistä hyötyviä lajeja. Sittemmin merisaukon suojelulla onnistuttiin palauttamaan alkuperäisen kaltainen monimuotoinen meriympäristö.⁵⁷

On kuitenkin korostettava, että kaikki lajit ovat lähtökohtaisesti tärkeitä ekosysteemin toiminnan kannalta. Vaikka toiset lajit olisivatkin avainasemassa ekosysteemissä ja siten merkittävämpiä ekosysteemin säilymiselle kuin toiset, täyttä varmuutta tästä on vaikea saada. Eliöyhteisön monimuotoisuuden ja sen toiminnan suhteesta on esitetty erilaisia toisistaan poikkeavia teorioita. Lähtökohtaisena hypoteesina on ollut, että lajien monimuotoisuuden lisääntyessä ekosysteemin tasapainoisuus, joustavuus ja elinvoimaisuus paranevat. Muista teorioista käy esimerkiksi ns. niitti-hypoteesi, jonka mukaan lajeja voidaan – kuten lentokonetta koossa pitäviä niittejä – vähentää yhteisöstä johonkin pisteeseen asti ilman, että vaikutetaan ratkaisevasti yhteisön toimintaan. Ennalta

⁵⁵ Ks. Glowka ym. 1994 s. 20–21. Ks. myös biodiversiteetin ja ekosysteemin käsitteistä edellä jaksot 2.1.2 ja 2.1.5.

⁵⁶ Ks. Wilson 1994 s. 154. Ks. myös Heywood 1995 s. 258 ja Niemelä 2000 s. 222.

⁵⁷ Ks. Wilson 1994 s. 154.

tuntemattoman kriittisen kynnyksen ylityttyä systeemin toiminta (lentokoneen rakenne) kuitenkin romahtaa nopeasti. Myös lajimäärän ja yhteisön toiminnan välisiä suhteita selvittäneiden tutkimusten tulokset ovat olleet varsin ristiriitaisia. Erilaisista teorioista ja tutkimustuloksista huolimatta ekologian tutkijoiden keskuudessa näyttäisi valitsevan yksimielisyys siitä, että eri ekosysteemeissä yhteisön toiminta on useissa tapauksissa heikentynyt lajimäärän pientyessä. Tämä havainto riittää sinänsä puolustamaan varovaisuusperiaatteen mukaista oikeudellista lähestymistapaa turvattaessa biodiversiteettiä (erityisesti eliöyhteisöjen monimuotoisuutta ja toimivuutta) ihmistoiminnan aiheuttamilta häiriöiltä.⁵⁸

Luonnontieteellisten tosiseikkojen (mukaan lukien ekologisen tiedon) välitymistä oikeuteen voidaan ymmärtää eri tavoin. Viimeaikainen keskustelu ympäristöoikeudessa on korostanut *konstruktivismia*, jossa perusajatuksena on ”todellisuuden sosiaalinen rakentuminen”; toisin sanoen ihmisten sosiaalinen toiminta ja kollektiiviset määrittelyprosessit konstituovat yhteiskunnallisen ongelman. Biodiversiteettioikeudessa konstruktivismi voi olla lähinnä maltillisista, sillä luonto asettaa ihmisen toiminnalle omat rajaehdonsa, vaikka ihmisten sosiaalinen konstruktio asiasta olisikin toinen. Esimerkiksi karhun pyynti voidaan nähdä sosiaalisena konstruktiona, jolloin painopisteenä saattavat olla metsästystradition mukainen virkistyskäyttö, mutta jos ekologiset rajaehdot, kuten karhukannan vähyyden, estävät kestävä pyynnin, mahdollisuus metsästystradition jatkumiseen virkistyskäyttönä sulkeutuu pois. Tietyistä rajoituksista huolimatta konstruktivismi voi osaltaan havainnollistaa, miten ihmisten käsitys todellisuudesta vaikuttaa oikeudelliseen ajatteluun ja miten luonnontieteellinen tieto suodattuu oikeudellisiin käytäntöihin.⁵⁹

Biodiversiteettioikeudellisessa päätöksenteossa, aivan kuten ympäristöoikeudessa yleensä, reaali maailman ilmiöillä on huomattava merkitys. Turvataan biodiversiteettiä sitten geenien, lajien tai ekosysteemien tasolla, ekologi-

⁵⁸ Ks. Wilson 1994 s. 160, Glowka ym. 1994 s. 20 ja Hanski ym. 1998 s. 404–409. Ks. myös Niemelä 2000 s. 223 ja erityisesti s. 221: Luonnon kestävään hyödyntämiseen sisältyy ohje välttää peruuttamattomia muutoksia. Jos ei ole tarkkaa tietoa siitä, aiheuttavatko toimmme tällaisia ”luonnon vaihtelun ”turvarajat” ylittäviä muutoksia, toimenpiteistä on viisasta pidättäytyä. Tästä käytetään nimitystä varautumisperiaate” (tai pikemminkin varovaisuusperiaate, kun otetaan huomioon Rion sopimuksen johdannon 8 kohta). Vastaavaan tulokseen pyrkii Oksasen (1994 s. 45) kuvaama pidättävyisyyden ajatus, jonka mukaan ”meillä on velvollisuus olla suorittamatta hyvinvoivien olentojen ja järjestelmien hyvinvointia heikentäviä tekoja sikäli kuin se on meille mahdollista, mutta meidän ei tarvitse estää niitä tapahtumasta, jos ne ovat luonnollisia ja ihmisen toiminnasta riippumattomia”.

⁵⁹ Ks. konstruktivismia koskevasta keskustelusta ympäristöoikeudessa esimerkiksi Kumpula – Määttä 2002 s. 215, 219 ja 222 ja muissa yhteiskuntatieteissä esimerkiksi Berger – Luckman 1986 (teos ilmestynyt alunperin vuonna 1966 nimellä *The social construction of reality*). Ks. erityisesti Heiskala 2000 s. 199: ”Maltillinen konstruktionismi puolestaan olettaa, että vaikka kaikki ihmisten tuntema todellisuus on tulkittua todellisuutta ja vaikka yhteiskuntien kulttuurisen muuntelun kirjo on suuri tälle muuntelulle on monissa suhteissa löydettävissä ihmislajin biologiseen olemukseen ja luonnonympäristön rakenteeseen liittyvät rajat.”

set tosiseikat muodostavat perustan biodiversiteettioikeudelliselle ohjaukselle. Tässä suhteessa voidaan puolustaa *reduktionismia*; juristien on lähtökohtaisesti voitava luottaa luonnontieteellisiin faktoihin. Reduktionistinen lähtökohta ei kuitenkaan saisi merkitä luonnontieteellisen tiedon ottamista ”liian” vakavasti.⁶⁰ Seuraavassa esitetään eräitä näkökohtia siitä, minkä vuoksi luonnontieteellinen tieto suhteellistuu oikeudellisessa ajattelussa ja päätöksenteossa sekä miten luonnontieteellistä tietoa verrataan sovellettaviin oikeustositseikkoihin.

Oikeudelliset tosiseikat. Lakien tavoitteiden saavuttamiseksi oikeudellisesti relevantit ekologiset tosiseikat pyritään kuvaamaan oikeustositseikkojen avulla eri säännöksissä⁶¹. Oikeudellisessa päätöksenteossa ei voida turvata koko biodiversiteettiä yhdellä kertaa, vaan ekologiset tosiseikat *rajataan oikeustositseikkoja* käyttäen oikeudellisesti mahdollisiksi turvattaviksi kokonaisuuksiksi. Biodiversiteetin turvaamista rajaavat säännökset voivat koskea esimerkiksi tiettyjen uhanalaisimpien lajien rauhoittamista, avainlajien suojelua, suojelualueiden perustamista sekä tiettyjen elinympäristöjen ja luontotyyppien suojelua. Rajauksen myötä luonnontieteelliset faktat lyövät väistämättä kättä sosiaalisina konstruktioina syntyneiden oikeustositseikkojen kanssa.

⁶⁰ Ks. myös Kumpula – Määttä (2002 s. 213–214), jonka mukaan reduktionismissa ”oikeudellinen sääntely, sen taustalla olevat poliittiset valinnat ja niitä puolestaan määrittävä sosiaalinen ja kulttuurinen todellisuus pyritään palauttamaan johonkin ’todempaan’, joka on olemassa jo ennen sosiaalista kanssakäymistä ja kulttuuria”.

⁶¹ Oikeustositseikat eivät ole puhtaan objektiivisia, sillä ne ovat alunperin faktoja vain siinä merkityksessä, että lakia säädettäessä oikeustositseikoille on annettu tietty tulkinnanvarainen merkitys ja ne on kirjattu myöhemmin asianmukaisesti voimaan tulleeseen säädökseen sisältyvän säännöksen osaksi. (Vastaavasti on todennut historian tosiseikoista myös Carr 1963 s. 126). Sen sijaan osana säännöksen tulkinnantulosta, oikeusnormia, oikeustositseikat voidaan nähdä siinä määrin irtaantuneena lainsäätäjältä tai sen takana olevien ihmisten toiminnasta, että niitä voidaan pitää Karl Popperin (1902–1994) tavoin maailma 3:n ”objektivoituneina ajatussisältöinä” (ks. Tuori 2000 s. 147). Tämä havainto linkittyy Tuorin (2000 s. 335) tarkoittamaan kriittiseen oikeuspositivismiin, jossa ”ei tosin kokonaan pureta sitä muria, joka Kelsenin ontologiassa pystytettiin *Seinin* ja *Sollenin* maailmojen välille. Myös kriittisen positivismin mukaan oikeustieteen tutkijat oikeusnormit ’objektivoituneina ajatussisältöinä’ kuuluvat erityiseen todellisuuden osa-alueeseen, maailma 3:een. Ontologisten maailmojen ero ei kuitenkaan ole transsendentaalisesti annettu lähtökohta, vaan kriittisessä positivismissa korostetaan näiden maailmojen ja samalla niitä tutkivien tieteenalojen välisiä yhteyksiä. Tämä korostus ilmenee esimerkiksi oikeuden kaksien kasvojen välisen vuorovaikutuksen, samoin kuin oikeuden ja sen sääntelemän yhteiskuntälämän alueen välisen vuorovaikutussuhteiden tarkastelussa”.

Tukeudun tässä Popperin maailma 3:een lähinnä siinä tarkoituksessa kuin Tuori (2000) asiaan viittaa, jotta voisin irrottaa fysikaalisen maailman, lainsäätäjän (lakia valmisteleva työryhmä, sihteeri jne.) ja päätöksentekijän (alueellinen ympäristökeskus, virkamies jne.) hallintoprosessit siitä, miten faktatilanteen ja päätösvaihtoehtojen kuvaukset säännöksissä abstrahoituvat päätöksenteon aikana normeiksi. Samalla olen tietoinen Popperin (1977) todellisuuden kolmijakoon – fysikaalinen maailma 1, sielullinen maailma 2, ihmisielen tuotteiden maailma 3 -liittyvien näkemysten kiistanalaisuudesta (ks. todellisuuden kolmijaosta Popper – Eccles 1986 s. 38).

Biodiversiteetin osia kuvaavat oikeustositseikat eivät voi täysin irrota luonnontieteellisestä taustastaan⁶². Yhtä vähän kuin ympäristöoikeutta ei biodiversiteettioikeuttakaan voi rajata ihmisten väliseksi oikeussuhteiksi, vaan ”ympäristöoikeuden sääntelykohteena on myös luonto itse ja ihmisen suhde luontoon, ei vain ihmisen suhde toisiin ihmisiin”⁶³. *Biodiversiteettioikeudessa korostuu ihmisen vuorovaikutus elävän luonnon kanssa* lähtien aina Rion sopimuksen 1 artiklasta, jossa biologisen monimuotoisuuden suojelu ja sen osien kestävä käyttö asetettu keskeiseksi tavoitteeksi. *Biodiversiteettiin liittyvä tosiseikasto muodostuu siten paitsi olioista myös erilaisista vuorovaikutussuhteista luonnon sisällä ja/tai luonnon ja ihmisten välillä*. Näistä vuorovaikutussuhteista esimerkkeinä mainittakoon luonnon ekosysteemit ja luonnon pilaaminen.

Moninaiset *yhteiskunnalliset tosiseikat* ovat samanaikaisesti luonnontieteellisten faktojen kanssa läsnä biodiversiteettioikeudellisessa päätöksenteossa⁶⁴. Yhteiskunnallisista tekijöistä esimerkiksi asuinpaikka, maanomistajuus tai kunnan jäsenyys voivat ratkaista asianosaisuuden ja asettaa prosessuaaliset rajat biodiversiteettiä turvaavassa päätöksenteossa, jolloin päätöksen perusta muokkautuu ennen kaikkea asianosaisten esille tuomien erilaisten intressien ja niiden yhteensovittamisen perusteella. Myös päätöksen justifiointi saatetaan osoittaa ennen kaikkea asianosaisille tai heitä edustaville tahoille. Toisaalta yhteiskunnalliset kytkennät edellyttävät biodiversiteettiä koskevien päätösten justifiointia paitsi asianosaisille ja suppealle juristien auditoriolle myös laajemmalle yleisölle. Biodiversiteettiä koskevia päätöksiä muokkaavat tässä mielessä myös erilaiset yhteiskunnassa esiintyvät moraali- ja arvonäkökohdat, joiden huomioon ottamista päätöskien legitimiys empiirisessä mielessä saattaa edellyttää. Näin ollen yhteiskuntaa koskevan tiedon huomioon ottamisen jälkeen biodiversiteettiä koskevat päätökset voivat lopulta muodostua varsin erilaisiksi kuin tilanteessa, jossa asiaa arvioitaisiin pelkkien luonnontieteellisten faktojen pohjalta.

Oikeudellisessa päätöksenteossa joudutaan täyttämään erilaisia *tiedollisia aukkoja*. Esimerkiksi luonnontieteellinen tieto on historiallista, toisin sanoen käsityksiä, joita vallitsevat teoriat tukevat⁶⁵. Tämä tieto siis muuttuu ja täyden-

⁶² Joissakin tapauksissa oikeustositseikat voidaan kuitenkin muotoilla luonnontieteellisistä faktoista poikkeavasti. Esimerkiksi LSL 6 luvun soveltamisessa rinnastetaan kasvit ja kasvilajit, sieniin ja sienilajeihin (ks. LSL 37.3 §), vaikka taksonomisesti on kyse eri eliökunnan pääryhmistä.

⁶³ Ks. Määttä 1999 s. 180.

⁶⁴ Kuusiniemi (1992 s. 131) on tiivistänyt ympäristölupiin liittyvän päätöksenteon seuraavasti: ”Päätösharkinnassa luonnontieteellis-tekni- taloudellista aineistoa tulkitaan aineellisten normien kielellistä transformaatiota vasten, jolloin nuo säännökset saavat sisältönsä ympäristöoikeuden ’poikkitieteiden’ tuoman faktatiedon ja ratkaisijan arvokäsityksen vaikutuksesta.” Tämä kuvaus sopii yleisemminkin biodiversiteettioikeudelliseen päätöksentekoon, kunhan ”poikkitieteillä” ymmärretään paitsi luonnontieteellistä myös yhteiskunnallista ympäristötutkimusta (ks. myös Kumpula – Määttä 2002 s. 207–210).

⁶⁵ Ks. esimerkiksi Kumpula – Määttä 2002 s. 214.

tyy, mutta on kaukana täydellisestä luonnonprosessien ymmärtämisestä. Luonnontieteellinen tieto sisältääkin usein epävarmuustekijöitä. Täsmällisen luonnontieteellisen tiedon puuttuessa on päätöksenteossa tukeuduttava esimerkiksi erilaisiin säännöksiin sisältyviin ennaltavarautumisnäkökohtiin⁶⁶.

Biodiversiteettioikeus kytkeytyy ympäristöoikeuden *traditioon* muun muassa normien kautta. Oikeudellisessa päätöksenteossa on kyse lainsäädäntöajan ja päätöksentekohetken yhteiskunnallisen kontekstin välisestä vuoropuhelusta⁶⁷, jolloin tietynä aikana vakiintuneet oikeustositseikkojen kuvaukset voivat rajoittaa yhteiskuntaa koskevien tietojen ja arvojen muutoksien jälkeenkin biodiversiteetin turvaamista. Esimerkiksi lakia säädettäessä faktatilanteen kuvaukseksi valittu asianosaiskäsite saattaa rajata luonnonsuojelujärjestön mahdollisuuksia valittaa lain soveltamis päätöksistä, vaikka päätöksillä olisi järjestön toimialaan linkittyviä, biodiversiteettiä heikentäviä vaikutuksia⁶⁸. Toisaalta oikeudellisen muutoksen hitaus luo turvallisuutta ja pysyvyyttä yhteiskunnassa, mikä saattaa myös toimia biodiversiteetin turvaamisen hyväksi.

Biodiversiteettioikeus on myös *tulevaisuuteen suuntautuvaa*. Kestävän kehityksen myötä tulevaisuuden skenaarioita rakentava tutkimustieto on tullut yhä tärkeämmäksi. Päätöksentekijä joutuukin enenevässä määrin arvioimaan päätöksen kohteena olevasta toiminnasta aiheutuvia ympäristövaikutuksia ja niiden potentiaalista merkitystä tuleville sukupolville. Olemassa olevan tiedon pohjalta lainsoveltaja pyrkii näkemään ajan jatkumon kestävän kehityksen linssien läpi eli kestävän tien tulevien sukupolvien yhteiskuntaan. Oikeustositseikkojen tunnistamisessa pitäisi siten mahdollisuuksien mukaan ennakoida toiminnan tulevia (jopa sukupolvet ylittäviä) vaikutuksia biodiversiteetille. Tällainen tilanne saattaa syntyä esimerkiksi harkittaessa toiminnan luvan tarvetta ja edellytyksiä.

Biodiversiteetin turvaamisen rajaus päätöksenteossa tapahtuu paitsi säännöksiin sisältämiä 1) oikeustositseikkoja tulkitsemalla myös 2) tekemällä vaihtoehtoisia *normipropositioita*. Päätöksentekijä sovittaa konkreettiset tosiseikat tulkinnan avulla sovellettavan säännöksen sisältämiin oikeustositseikkoihin muodostaen säännöksen kuvaamista ratkaisuvaihtoehdoista toimivaltansa rajoissa normipropositioita ja viime kädessä sovellettavan oikeusnormin⁶⁹. Tässä

⁶⁶ Ks. Rion sopimuksen johdannon 7 ja 8 kohdat.

⁶⁷ ”Voimme ymmärtää menneisyyttä vain nykyajan valossa ja käsittää nykyajan täysin vasta menneisyyden valossa” (Carr 1963 s. 58). Tämä pätee myös oikeudellisen päätöksenteon ja oikeustositseikaston soveltamisen ymmärtämisessä ja tulkinnassa. Tässä mielessä lainkäyttö on menneisyyden yhteiskunnan eli lainsäätämishetken ja aikaisempien tulkintojen sekä nykyisen yhteiskunnan eli lainkäyttöhetken vuoropuhelua.

⁶⁸ Ks. esimerkiksi KHO 23.2.2000 T. 361.

⁶⁹ Klami (1979 s. 174) on kuvannut asian seuraavasti: ”Sääntelyinformaatiossa ohjataan toimintaa mm. faktakuvauksin. Sekä faktatilanteen (oikeustositseikaston) että päätösvaihtoehtojen (oikeusvaikutusten) kuvaukset ovat tiettyjen yhteiskunnallisten tilanteiden hahmotuksia, vaikka käsitteissä, joilla niitä hahmotetaan saattaisikin olla evaluatiivisia piirteitä. Useat käsitteet voi-

mielessä voidaan puhua päätöksessä sovellettavan *joustavan normin muotoilusta*. Oikeusnormin joustavuus merkitsee siis myös sitä, että päätöksentekijä tasapainoilee suhteellisen laajasti erilaisilla tosiseikoilla ja niiden tulkinnoilla, eli lyhyesti faktoilla ja arvoilla⁷⁰. Asia voidaan ilmaista myös niin, että ”lain soveltajan on luotettava omaan arvostelukykyynsä ja luotava ratkaisunormi *in casu*. Lainsoveltaja jatkaa lainsäätäjän työtä – ei löytämällä ennalta tarkoitettua ratkaisun, vaan antamalla sovellettavalle normikokonaisuudelle merkityssisällön ratkaistavassa yksittäistapauksessa”.⁷¹

2.2.3 Arvot

Arvojen tausta. Biologisen monimuotoisuuden turvaamisen taustalla olevat arvokannanotot eri oikeuslähteissä kuvastavat laajempaa luonnonsuojelun oikeushistoriallista kehitystä⁷². Suomen luonnonsuojeluoikeudessa historiallisena lähtökohtana ovat *antroposentriset arvot*. Esimerkiksi vanhalla luonnonsuojelulla pyrittiin alkuperäistä luontoa edustavien muistomerkkien säilyttämiseen tieteen hyödyksi ja tulevien sukupolvien opiksi⁷³. Vaikka luonnonsuojelua perusteltiin vuonna 1923 annetun lain esitöissä edistyksellisesti tulevien sukupolvien tarpeilla, ympäristöoikeuden keskeiseksi arvoperustaksi sellaiset kestävä kehityksen intressit hyväksyttiin vasta vuonna 1972 pidetyn YK:n Tukholman ympäristökonferenssin jälkeen ja lopullisesti vuonna 1987 julkaistun Brundtlandin komission raportin myötä⁷⁴.

daan nimittäin palauttaa faktoihin vain oikeusjärjestyksen ja oikeudellisen kielen muodostamassa kontekstissa. Ohjausjärjestelmään sisältyy kaksi momenttia: faktojen tunnistaminen ja argumentaatio, jossa yhden lenkin muodostavat normipropositiot.”

⁷⁰ Lainaan tässä oikeudelliseen päätöksentekijään soveltaen, mitä Carr (1963 s. 139) on todennut historioitsijasta.

⁷¹ Ks. Kuusiniemi 2001a s. 172. Hallintoviranomaisten ja -tuomioistuinten biodiversiteettiä koskevassa päätöksenteossa on käytännössä toki monenlaisia harkintatilanteita aina mekaanisesta lain soveltamisesta avoimeen tulkintatilanteeseen asti.

⁷² Esimerkiksi Rion sopimuksen johdannon mukaan sopimuspuolet ”ovat tietoisia biologisen monimuotoisuuden itseisarvosta sekä biologisen monimuotoisuuden ja sen osien ekologisista, perinnöllisistä, yhteiskunnallisista, taloudellisista, tieteellisistä, opetuksellisista, sivistyksellisistä, virkistyksellisistä ja esteettisistä arvoista...”. Ks. myös esimerkiksi Haukiojan, Naskalin ja Oksasen artikkelit (1995) teoksessa ”Biodiversiteetin arvo päätöksenteon ongelmana”.

⁷³ Ks. HE 24/1922 s. 1. Ks. myös Kuusiniemi 1996 s. 1010.

⁷⁴ Kestävä kehitys ilmenee Tukholman julistuksesta (1 periaate) seuraavasti: ”Man has the fundamental right to freedom, equality, and adequate conditions of life, in an environment of a quality that permits a life of dignity and well-being, and he bears a solemn responsibility to protect and improve the environment for present and future generations.” Maailman kehityksen (Brundtlandin) komission raportissa kestävä kehitys nostettiin vielä selkeämmin keskeiseksi ympäristönsuojeluperiaatteeksi tai -tavoitteeksi (ks. myös Ekroos 1993 s. 79 ja 81). Kestävässä kehityksessä pyritään tyydyttämään nykyhetken tarpeet ja täyttämään tämän päivän toiveet säilyttämällä mahdollisuus tehdä niin myös tulevaisuudessa. Suomessa kestävä kehityksen

Rion sopimuksen myötä (1992) luonnonsuojeluojausta on alettu oikeuslähteissä perustella antroposentristen arvojen ohella *luontokeskeisillä arvoilla*⁷⁵. Eräänä molempia näkökulmia yhdistävänä kulminaatiopisteenä voidaan pitää PerustusL 20.1 §:n mukaista ns. ympäristöperusoikeussäännöstä. Tällä säännöksellä ”pyritään korostamaan sitä, että luonnon ja muun ympäristön suojeleluun liittyy myös sellaisia arvoja, jotka eivät ole palautettavissa ihmisyksilöiden oikeuksiksi. Tältä osin jokaisen velvollisuudet luontoa kohtaan voidaan ymmärtää joko luonnon itseisarvosta lähteviksi tai ilmaukseksi kaikille ihmisille jakamattomasti kuuluvasta oikeudesta. Tällaisen ihmisoikeuden subjekteina voidaan pitää myös tulevia ihmiskupolvia.”⁷⁶ Ympäristöperusoikeussäännöksen taustalla olevia arvoja kuvastavat siten muun muassa biologisen monimuotoisuuden itseisarvoinen suojelelu ja ekologisesti kestävä kehitys.

Arvojen jaottelu. Biodiversiteetin turvaamista puolustettaessa on tukeuduttu ensinnäkin ihmiskeskeisiin eli antroposentrisiin arvoihin⁷⁷. Luonnon elementtejä koskevat antroposentriset arvot voidaan jakaa vielä välineellisiin eli instrumentaalisiin ja luontaisiin (engl. inherent) arvoihin: 1) *Välineellinen arvo* luonnon eliöillä (olomuodoilla) on silloin, kun esimerkiksi kala pyydetään ja valmistetaan elintarvikkeeksi tai metsä hakataan ja jalostetaan puutavaraksi. Elävien olomuotojen *luontaisina arvoina* pidetään puolestaan niiden käyttämisestä riippumattomia arvoja, kuten esteettisiä, uskonnollisia ja kulttuurisia ar-

periaatteen omaksuminen näkyi mm. RakL 1.2 §:n muuttamisena. HE:n mukaan (135/1989 s. 10) ”Brundtlandin komissio esitti vuonna 1987 huolensa siitä, että luonnosta ja kehityksen jatkuvuudesta huolehtiminen on laiminlyöty... Yhteiskuntakehityksen päämäärät tulisi sovittaa kestävä kehityksen edellyttämällä tavalla... Sillä, miten maankäyttö järjestetään, on keskeinen vaikutus luonnonvaroihin ja ekosysteemeihin”. Myös Rion sopimuksen johdannossa tulevat sukupolvet otetaan huomioon, sillä sopimuspuolet ovat ”tietoisia myös biologisen monimuotoisuuden merkityksestä evoluution ja biosfäärin elämää ylläpitävien systeemien kannalta”... ja ”päättävät vakaasti suojella biologista monimuotoisuutta ja käyttää sitä kestävästi nykyisten ja tulevien sukupolvien hyväksi.”

⁷⁵ Antroposentristen arvojen ohella Rion sopimuksen johdannossa korostetaan biologisen monimuotoisuuden itseisarvoa. Tämä seikka todetaan HE:ssä (55/1994 s. 16) siten, että yleissopimus on ensimmäinen maailmanlaajuinen luonnonsuojelusopimus, joka koskee luonnon elollista kokonaisuutta eli kaikkien kasvien, eläinten, pieneliöiden ja niiden elinympäristöjen monimuotoisuutta, jonka suojelelu on tärkeä tavoite sinänsä. Rion sopimus on puolestaan uuden luonnonsuojelulain 1 §:n tavoitteiden eräänä perustana (ks. HE:n 79/1996 yksityiskohtaiset perustelut). Ks. myös esimerkiksi Hollo 1991 s. 25.

⁷⁶ Ks. HE:n (1/1998) PerustusL 20.1 §:ää koskevat ja HE:n (309/1993) HM 14.1 a §:ää koskevat erityiset perustelut.

⁷⁷ Oksanen (1995 s. 43) on tiivistänyt asiaan kuluvaan Nortonin argumentin (1987 s. 237): koska kaikilla lajeilla on huomattavaa avustavaa arvoa tukiessaan muita lajeja ja luonnonjärjestelmiä ja koska vuorostaan lajit ja ekosysteemit tukevat ihmisen moraalisia ja muita ei-konsumptiivisia arvoja, on olemassa vahva velvoite kaikkien lajien suojelemiseksi.

voja.⁷⁸ Tällä tavoin ymmärrettynä nämä olomuodot ovat arvokkaita vain ihmisen niissä havaitsemien tai antamien ominaisuuksien vuoksi.

Antroposentriset arvot ovat myös kestävän kehityksen periaatteen taustalla⁷⁹. *Kestävä kehitys* pyrkii ihmiskunnan perustarpeiden tyydyttämiseen viemättä tulevilta sukupolvilta samaa mahdollisuutta. Myös tulevaisuudessa syntyvillä ihmisillä on epäilemättä luontoon kohdistuvia intressejä (välineellisinä tai luontaisina arvoina). Kestävää kehitystä onkin nimitetty myös tulevien sukupolvien perusoikeudeksi: elävillä ihmisillä on tällöin vastuu luonnosta potentiaalisille jälkeläisilleen. Kestävä kehitys on yleisenä tavoitteena operationalisoitava erilaisin alatavoittein, joista Westerlund käyttää juuri biodiversiteetin turvaamista yhtenä esimerkkinä.⁸⁰

Biodiversiteetin turvaamisen taustalle on hyväksytty myös *luontokeskeiset arvot*. Tällöin merkitystä annetaan luonnon arvolle sinänsä eli luonnon itseisarvolle⁸¹. Usein arvokkuuden on katsottu olevan jotakin, joka syntyy vasta ihmisen arvoja luovan toiminnan kautta⁸². Biodiversiteettioikeudessa lähtökohtana voidaan kuitenkin pitää, että luonto on objektiivisen arvon synonyymi riippumatta ihmisestä arvottavana toimijana, vaikka konkreettisesti oikeudellisessa harkinnassa ihminen joutuukin tämän arvottamisen enemmän tai myöhemmin tekemään⁸³. Tämän paradoksin avaamiseksi *luonnon itseisarvo on erotettava*

⁷⁸ Ks. Bowman 1996 s. 15. Vrt. Rolston 1999 s. 205–224. Pietarinen (2000 s. 41–43) on luokitellut luontoon liittyvät arvot välillisiin ja välittömiin. Ensimmäisessä tapauksessa kohteella voi olla ominaisuuksia, jotka auttavat saavuttamaan jotain muuta, millä on arvoa. Toisessa tapauksessa sellaiset ominaisuudet, joilla on arvoa niiden itsensä vuoksi, luovat kohteen välittömän arvon. Jälkimmäisessä tapauksessa puhutaan tavallisesti itseisarvosta, jolloin välitön arvo ja itseisarvo tarkoittavat tosiasiaassa samaa asiaa.

⁷⁹ Ks. esimerkiksi Rion julistuksen 1 periaate.

⁸⁰ Ks. Westerlund 1997 s. 171. Ks. kestävän kehityksen periaatteesta normifragmentina yleisemmin Kuusiniemi 1998 s. 91–94. Ks. Rion sopimusta koskien myös Hollo 1994b s. 114. Ks. myös Kuusiniemi 2000a s. 152 ja Vihervuori 1991 s. 14.

⁸¹ Esimerkiksi WCN:n (World Charter for Nature 1982) johdannossa todetaan luonnon itseisarvosta, että ”Every form of life is unique, warranting respect regardless of its worth to man, and, to accord other organisms such recognition, man must be guided by a moral code of action.”

⁸² Ks. Niiniluoto 1984 s. 326 ja 2000 s. 62. Ks. myös Pietarinen 2000 s. 38.

⁸³ O’Neill (1999 s. 266–272) on analysoinut luonnon itseisarvokäsitettä erilaisissa ympäristöetisissä argumenteissa ja todennut, että ”itseisarvolla” on ainakin kolme erilaista perusmerkitystä: 1) *Ei-välineellisen arvon synonyymi*:

Tämän katsantokannan mukaisesti oliolla on itseisarvo, jos se on päämäärä sinänsä. Itseisarvoiseen asiaan pyrkivät muut asiat nähdään ”hyvinä”. Sen sijaan jos olion avulla pyritään toisen päämäärän saavuttamiseen, sillä on ainoastaan välinearvoa. Næss (1984 s. 266) on puolustanut syväekologisia näkemyksiään toteamalla: ”Maanpäällisen ei-inhimillisen elämän hyvinvoinnilla on arvoa itsessään. Tämä arvo ei riipu mistään välineellisestä hyödyllisyydestä tietyille rajoiteuille inhimillisille tavoitteille”.

2) *Sisäinen arvo, joka oliolla on sisäisten ominaisuuksiensa vuoksi*:

Moore (1951 s. 260) on todennut: ”Kun sanotaan, että arvo on ’sisäinen’, tarkoitetaan vain, että kysymys, onko oliolla arvoa ja minkä verran sillä on sitä, riippuu vain kyseisen olion sisäisestä luonnosta”. O’Neillin mukaan (s. 267, 271) tällaiset sisäiset ominaisuudet (sisäinen luonto) ovat ei-relationaalisia, mikä voidaan tulkita kahdella tavalla: Ensimmäisen, ns. heikon tulkinnan,

arvottamisesta, jolloin aidon luonnon kunnioittamisen perustana voidaan pitää luonnon kohteiden arvottamista niiden itsensä vuoksi: ”Kun rationaaliset, autonomiset toimijat hyväksyvät moraalisen huomioon ottamisen ja itseisarvon periaatteet ja siten käsittävät luonnonvaraiset elävät olennot tietyllä tapaa arvokkaiksi, nämä toimijat omaksuvat tietyn perustavan moraaliasenteen luonnontilaista luontoa kohtaan”. Tätä asennetta voidaan kutsua luonnon kunnioittamiseksi.⁸⁴ Kiteyttäen voidaankin sanoa, että ”arvot perustuvat kohteiden objektiivisiin ominaisuuksiin, mutta toimintaa ohjaavina motiiveina ne ovat ihmisten konstruktoita, vaikka samat ominaisuudet muodostavat toisella tavalla perustan luonnon kohteiden omille arvoille”⁸⁵.

Arvojen kohdentuminen. Tutkittaessa *biodiversiteetin välinearvoa* havaitaan sellaista arvoa olevan erityisesti yksittäisillä organismeilla, kuten kasveilla tai eläimillä, tai niiden osilla, geeneillä tai johdannaisilla⁸⁶. Tämä yksittäisten organismien välinearvo heijastuu sekä lajitasolle että ekosysteemitasolle. Vastaavasti myös elottomalla luonnolla, kuten maa-aineksilla, vedellä tai kaasulla, voi olla välineellistä eli käyttöarvoa ja niiden hyödyntämisellä voi olla heijastusvaikutusta biodiversiteetin eri osiin⁸⁷.

Kulttuurista, uskonnollista ja esteettistä arvoa (inherent values) voi puolestaan olla paitsi yksittäisillä organismeilla myös erilaisilla organismien muodostamilla kokonaisuuksilla, kuten metsillä, niityillä ja koralliriutoilla. Tällaista arvoa voi olla myös osittain elottoman luonnon kohteilla, kuten vuorilla ja järvilla. Nämä kokonaisuudet arvotetaan kuitenkin muilla kuin ekologisilla perusteilla, joten niiden rajauksessa keskeisellä sijalla eivät ole lajit tai ekosysteemit.⁸⁸

mukaan olion ei-relaationaaliset ominaisuudet säilyvät huolimatta muiden olioiden olemassaolosta tai -olemattomuudesta ja toisen, ns. vahvan tulkinnan, mukaan sellaiset ominaisuudet voidaan luonnehtia viittaamatta muihin olioihin.

3) Objektiviisen arvon synonyymi:

O'Neill (1999 s. 267, 273) toteaa, että tämä arvo on riippumaton arvostavan subjektin arvostuksesta, mikä voidaan hänen mukaansa tulkita myös kahdella tavalla: Heikon tulkinnan mukaan olioiden arvo-ominaisuudet ovat olemassa, vaikkei arvostavia toimijoita olisikaan. Vahvan tulkinnan mukaan olioiden arvo-ominaisuuksia voidaan luonnehtia viittaamatta arvostaviin toimintoihin. O'Neill (1999 s. 273) pitää tätä eroa suhteessa arvostaviin toimijoihin erikoistapauksena yleisemmästä tulkintaerosta olioiden todellisten ominaisuuksien luonnehdinnassa: Hänen mukaansa heikossa tulkinnassa todellinen ominaisuus on olemassa, vaikkei kenelläkään olisi kokemuksia kyseisestä oliosta. Vahvassa tulkinnassa sellaista ominaisuutta voidaan luonnehtia viittaamatta sellaisen olennon kokemuksiin, jolla saattaisi olla kokemuksia kyseisestä oliosta. Ks. myös jakso 5.4.1.

⁸⁴ Ks. Taylor 1999 s. 230. Ks. myös Pietarinen 2000 s. 50.

⁸⁵ Ks. Pietarinen 2000 s. 53.

⁸⁶ Ks. geenivaroihin liittyvistä arvoista Wallius s. 2001 s. 28–35.

⁸⁷ Ks. myös Bowman 1996 s. 21.

⁸⁸ Ks. myös Bowman 1996 s. 21–22. Ks. myös Pietarinen 2000 s. 44: Millä tahansa luonnon kohteella voi olla ihmisille välitöntä arvoa, niin yksittäisillä eliöillä kuin lajeilla, populaatioilla, eliöyhteisöillä, ekojärjestelmillä ja erilaisilla luonnonmuodostelmilla.

Ehkä vaikein kysymys arvojen kohdentumisessa liittyy *luonnon itseisarvoon*. Millaisella luonnonosalla voi olla objektiivista ihmisestä riippumatonta itseisarvoa? Ainakin sellaiselta luonnonosalta voidaan edellyttää kykyä toteuttaa elävänä olentona omaa ”hyväänsä”⁸⁹. Matthews kutsuu tätä olion itsensä toteuttamiseksi. Käytännössä tämä merkitsee, että ainoastaan elävillä olioilla, organismeilla, voi olla tällainen mahdollisuus. Organismi voi toteuttaa itseään, mikäli se kykenee tyydyttämään omat energiantarpeensa, kasvamaan, uusintamaan tai parantamaan kudoksensa ja lisääntymään.⁹⁰ Yksittäisten elävien organismien, kuten eläimien ja kasvien, itseisarvo on katsottu mahdolliseksi ympäristöfilosofisessa keskustelussa⁹¹.

Entä voiko muilla entiteeteillä – lajeilla, ekosysteemeillä ja ehkä koko biosfäärillä olla itseisarvoa? Kysymykseen voidaan vastata Rion sopimuksen johdantoon viitaten, että kyseisessä sopimuksessa tarkoitettu biodiversiteetin itseisarvo ei voi olla seurausta muusta kuin siitä, että yksittäisten organismien itseisarvon tunnustamisen jälkeen voidaan vastaavasti näistä yksittäisistä organismeista muodostuville lajeille ja ekosysteemeille antaa omaa, ihmisestä riippumatonta arvoa.⁹² Varsinainen kohteiden objektiivisiin ominaisuuksiin tai olion sisäisiin ei-relationaalsiin ominaisuuksiin pohjautuvan itseisarvon voidaan katsoa tällöinkin palautuvan itseään toteuttaviin organismeihin. Sen sijaan jos itseisarvo mielletään ei-välineellisen arvon synonyymiksi ja hyväksytään olion

⁸⁹ Olion ”hyvä” tarkoittaa tilaa, joka muodostaa sen hyvinvoinnin ja kukoistuksen. Ks. von Wright 2001 s. 94–95: Ilmauksen ”X:n hyvä” mielekkääseen käyttöön liittyviä attribuutteja voidaan kutsua biologisiksi sanan laajassa mielessä. Tällä en tarkoita sitä, että kyseessä olisivat biologien usein käyttämät termit. ”Onnellisuuden” ja ”hyvinvoinnin” ei voi sanoa kuuluvan biologien ammattisanastoon. Kutsuessani näitä termejä biologisiksi tarkoitan sitä, että niitä käytetään sellaisten olentojen attribuutteina, joilla on mielekästä sanoa olevan elämä. Kysymys ”Minkä laatuilla tai lajisilla olennoilla on jokin hyvä?” on siksi yleisesti ottaen sama kuin kysymys ”Minkä laatuilla tai lajisilla olennoilla on elämä?”. Ks. myös Taylor 1999 s. 227 ja Pietarinen 2000 s. 49.

⁹⁰ Ks. Matthews 1994 s. 98–102 ja erityisesti s. 103: ”A self-realizing being ... is one which, through its nature, defines a self-interest. What happens to it matters to it because it is actively seeking to preserve its own integrity, its identity.” Itsensä toteuttaminen kuvaa mielestäni paremmin olion objektiivisia ominaisuuksia kuin itseisarvon käsite. Itseisarvon käsite pitää sisällään sanan ”arvo”, joka arvokonstruktivismissa kytkeytyy välittömästi ihmiseen agenttina, arvottavana toimijana. Objektiivinen itseisarvo pyrkii irrottamaan tämän kytkennän. Asiaa voidaan kuvata antiikista periytyvällä kysymyksellä: ”Kuuluuko metsässä kaatuvan puun ääni?”. Arvokonstruktivistit vastaa, ettei ääni kuulu, koska kuuluva ääni on viime kädessä ihmisaivojen mielikuva. Objektiivisen itseisarvon kannattaja vastaa puolestaan, että ääni kuuluu riippumatta kuulevasta ihmisestä. Kysymys on objektiivisessa itseisarvossa vain osin siitä, määritelläänkö ääniaallot ääneksi vai ei.

⁹¹ Tosin asiaa on tarkastelu lähtien eri itseisarvojen lajeista, ja erimielisyyttä on ollut siitä, onko itseisarvo agenttilähtöistä vai ei (ks. esimerkiksi O’Neill 1999 s. 266–281, Pietarinen 2000 s. 50–53, Atfield 1999 s. 70 ja Taylor 1999 s. 229).

⁹² Ks. Bowman 1996 s. 23–26.

sisäisten arvojen relationaalisuus, voidaan myös lajeilla ja ekosysteemeillä katsoa olevan itseisarvoa.⁹³

Arvojen merkityksestä biodiversiteettioikeudessa. *Unohtamatta muita arvoja voidaan todeta biodiversiteetin turvaamisen perustuvan sekä kestävän kehityksen periaatteeseen että luonnon itseisarvoon niin kansallisessa kuin kansainvälisessäkin oikeudessa*⁹⁴. Molemmista näkökulmista avautuu uusia haasteita biodiversiteettioikeudelle ja sen tavoitteenasettelulle⁹⁵. Seuraaviin uusiin haasteisiin pyritään mahdollisuuksien mukaan vastaamaan tässä tutkimuksessa:

1) Vaikka biodiversiteetti ei voi olla perinteisessä mielessä oikeussubjekti, *biodiversiteettioikeudessa monimuotoinen elävä luonto on viime kädessä turvattava kohde* (oikeudellinen turvaamisobjekti). Biodiversiteettioikeus ei ole pelkästään perinteisten oikeussubjektien välisiä oikeussuhteita eivätkä biodi-

⁹³ Ks. Pietarinen (2000 s. 42–43): ”Kun kohteen arvo määräytyy sen itsensä vuoksi eikä toisen kohteen perusteella, sillä on välitöntä arvoa. Tavallisesti puhutaan itseisarvosta; välitön arvo ja itseisarvo tarkoittavat tässä samaa.” Pietarinen näyttäisi tarkoittavan siten, että itseisarvo on eiväliseellisen arvon synonyymi. Toisaalta Pietarinen viittaa Mooren käsitykseen itseisarvosta kohteen sisäisenä ominaisuutena. Toisin kuin Moore hän kuitenkin pitää mahdollisena sisäisten ominaisuuksien relationaalisuutta: ”Meidän on hyväksyttävä kanta, että luonnon kohteen välitöntä arvoa voivat lisätä myös sellaiset ominaisuudet, jotka riippuvat muiden kohteiden ominaisuuksista. Koska lajien runsaus, luonnonvaraisuus, vitalisuus, pitkä kehityshistoria ja harvinaisuus ovat ekojärjestelmän omia ominaisuuksia, ne lisäävät tämän välitöntä arvoa silloin, kun niillä itsellään on vastaavaa arvoa”. Vrt. O’Neill (1999 s. 278–279), joka katsoo, että kollektiivisilla olioilla, kuten ekosysteemeillä, on oma hyvänsä vahvana objektiivisena itseisarvona.

Edellä sanotusta rakentuu vain yksi perusta muiden joukossa ihmisen ja luonnon väliselle moraalille sillalle. Esimerkiksi Leopold on puhunut maatiikan puolesta pyrkiessä turvaamaan paitsi kasvit ja eläimet myös veden ja maaperän – sanalla sanoen maan. Leopold kuitenkin kytkee asiaan välittömästi ihmisen tekemän arvottamisen. Tämä käy selvästi ilmi hänen toteamuksestaan: ”Minusta on mahdotonta, että eettistä suhdetta maahan olisi olemassa ilman maata kohtaan tuntemaamme rakkautta, kunnioitusta ja ihailua sekä sen arvon huomioon ottamista. Arvolla tarkoitan luonnollisesti muuta kuin taloudellista arvoa, nimittäin arvoa filosofisessa mielessä”. (Ks. Leopold 1999 s. 122 ja 135.) Tämän ei kuitenkaan tarvitse ole ristiriidassa edellä kuvatun ajatuksen kanssa, että vain elävällä oliolla on objektiivista luontolähtöistä arvoa tai omaa ihmisestä riippumatonta ”hyvää”, sillä myös näissä tapauksissa moraalisen merkityksen elävä luonto saa vasta, kun moraalinen toimija ymmärtää luonnon kohteen kukoistamisen arvon sille itselleen tai luonnolle. (Ks. myös Pietarinen 2000 s. 52–53.) Moraalisen (tai oikeudellisen) toimijan arvottaminen kuitenkin viime kädessä ratkaisee, mitkä arvot hän valitsee esimerkiksi ekosysteemin elollisten ja elottomien osien turvaamiseen. Perusteena voivat olla esimerkiksi eliöiden itseisarvot, välinearvot tai maatiikan luontaiset arvot. Objektiivisen itseisarvon ulottaminen olioihin ei välittömästi merkitse niille annettavaa oikeussubjektiutta. Asia voidaan ratkaista esimerkiksi antamalla niille elottomista tavaroista poikkeava oikeudellinen erityisasema. ”On mahdollista puhua objektiivisessa mielessä siitä, mitkä asiat kuuluvat olion hyvään ilman, että esitetään vaatimusta, että nuo hyvät asiat pitäisi toteuttaa” (ks. O’Neill 1999 s. 279 ja myös Pietarinen 2000 s. 52).

⁹⁴ Ks. esimerkiksi ympäristöministeriö – ulkoasiainministeriö 1993 s. 160. Ks. myös Kumpula 1998 s. 157–169. Ks. tulevia sukupolvia ja luonnon itseisarvoa koskevista näkökohdista kansainvälisessä ympäristöoikeudessa esimerkiksi Gillespie 1997 ja erityisesti s. 107–136.

⁹⁵ Ks. arvoista yleisesti ympäristöoikeudessa esimerkiksi Kallio 2002 s. 73–104 ja Määttä 2000 a s. 353.

versiteetin osat pelkäästään oikeussubjektien hyödyke tai mitä tahansa omaisuutta (oikeusobjekteja). Onkin syytä kehittää luonnon ja ihmisten välistä turvaamissuhdetta ottaen huomioon erilaiset arvonäkökohdat.⁹⁶

2) *Biodiversiteettioikeudessa ihmisen* (yksilön, päätöksentekijän, julkisen vallan edustajan ym.) voidaan edellyttää olevan ”vastuullinen toimija”, joka tiedostaa biologisena olentona paikkansa osana luontoa, ja joka pyrkii turvaamaan biologista monimuotoisuutta nykyisten ja tulevien sukupolvien ja luonnon itsensä vuoksi⁹⁷. Tämä on loogista, jos hyväksytään että ”inhimillisen kulttuurin olemassaolo on biologisten ehtojen varassa”⁹⁸.

3) *Biodiversiteettioikeudessa luontokeskeiset arvot* tasapainottavat biologisten luonnonvarojen käyttämiseen tai luonnolliseen arvoon liittyvää ihmiskeistä arvottamista. Jos luonnon itseisarvo ja kestävä kehityksen periaate perinteisten antroposentristen arvojen ohella otetaan vakavasti huomioon päätöksenteossa, muuttuu intressien punninta ja ihmistoiminnan ohjaaminen väistämättä joustavien normien mahdollistamissa puitteissa⁹⁹.

4) *Keskeiset arvot, kestävä kehitys ja biologisen monimuotoisuuden itseisarvoinen suojeleminen, auttavat osaltaan kehittämään biodiversiteettioikeuden tavoitteenasettelua ja systematiikkaa*. Näistä arvoista voidaan hakea myös syväjustifikaatiota biodiversiteettimyönteisiin tulkintoihin siten, kun ne välittyvät oikeudelliseen ratkaisutoimintaan erityisesti ympäristöperusoikeussäännöksen, ympäristölakien tavoitesäännösten ja ohjausperiaatteiden kautta¹⁰⁰.

Biodiversiteettioikeuden kehittäminen jatkossa on ennen kaikkea *teoreettislainopillista*, ei oikeusfilosofisista pohdintaa¹⁰¹. Arvoista lähtevää biodiversiteetin turvaamista pyritäänkin edistämään jäljempänä oikeusnormien tasolla.

⁹⁶ Ks. myös Tolvanen 1998 s. 8, Määttä 1999a s. 162, 165–171 ja Pöyhönen 2000 s. 34–37 ja 63.

⁹⁷ Ks. PerustusL 20.1 §, MB 1:1, Brown Weiss 1990 s. 199, Westerlund 1999 s. 24 ja Pietarinen 2000 s. 39.

⁹⁸ Ks. Haila 1994 s. 29 ja vastaavasti HE:n (79/1996) johdanto.

⁹⁹ Ks. Kumpula 1998 s. 169: Luonnon itseisarvon kunnioittamisen nivominen osaksi eettistä (ja oikeudellista) järjestelmää voidaan ymmärtää eettiseksi velvollisuudeksi puolustaa luonnon potentiaalia, sen kasvuvoimaa ja uusiutumiskykyä, mikä puolestaan merkitsee luonnon peruuttamattomien muutosten ehkäisemistä. Tietomme luonnon uusiutumiskyvyn ja sopeutuvuuden edellytyksistä ja rajoista sekä ennen kaikkea kykymme ennakoita oman toimintamme seurauksia ovat rajallisia. Kaikki tämä merkitsee ihmisten valintoihin ja ratkaisuihin liittyvää epävarmuutta ja velvollisuutta varautua epävarmuuteen. Välineellinen luontosuhteemme on tässä mielessä auttamattomasti vanhentunut, ja luonnon itseisarvoista kunnioittamista voidaan pitää olemassaolomme edellytyksenä. Kyse on myös elämän kunnioittamisen etiikasta (ks. tarkemmin Schweitzer 1966 s. 21–23 ja 32–37).

¹⁰⁰ Ks. myös Kuusiniemi 2001 s. 173 ja Tuori 2000 s. 200.

¹⁰¹ Ks. näihin näkökulmiin liittyen myös Määttä 2001a s. 316.

3 Biodiversiteettioikeuden tavoitteet

3.1 TURVAAMISTAVOITTEIDEN RAKENTUMINEN JA TOTEUTTAMINEN

3.1.1 Tavoitteiden tausta ja merkitys

Biodiversiteettioikeudella on ympäristöoikeuden kanssa yhteisinä ominaispiirteinä tavoitteellisuus, ongelmakeskeisyys, vahvat liittynät muihin oikeuden aloihin ja monitieteisyys¹. Jos biodiversiteettioikeus koostuisi vain sellaisista oikeudellisista normeista, jotka joillakin tavoin kytkeytyvät luontoon ja erityisesti sen monimuotoisuuteen, voitaisiin lähtökohtaisesti pitäytyä perinteisen ympäristöoikeuden alalla ja ympäristöoikeutta soveltuvilta osin täydentävässä normistossa. Biodiversiteettioikeuden ja ympäristöoikeuden yhteisten ominaispiirteiden sisällössä voidaan kuitenkin havaita eroja, kun ominaispiirteitä peilataan näiden oikeudenalojen tavoitteisiin.

Biodiversiteettioikeuden tavoitteet ovat ympäristöoikeuden yleisiä tavoitteita täsmentyneempiä. Johdannon käsiteanalyysin tosiseikat ja arvot huomioon ottaen biodiversiteettioikeuden keskeisenä tavoitteena on turvata erityisesti luonnon elollista osaa ja sen monimuotoisuutta geenien, lajien ja ekosysteemi-tasolla². Biologisen monimuotoisuuden turvaamistavoitteelle voidaan asettaa erilaisia alatavoitteita, kuten biodiversiteetin ja sen osien suojelu, kestävä käyttö ja heikentymisen (pilaamisen) estäminen³.

Biodiversiteetin turvaaminen on poliittinen ja yhteiskunnallinen arvo- ja arvottamiskysymys. Turvaamistavoitteet rakentuvat taustalla olevista arvoista, joiden merkitys korostuu arvoarvostelmina sekä lainsäädäntövaiheessa että käytännön päätöksenteossa lakia sovellettaessa. Biodiversiteettioikeuden ta-

¹ Ks. ympäristöoikeuden ominaispiirteistä Kuusiniemi ym. 2001 s. 54–56.

² Ks. tarkemmin jaksot 2.1.2, 2.1.5, 2.2.2 ja 2.2.3.

³ Jaksossa 3.1.2 tutkitaan, voidaanko tämä oletama turvaamistavoitteesta vahvistaa ja millaisia muita tavoitteita biodiversiteetin turvaamiseen liittyen on erinäisissä sopimuksissa ja säädöksissä ylipäätään asetettu. Näihin tavoitteisiin liittyen on syytä kuvata pääpiirteissään Hollon (1994a s. 44) seuraavia havaintoja: Rion sopimus keskittyy enemmän luonnonsuojeluun kuin päästökriteerien asettamiseen. Lisäksi sopimusta ohjaa kestävä käytön periaate. Kokonaisvaltainen maailmanympäristönäkemyks sisältää kuitenkin myös sellaisten toimintojen kontrollin, jotka voivat horjuttaa pilaamisvaikutuksillaan luonnon tasapainoa. Tästä syystä esimerkiksi ilmansuojelulla ja vesiensuojelulla on tärkeä merkitys toteutettaessa Rion sopimuksen tavoitteita. Ympäristönsuojelun kentältä sopimukseen on liitetty esimerkiksi velvollisuus arvioida hankkeiden, ohjelmien ja suunnitelmien ympäristövaikutuksia.

voitteiden onkin kyettävä sietämään muiden intressien painetta ja mukautumaan päätöksentekoon sisältyvään arvottamiseen.

Biodiversiteettiä ylläpitävät tavoitteet voivat käytännön päätöksenteossa jäädä toteutumatta, ellei niiden moraalifilosofisia perusteita kyetä tunnistamaan. Vaikka yksittäisten kansainvälisten sopimusten, EY:n ja kansallisten säädösten taustalla olevia poliittista perusteita ja motiiveja voi olla vaikeata – ellei mahdotonta – selvittää kaikessa laajuudessaan, voidaan kuitenkin tunnistaa niitä laajempia filosofisia virtauksia, joihin biodiversiteettiä koskevien sopimusten ja säädösten valmistelu perustuu⁴.

Biodiversiteettioikeus ei tyhjenny tavoitteiden taustalla oleviin arvo- ja arvottomiskysymyksiin, sillä juridinen *intressiajattelu ja oikeussuojarakenteet tekevät ihmisen luontosuhteen oikeudellisen normittamisen filosofista arvottamista monimutkaisemmaksi*⁵. Biodiversiteetin turvaamistavoite voi kytkeytyä esimerkiksi valtion tai yksityisen maanomistajan luonnonsuojeluoikeudelliseen taikka naapurusoikeudelliseen intressiin. Näkökulmasta riippuen luonnon ja sen kirjon säilyttäminen voi olla esimerkiksi luonnonpuistona yhteiskunnan yleisen edun tai esimerkiksi omistusoikeuden kohteena tai elinympäristönä sen jäsenien yksityisen edun mukainen tavoite⁶. Biologisen monimuotoisuuden säilyttäminen ei kuitenkaan voi toteutua yksinomaan muiden intressien yhteydessä, vaan biodiversiteetin turvaamistavoitteeseen liittyy myös *yleinen globaali intressi ja tavoitteen toteuttamisvastuu*⁷. Biodiversiteetin turvaamistavoitteiden on kiinnityttävä osaksi voimassa olevaa oikeusjärjestystä, jonka keskeisen osan muodostavat erilaiset yksilöiden oikeutta turvaavat rakenteet. Näistä kahdesta erilaisesta oikeussuojaa antavasta rakenteesta saattaa syntyä oikeusjärjestyksen sisäisiä ristiriitoja, jotka on pyrittävä tunnistamaan, rajaamaan ja ratkaisemaan oikeudellisessa päätöksenteossa⁸.

⁴ Ks. myös Bowman 1996 s. 14. Filosofisia perusteita on kuvattu lyhyesti edellä jaksossa 2.2.3

⁵ Ks. Hollo 1996 s. 212–213. Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 52.

⁶ Ihmisten yksityisten ja yhteiskunnan yleisten luontonäkemyksen (yksityisten ja yleisten etujen) mahdollisten ristiriitojen siemenet kytkeytyvät juuri ihmisten käyttäytymiseen yksilöinä ja sosiaalisina olentoina. Länsimaisissa yhteiskunnissa yksilön käyttäytyminen on usein suhteellisen itsekkeistä ja lyhytnäköistä, vaikka toisaalta sosiaaliselta käyttäytymiseltä edellytetään monissa yhteyksissä laaja-alaista sitoutumista pitkän aikavälin skenaarioihin. Sosiaalinen ja taloudellinen ympäristö sekä lainsäädäntö voivat vielä korostaa näitä ristiriitaisia ihmiseen kohdistuvia käyttäytymisodotuksia. (Ks. Hanna ym. 1996 s. 38.) Tähän paradoksiin tuskin löytyy yksiselitteistä ratkaisua. Esimerkiksi Wilson (1994 s. 297 ja 326) esittää erääksi ratkaisuksi biologisten arvojen nostamisen aineellisen ja kulttuurisen rikkauden rinnalle valtion vauraudeksi. Hän näkee elämän monimuotoisuuden säilyttämisen hallitusten moraaliseksi velvollisuudeksi, joka muistuttaa luonteeltaan kansanterveyden vaalimista tai sotilaallista maanpuolustusta. Wilsonin mukaan lajien säilyttäminen sukupolvien yli ei ole yksilön eikä edes voimakkaiden yksityisten järjestöjen ”vallassa”. Wilsonin teesiksi muodostuu, että biodiversiteettiä on pidettävä korvaamattomana julkisena hyödykkeenä, jonka suojelun tulee perustua lakiin.

⁷ Tämä toteuttamisvastuu ilmenee normeista, joita on selvitetty tarkemmin jaksossa 3.1.3.

⁸ Turvaamistavoitteen kytkeytymistä oikeusjärjestyksen tutkitaan jaksossa 3.2.

Ympäristöoikeuden ja biodiversiteettioikeuden tavoitteelliset erot eivät ole pelkästään näennäisiä, vaan ne asettavat uuden, biologista monimuotoisuutta turvaavan oikeudenalan väistämättä omaan kategoriaansa, vaikkakin pääosin ympäristöoikeuden sisällä⁹. Tälle väitteelle on löydettävissä ainakin neljä perustetta:

1) Biodiversiteettioikeus keskittyy yleistä ympäristöoikeutta korostetummin paitsi oikeussubjektien välisiin oikeussuhteisiin myös *biodiversiteetin osien ja oikeussubjektien välisiin suhteisiin*¹⁰. Biodiversiteettioikeus ei siten ole ainoastaan sellainen oikeudenala, jossa ratkaistaan erilaisia luontoon ja sen kirjoon liittyviä oikeussubjektien intressikonflikteja¹¹;

2) Biodiversiteettioikeuden kategorisointi on välttämätöntä, koska *ympäristöoikeuden olemassa oleva systematisointi ei aina palvele turvaamistavoitteen toteuttamista*. Biodiversiteetin turvaaminen ei voi pitäytyä esimerkiksi yksinomaan luonnonsuojeluoikeuden välineissä, vaan myös esimerkiksi luonnonvarojen käyttöä, ympäristön pilaantumisen torjuntaa sekä kaavoitusta ja rakentamista koskevat mekanismit ympäristöoikeuden eri lohkoilta kuuluvat biodiversiteettioikeuden piiriin¹²;

3) Biodiversiteettioikeuden yleisiä oppeja tarvitaan myös turvaamistavoitteen muille oikeudenaloille ulottuvan läpäisevyyden varmistamiseksi. Biodiversiteettioikeudella onkin *omat ympäristöoikeudesta täsmentyneet liityntänsä* esimerkiksi hallinto-oikeuteen, valtiosääntöoikeuteen, kansainväliseen oikeuteen ja EU-oikeuteen¹³; sekä

4) Biodiversiteettioikeuden *monitieteisyys ja ongelmalähtöisyys* edellyttää perinteisten oikeudenalojen kategorisoinnin täsmentämistä. Samalla on kuitenkin muistettava tämänkin oikeudenalan ympäristöoikeudellinen ydin.

Biodiversiteettioikeuden tavoitteet ovat vahvasti *sidoksissa yhteiskunta- ja luonnontieteelliseen tietoon ja käsityksiin* biologisesta monimuotoisuudesta,

⁹ Ympäristöoikeus voi laajempaan kokonaisuuteen kuin biodiversiteettioikeus sisältää hyvinkin erilaisia painotuksia (ks. ympäristöoikeuden osa-alueista esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 56–58). Ks. myös Määttä 2001a s. 319.

¹⁰ Ympäristöoikeuden lähtökohtana on ympäristön suojeleminen (ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 54).

¹¹ Tässä yhteydessä voidaan viitata esimerkiksi Hollon näkemykseen (1991 s. 6–7), jonka mukaan ympäristöoikeus on mitä suurimmassa määrin konfliktioikeutta. Tällä tavoin ymmärretyn ympäristöoikeuden tehtävä on ratkaista ympäristöön kohdistuvien erilaisten odotusten ja intressien välille syntyviä ristiriitoja. Tosin viime aikoina ympäristöoikeus on korostanut biodiversiteettioikeuden tavoin ihmisen luontosuhteen sääntelyn merkitystä (ks. esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 52–54).

¹² Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 57.

¹³ Biodiversiteettioikeuden tavoitteet korostavat ympäristöoikeuden liitynnöistä elävän luonnon turvaamista, eivätkä esimerkiksi ihmisten terveyden suojelua. Tässä kohdassa eron tekemisellä ympäristöoikeuteen on ennen kaikkea teoreettisesti merkitystä. Käytännön päätöksenteossa biodiversiteettioikeus ei ole välttämättä irrallaan muusta ympäristöoikeudesta ja sen läpäisyperiaatteen mukaisista liitynnöistä muihin oikeudenaloihin. (Ks. ympäristöoikeuden läpäisyperiaatteen merkityksestä muiden oikeudenalojen tutkimuksessa esimerkiksi Macrory 1996 s. 14.)

sillä biodiversiteettioikeus pyrkii oikeudellisia mekanismeja kehittämällä vastaamaan muiden tieteenalojen havaitsemiin ympäristöongelmiin¹⁴. Esimerkiksi ympäristösosiologian tai biologian (erityisesti soveltavan ekologian) keinoin voidaan etsiä tietoa luonnonympäristön heikentymistä tai tuhoutumista aiheuttavista seikoista, kuten 1) fysikaalisen ympäristön muuttumisesta muotoon, joka ei ole elämälle suotuisa, 2) biologisen monimuotoisuuden vähenemisestä tai 3) biologisten luonnonvarojen kestäättömästä käytöstä.¹⁵ Tieto ympäristöongelmista ja niiden aiheuttajista voi sinällään ohjata ihmisten käyttäytymistä, mutta lisäksi ongelmien ratkaisemisessa tarvitaan taloudellista ja oikeudellista ohjausta. Tässä mielessä biodiversiteettioikeus on ongelmalähtöistä ja monitieteistä. Luonnontieteisiin ja muihin yhteiskuntatieteisiin pohjautuvia tietoja ja käsityksiä pyritään hyödyntämään tässä tutkimuksissa, mutta ennen kaikkea biodiversiteetin turvaamista lähestytään jatkossa oikeustieteellisestä näkökulmasta¹⁶. Biodiversiteettioikeuden yleiset opit eivät voi rakentua irrallaan ympäristöoikeuden järjestelmästä, vaan koko järjestelmän *systeminyhteys* on otettava huomioon uutta oikeudenalaa kehitettäessä¹⁷.

3.1.2 Tavoitteiden sisältö eräissä sopimuksissa ja säädöksissä

Tavoitteena biodiversiteetin suojeleminen. Kansainvälisessä oikeudessa biodiversiteettiä ja sen osia pyritään suojelemaan eri tasoilla. Rion sopimuksen 1 artiklassa asetetaan nimenomaisesti tavoitteeksi biodiversiteetin suojeleminen kokonaisuudessaan. Itse suojeleminen sisältö on pääteltävä sopimuksen eri artikloista, joiden perusteella kyse ei ole vain säilyttämisenäkökohdista (preservation aspects)¹⁸. Rion sopimuksen 8 artiklan mukaisesti tätä suojelemissä tavoitetta on tarkoitus toteuttaa *in situ*¹⁹ ja 9 artiklan mukaisesti *ex situ*²⁰. Muita suojelemissä tavoitteita

¹⁴ Tässä suhteessa uuden oikeudenalan ero ympäristöoikeuteen on lähinnä täsmennyneissä tavoitteissa.

¹⁵ Ks. esimerkiksi Massa 1994 s. 50–58, Wilson 1994 s. 269–270 ja Hanski ym. 1998 s. 471–472. Ks. myös Heywood 1995: Global biodiversity assessment, Cambridge.

¹⁶ Ks. myös jaksot 2.2.2 ja 2.2.3.

¹⁷ Biodiversiteettioikeuden yleisten oppien rakentumista ja ns. turvaamissuhdetta käsitellään erityisesti jaksossa 3.3.

¹⁸ Ks. Glowka ym. 1994 s. 25.

¹⁹ *In situ* -suojeleminen tarkoittaa ekosysteemien ja luontaisten elinympäristöjen suojeleminen sekä lajien elinkykyisten populaatioiden säilyttämistä ja elvyttämistä niiden luonnollisissa ympäristöissä (ks. Rion sopimuksen 2 artiklan 13 kohta). Jalostetuilla ja viljellyillä lajeilla ei kuitenkaan tarvitse olla yhteyttä niiden luontaisiin elinympäristöihin, kun niitä suojellaan *in situ* -alueella, jossa ne ovat kehittäneet erityisominaisuutensa (ks. Glowka ym. 1994 s. 22). Rion sopimuksen 8 artiklassa on lueteltu joukko toimia, joiden avulla voidaan edistää biologisen monimuotoisuuden suojeleminen *in situ*. Näitä toimia ovat muun muassa 1) suojeleminen ja kestävä käyttö sisällyttäminen yhteiskunnan muuhun päätöksentekoon, 2) suojeleminen ja kestävä käyttö kannalta tärkeän monimuotoisuuden selvittäminen ja seuranta, 3) monimuotoisuuteen haitallisesti vaikuttavan tuotannon ja toiminnan sääntely, 4) suojelemissä järjestelmän kehittäminen sekä 5) uhanalaisten lajien suojeleminen (ks. HE 55/1994 s. 15).

toteuttamista koskevia säännöksiä sisältyy muun muassa Rion sopimuksen 6 artiklaan (yleiset toimenpiteet), 7 artiklaan (selvitykset ja seuranta) ja 11 artiklaan (kannustavat toimenpiteet)²¹. Rion sopimuksen sisällön perusteella suojelu voidaan jakaa karkeasti sopimusvaltioiden laji- ja aluesuojeluelvoitteisiin²². Tällöin kyse ei ole vain yksilöityjen lajien suojelusta, vaan biologisen monimuotoisuuden käsitteen kautta kaikkien lajien suojelusta. Kyse ei myöskään ole yksittäisten alueiden suojelusta, vaan niiden muodostaman kokonaisuuden toimivuudesta biodiversiteetin turvaamisen kannalta.

Rion sopimuksen lisäksi biodiversiteetin eri osia, kuten tiettyjä alueita tai kohteita suojellaan monissa muissa kansainvälisissä sopimuksissa. Esimerkiksi Pariisin sopimuksella on kulttuuriperinnön ohella suojeltu luonnonperintöä²³ ja Ramsarin sopimuksella kosteikkoalueita muun muassa vesilintujen elinympäristöinä²⁴. Eräät sopimuksista koskevat tietyn maanosan tai tietyntyypisten

²⁰ *Ex situ* -suojaus tarkoittaa biologisen monimuotoisuuden osien suojelua muussa kuin niiden luonnonmukaisessa elinympäristössä (ks. Rion sopimuksen 2 artiklan 8 kohta). Tällä käsitteellä tarkoitetaan toisin sanoen biodiversiteetin osien suojelua eläintarhoissa, akvaarioissa, kasvitieteellisissä puutarhoissa ja geenipankeissa. Sillä saatetaan tarkoittaa myös biologisia luonnonvaroja, jotka on siirretty kasvamaan toiselle alueelle kuin missä ne ovat alun perin kehittäneet erityisominaisuutensa, jos niitä kasvattava tila ei ole myöhemminkään aiheuttanut niiden ominaisuuksien kehittymistä. Esimerkkinä mainittakoon Pohjois-Euroopan vehnäpellot. (Ks. Glowka ym. 1994 s. 21.)

In situ -suojaus on ensisijaista *ex situ* -suojausta nähden. Maapallon biologisesta monimuotoisuudesta valtaosa voidaan säilyttää vain *in situ* -olosuhteissa. *In situ* -suojaus tukee sekä populaatioiden jatkuvaa sopeutumista luonnonvalinnan kautta että lajien kestävän hyötykäytön jatkamista. *Ex situ* -suojaus on mahdollista vain pienelle osalle kaikista eliöistä. Se on kallista ja sen menetelmiin liittyy monia lajien elinvoimaisuutta vähentäviä ongelmia. (Ks. HE 55/1994 s. 6.)

²¹ Ks. Glowka ym. 1994 s. 15.

²² Suojelualueeksi ymmärretään maantieteellisesti määritetty alue, joka on nimetty tai asetettu sääntelyn tai hoidon kohteeksi tiettyjen suojelutavoitteiden saavuttamiseksi. Suojelualueen määrittelyssä edellyttää, että alue on maantieteellisesti rajattu ja että sen rajat on määritelty (nimetty) perustamistoimessa, jossa alue on myös asetettu hoidon ja sääntelyn kohteeksi. Rajat määritellään tavallisesti kartalla ja maastossa. Alue on perustettava tiettyjen suojelutavoitteiden saavuttamiseksi, mikä voi tarkoittaa myös muita kuin suoranaisia luonnonuojelutavoitteita, esimerkiksi maisema-alueiden suojelutavoitteita. (Ks. Glowka 1994 s. 22 ja 24.)

LSL 32 §:n mukaan maisema-alue voidaan perustaa luonnon- tai kulttuurimaiseman kauneuden, historiallisten ominaispiirteiden tai alueeseen liittyvien muiden erityisten arvojen hoitamiseksi tai säilyttämiseksi. HE:n (79/1996) kyseistä lainkohtaa koskevien perusteluiden mukaan maisema-alueet eroavat luonnonuojelualueista siinä, ettei niillä suojella alkuperäistä, vaan ihmisen muokkaamaa ympäristöä. Nähdäkseni tällainen rajanveto on häilyvä: Jos kyseisen lainkohdan sanamuodolla ”muut erityiset arvot” tarkoitetaan myös kauniiseen maisemaan sisältyvän eliölajiston tai sen geenistön hoitamista ja säilyttämistä, ei ole estettä tulkita maisema-alueen olevan sellainen suojelualue kuin Rion sopimuksen 2 artiklan 14 kohdassa tarkoitetaan.

²³ Ks. Pariisin sopimuksen 1972 4–7 artiklat. Pariisin sopimuksen 1972 luonnonperinnöt voivat sisältää 1) elollisia luonnonmuodostumia tai -muodostumaryhmiä, 2) uhanalaisten lajien elinympäristöjä, 3) luonnonilmaisia paikkoja ja tarkoin rajattuja luonnonalueita. Näiden kohteiden täytyy olla muiden edellytysten ohella yleismaailmallisesti erityisen arvokkaita. (Ks. tarkemmin Pariisin sopimuksen 1 artikla.)

²⁴ Ks. Ramsarin sopimuksen johdanto.

lajien ja erityisesti näiden lajien elinympäristöjen suojelua. Esimerkiksi Bernin sopimuksella pyritään turvaamaan yleisesti Euroopan luonnonvaraista kasvistoa ja eläimistöä sekä niiden elinympäristöjä²⁵. Vastaavasti Bonnin yleissopimuksella pyritään suojaamaan muuttavia luonnonvaraisia eläimiä²⁶. Jopa tiettyjen lajien populaatioiden suojelusta on tehty yleissopimuksia. Tällaisia lajikohtaisia suojelusopimuksia ovat esimerkiksi lepakoita koskeva Lontoon sopimus²⁷ sekä Itämeren ja Pohjanmeren pikkuvalaita koskeva New Yorkin sopimus²⁸. Nämä suojelun eri tasot välittyvät sopimusten kautta myös EY-oikeuteen ja viime kädessä Suomen kansalliseen oikeusjärjestykseen.

EY:n ympäristöpolitiikassa pyritään biodiversiteetin ja sen osien suojeluun paitsi kansainvälisin sopimuksin myös yhteisön omin säädöksin. Neuvosto on päätöksellään hyväksynyt Rion sopimuksen²⁹ ja monia muita biodiversiteetin suojeluun liittyviä sopimuksia, kuten Bonnin sopimuksen³⁰. Yhteisön antamia biodiversiteetin suojelua koskevia säädöksiä on lueteltu esimerkiksi Rion sopimusta koskevan neuvoston hyväksymispäätöksen liitteen B julistuksessa. Näistä EY:n suojelusäädöksistä mainittakoon tämän tutkimuksen kannalta keskeisimpinä lintudirektiivi ja luontodirektiivi. Lintudirektiivin tavoitteena on muun muassa luonnonvaraisina elävien lintulajien suojelu, hoitaminen ja sääntely³¹. Lintudirektiivin pääasiallisina suojelukeinoina on paitsi itse lintulajien suojelu myös niiden elinympäristönsuojelu³². Luontodirektiivin tavoitteena puolestaan on edistää luonnon monimuotoisuuden säilymistä suojelemalla luontotyyppejä ja luonnonvaraista eläimistöä ja kasvistoa³³. Keskeisenä suojelutavoitteen saavuttamiskeinona on Natura 2000 -suojelualueverkoston perustaminen³⁴. Luon-

²⁵ Ks. Bernin sopimuksen 1 artikla.

²⁶ Bonnin sopimuksen 1 artiklan 1a kohdan mukaan ”muuttava laji” kyseisessä sopimuksessa ”tarkoittaa jonkin sellaisen luonnonvaraisen eläinlajin tai alemman taksonin koko kantaa tai kannan maantieteellisesti erillistä osaa, jonka yksilöistä merkittävä osa ylittää yhden tai useamman valtion lainkäyttövalan välisen rajan jaksottaisesti tai ennustettavina aikoina”.

²⁷ Lontoon sopimuksen 1 artiklan b kohdan nojalla ”lepakot” ko. sopimuksessa ”tarkoittavat Chiropteran (Rhinolophidae ja Vespertilionidae) eurooppalaisia populaatioita, joita tavataan Euroopassa ja Euroopan ulkopuolisissa levinneisyysalueella olevissa valtioissa”.

²⁸ New Yorkin sopimuksen 1992a 1.2 artiklan a kohdan nojalla ”pikkuvalaat” ko. sopimuksessa ”tarkoittavat mitä tahansa hammasvalaisiin (Odontoceti) kuuluvaa lajia, alalajia tai populaatiota, lukuun ottamatta kaskelottia (Physeter macrocephalus)”.

²⁹ Ks. Rion sopimuksen hyväksymistä koskevan neuvoston päätöksen (93/626/ETY) 1 artikla.

³⁰ Tämä yleissopimus muuttavien luonnonvaraisten eläinten suojelemisesta on hyvä esimerkki käsitteiden välittymisestä kansainvälisestä oikeudesta yhteisöoikeuteen ja edelleen kansalliseen oikeuteen: Bonnin sopimuksen käsitteellä ”suotuista tila” on ollut todennäköisesti suuri merkitys kehitettäessä luontodirektiivin käsitettä ”suotuista suojelun taso” ja sitä kautta Suomen LSL:iin otettua vastaavaa käsitettä.

³¹ Ks. lintudirektiivin 1 artiklan 1 kohta.

³² Ks. lintudirektiivin 1 artiklan 2 kohta. Ks. myös Tolvanen 1998 s. 93–96. Lisäksi Tolvanen (1998 s. 105), jossa viitataan myös lintudirektiivin 10 artiklan mukaiseen maisemansuojeluun.

³³ Ks. luontodirektiivin 2 artiklan 1 kohta.

³⁴ Ks. luontodirektiivin 3 artiklan 1 kohta. Ks. myös Tolvanen 1998 s. 99–101.

todirektiivin suojelutavoitetta pyritään edistämään ns. suotuisan suojelutason -konseptiolla³⁵.

Suomen valtio on pyrkinyt suojelemaan biodiversiteettiä erityisesti LSL:n välinein. LSL 4.1 §:n säännös korostaa Suomen ratifioimien biodiversiteetin tai sen osien suojeluun liittyvien kansainvälisten sopimusten voimassa oloa osana kansallista oikeusjärjestystä. LSL 4.2 §:n mukaan voidaan suoraan valtioneuvoston päätöksellä antaa tarkempia määräyksiä näiden sopimusten sisältämien ja LSL:n soveltamisalaa koskevien velvoitteiden täyttämistä. Myös yhteisö-oikeus sitoo Suomen valtiota. LSL 3 §:n mukaan luonto- ja lintudirektiivi on pantu täytäntöön pääasiassa kyseisen lain säännöksiin. LSL 1 § huomioon ottaen luonnonsuojelulla pyritään sekä luonnon säilyttämiseen (passiivinen suojelu) että hoitoon (aktiivinen suojelu): yleisenä tavoitteena on muun muassa luonnon monimuotoisuuden ylläpitäminen sekä luonnonvarojen ja luonnonympäristön kestävä käytön tukeminen³⁶. Kyseinen yleistavoite täsmentyy LSL 2.1 §:ssä ja 3–6 luvuissa pääasiassa kahdeksi tehtäväksi: 1) luonnon (luonnonsuojelualueiden, luonnonmuistomerkkien, luontotyyppien sekä lajien ja niiden elinympäristöjen) sekä 2) maiseman säilyttämiseksi ja hoidoksi. Yleisiin suojelutavoitteisiin tähdätään LSL 5.1 §:n nojalla maamme luontotyyppien ja luonnonvaraisten eliölajien suotuisan suojelutason saavuttamisella ja säilyttämisellä³⁷.

Tavoitteena biodiversiteetin kestävä käyttö. Kansainvälisessä oikeudessa biodiversiteettiä pyritään turvaamaan myös luonnonvarojen kestävällä käytöllä. Esimerkiksi Rion sopimuksen 1 artiklassa asetetaan tavoitteeksi biodiversiteetin suojelun ohella sen osien kestävä käyttö³⁸. Miten sitten suojelu eroaa kestävästä käytöstä? Voidaan ajatella, että käyttö lähestyy ensin ekologista kestävyyttä ja muuttuu sitten totaaliseksi suojeluksi, mitä enemmän käyttöä rajoitetaan. Suojelu taas lähestyy ensin kestävää käyttöä ja lopulta vapaata hyödyntämistä, mitä enemmän totaalisesta suojelusta sallitaan poikkeuksia. Totaalisen suojelun ja vapaan käytön välissä on siis veteen piirrettynä viivana kestävä käyttö. Suojelun ja kestävä käytön liittymäkohdan häilyvyyttä kuvastaa esimerkiksi lintu- ja luontodirektiivien toimeenpaneminen Suomessa osin kestävään pyyntiin pyrkivällä metsästyslainsäädännöllä³⁹.

³⁵ Luontodirektiivin 2 artiklan 2 kohta: kyseisen direktiivin mukaisesti toteutetuilla toimenpiteillä ”pyritään varmistamaan yhteisön tärkeänä pitämien luontotyyppien ja luonnonvaraisen eläin- ja kasvilajien suotuisan suojelun tason säilyttäminen tai sen ennalleen saattaminen”. Ks. tarkemmin jakso 4.4.3.

³⁶ Ks. näistä tavoitteista tarkemmin esimerkiksi Similä 1997 s. 31–33 ja Kuusiniemi ym. 2001 s. 996–998.

³⁷ Ks. tarkemmin Kallio 2001 s. 90–114 ja jakso 4.4.3. Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 997.

³⁸ Biologisen monimuotoisuuden osia ovat ainakin ekosysteemit sekä lajit yhteisöineen ja elinympäristöineen eli ne elollisen luonnon tekijät, joista biologinen monimuotoisuus koostuu (ks. Rion sopimuksen I liite ja Tolvanen 1998 s. 69). Ks. myös jaksot 2.1.1 ja 2.1.4.

³⁹ Ks. myös LSL 3 §.

Vaikka Rion sopimuksessa on tehty erottelu *in situ* ja *ex situ* -suojelun sekä kestävän käytön välillä, käytännössä kestävä käyttö mielletään usein osaksi luonnonsuojelua ja päinvastoin. Sopimuspuolten alkuperäinen tarkoitus lienee ollut korostaa, ettei Rion sopimuksen tavoitteena ole yksinomaan luonnon säilyttäminen tai museointi⁴⁰. Tässä tutkimuksessa halutaan kuitenkin eritellä tarkemmin biodiversiteetin turvaamistavoitetta, minkä vuoksi selvitetään, mitä kestävä käyttö on eräiden kansainvälisten sopimusten sekä yhteisöoikeuden ja kansallisten säädösten valossa.

Biodiversiteetin osien kestävästä käytöstä on tarkempia säännöksiä ainakin Rion sopimuksen artikloissa 6 ja 10. Ensin mainittu artikla käsittelee sellaisia sopimusvaltioiden yleisiä toimenpiteitä, jotka koskevat muun muassa kestävän käytön strategioiden laatimista⁴¹, ja viimeksi mainittu artikla puolestaan sellaisia erityisiä toimenpiteitä, jotka liittyvät esimerkiksi kestävän käytön huomioon ottamiseen päätöksenteossa ja käytön haitallisten vaikutusten minimoimiseen ja välttämiseen⁴².

Washingtonissa vuonna 1973 tehty villieläimistön ja -kasviston kansainvälistä kauppaa koskeva yleissopimus lähtee myös kestävän käytön ajatuksesta. Tämän ns. CITES -sopimuksen alussa sopimusvaltiot tunnustavat villieläimistön ja -kasviston moninaisissa ja kauniissa muodoissaan olevan korvaamaton osa luontoa, jota on varjeltava nykyisiä ja tulevia sukupolvia varten. Muista kestävään käyttöön liittyvistä kansainvälisistä asiakirjoista voidaan mainita Rio de Janeirossa vuonna 1992 laaditut metsäperiaatteet. Vaikka näitä periaatteita ei ole sisällytetty oikeudellisesti sitovaan kansainväliseen sopimukseen, niiden katsotaan kyseisen asiakirjan perusteella kuitenkin muodostavan arvovaltaisen kannanoton maailmanlaajuisen yksimielisyyden saavuttamiseksi kaikentyyppisten metsien hoidon, käytön, suojelun ja kestävän kehityksen periaatteista⁴³.

EY on sitoutunut Rion sopimuksen mukaiseen kestävään käyttöön. Lisäksi muilla EY:n hyväksymillä kansainvälisillä suojelusopimuksilla on erilaisia liittymäkohtia biologisten luonnonvarojen kestävään käyttöön.⁴⁴ Yhteisön sekundaarinormistosta esimerkiksi luonto- ja lintudirektiivi ohjaavat tosiasiaassa myös riistalajien käyttöä⁴⁵. Luontodirektiivin ensisijaisena tavoitteena on edistää luonnon monimuotoisuuden säilyttämistä kuitenkin ottaen huomioon myös ta-

⁴⁰ Ks. Glowka ym. 1994 s. 25.

⁴¹ Tosiasiaassa suojelun ja kestävän käytön näkökulmat yhdistyvät Rion sopimuksen 6 artiklan tarkoittamin tavoin biodiversiteettiä turvaavissa strategioissa. Ks. strategioista tarkemmin jakso 4.3.2.

⁴² Ks. näistä tavoitteista myös ympäristöministeriö – ulkoasiainministeriö 1993 s. 164.

⁴³ Ks. ympäristöministeriö – ulkoasiainministeriö 1993 s. 222.

⁴⁴ Ks. neuvoston antaman Rion sopimuksen hyväksymispäätöksen (93/626/ETY) I artikla ja Rooman sopimuksen 300 artikla. Muista kestävän käytön sopimuksista esimerkiksi CITES-sopimus on toimeenpantu EY:ssä CITESA:lla.

⁴⁵ Ks. esimerkiksi lintudirektiivin 8 artikla, luontodirektiivin 14 ja 15 artiklat ja LSL 3 §.

loudelliset, sosiaaliset, sivistykselliset ja alueelliset vaatimukset. Luontodirektiivi pyrkii edistämään myös yleistä kestävän kehityksen tavoitetta tai periaatetta; luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen saattaa joissakin tapauksissa vaatia tiettyjen ihmisen toimenpiteiden ylläpitämistä ja jopa näihin toimenpiteisiin kannustamista.⁴⁶ EY:n biologisten luonnonvarojen kestävän käytön politiikasta metsätalouden sektorilla voidaan mainita neuvoston päätöslauselma Euroopan unionin metsästrategiasta. Neuvosto korostaa strategiassa muun muassa ”metsien moninaista merkitystä ja metsien kestävää hoitoa ja käyttöä, joka perustuu metsien sosiaaliseen, taloudelliseen, ympäristölliseen, ekologiseen ja kulttuuriseen merkitykseen yhteiskunnan ja erityisesti maaseudun kehittämisen kannalta”.⁴⁷

Suomen valtio on sitoutunut Rion sopimuksen kestävän käytön artikloihin ja pyrkii toteuttamaan niitä kansallisella lainsäädännöllä⁴⁸. Varsinaiset biologisten luonnonvarojen kestävää käyttöä koskevat säännökset ovat luonnonsuojelulain sijasta luonnonvaraoikeudellisissa laeissa⁴⁹. LSL 1 §:n tavoitteista huolimatta kyseisen lain säännökset muistuttavat kestävän käytön ohjausta lähinnä poikettaessa suojelusta tai sen toteuttamiseksi annetuista kielloista taikka käytettäessä Natura 2000 -alueiden turvaamismekanismeja⁵⁰. MetsäL:lla on keskeinen merkitys ohjattaessa ihmisiä biodiversiteetin osien kestävään käyttöön⁵¹. MetsäL 1 §:n mukaiseen ekologisesti kestävä käyttöön pyritään kuitenkin lähinnä metsätalouden alueellisten tavoiteohjelmien ja avainbiotooppien (erityisen tärkeiden elinympäristöjen) säilyttämismellisuuden avulla. Metsän hakkuissa biodiversiteetin huomioon ottaminen on pitkälti vapaaehtois-

⁴⁶ Ks. luontodirektiivin johdanto ja 2 artikla. Ks. kestävästä kehityksestä myös jakso 4.2.2.

⁴⁷ Ks. EU:n metsäperiaatteita koskeva neuvoston päätöslauselma, EYVL nro C 056, 26/02/1999 s. 1. Tämä päätöslauselma on nimensä mukaisesti metsänkäytön strategia eikä se sido jäsenvaltioita.

⁴⁸ Ks. BiodA 1 §. Muista kestävään käyttöön liittyvistä kansainvälisistä sopimuksista esimerkiksi CITES-sopimus on toimeenpantu Suomessa (SopS n:o 44/1976). Vastaavasti EY:n CITESA sitoo suoraan Suomen valtiota. Lisäksi vastaavia lajien kauppaa koskevia säännöksiä on annettu LSL 44, 44a ja 45 §:issä.

⁴⁹ Ks. HE:n (79/1996) LSL 2.1 §:ää koskevat yksityiskohtaiset perustelut.

⁵⁰ LSL:n suojelukeinot ovat perinteisiä lajien, luonnonmuistomerkkien, luontotyyppien ja suojelalueiden säilyttämistä korostavine näkökohtineen. LSL:lla ei pyritä suoranaisesti luonnonvarojen käytön ohjaamiseen. LSL voikin ohjata kestävään käyttöön lähinnä sallimalla poikkeuksia kielloista, jotka ovat voimassa suojelun toteuttamista varten. (Ks. myös LSL 31, 48, 49 §.) Kyse on strategian valinnasta: yhtä hyvin tietyn luonnonvaran käyttö voitaisiin sallia sen uusitumiskyvyn tai kestävän käytön rajoissa.

Ekologisesti kestävää käyttöä pohditaan tosiasiaissa myös silloin, kun esimerkiksi metsän hakkuun vaikutukset Natura 2000 -alueen suojeluarvoille arvioidaan ja tältä pohjalta päätetään heikentämiskiellosta (ks. myös LSL 65 ja 66 § sekä jakso 5.4.2). Yleensä tällainen vaikutusten arviointi mielletään kuitenkin kytkeytyväksi jäljempänä kuvattavaan biodiversiteetin heikentymisen estämiseen tai Natura 2000 -alueiden suojeluun.

⁵¹ MetsäL 1 §:n nojalla ”lain tarkoituksena on edistää metsien taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävää hoitoa ja käyttöä siten, että metsät antavat kestävästi hyvän tuoton samalla, kun niiden biologinen monimuotoisuus säilytetään”.

ten toimien varassa.⁵² Muista luonnonvaraoikeudellisista laeista voidaan mainita MetsästysL⁵³. Keskeisiä keinoja MetsästysL 20 §:n kestävän käytön tavoitteen saavuttamiseksi ovat esimerkiksi pyyntirajoitukset, pyyntitapojen rajoitukset ja riistanhoito. Lisäksi riistalajien pyynti edellyttää käytännössä ennakkolupaa tai ilmoitusta (kiintiöpyynti).⁵⁴

Tavoitteena biodiversiteetin heikentymisen estäminen. Biodiversiteetin turvaaminen ei tyhjenny suojeluun ja kestävään käyttöön. Kansainvälisissä sopimuksissa onkin erinäisiä kohtia, joissa tavoitellaan tosiasiaassa biodiversiteetin heikentymisen estämistä. Esimerkiksi Rion sopimuksen 14 artikla ympäristövaikutusten arvioinnista ja haitallisten vaikutusten minimoinnista voidaan mieltää sellaiseksi artiklaksi siitä huolimatta, että kyseisen sopimuksen yleiset tavoitteet koskevat lähinnä biodiversiteetin suojelua ja sen osien kestäväää käyttöä⁵⁵. Myös Rion sopimuksen johdannon 8 kohdan mukainen ennalta varautumisperiaate ja 9 kohdan mukainen varovaisuusperiaate näyttäisivät viittaavan suojelua ja kestäväää käyttöä laajempaan biodiversiteetin turvaamiseen eli myös biodiversiteetin heikentymisen estämiseen.

Vastaava havainto biodiversiteetin heikentymisen estämistä koskien voidaan tehdä Espoossa vuonna 1991 solmitusta yleissopimuksesta, joka ohjaa valtioiden rajat ylittävien ympäristövaikutusten arviointia⁵⁶. Sopimuksessa käytetty ympäristövaikutus-käsite viittaa myös luonnolle aiheutuvien haitallisten vaiku-

⁵² Ks. Metsäl 4 ja 10.3 § sekä Pappila 1998 s. 143–154. Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 565–566.

⁵³ MetsästysL 20 §:ssä todetaan, että ”metsästystä on harjoitettava kestävän käytön periaatteiden mukaisesti ja siten, että riistaeläinkannat eivät vaarannu, luontoa ei tarpeettomasti vahingoiteta, riistakantaa ei vaaranneta eikä eläimille tuoteta tarpeetonta kärsimystä”.

⁵⁴ Ks. MetsästysL 10 § ja 3–5 luvut. Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 676–680. Ekologisesti kestävään käyttöön pyrkivästä sääntelystä voidaan mainita myös KalastusL, jonka 1 §:ssä on eräitä kestävän käytön piirteitä, vaikka ensisijainen tavoite näyttäisi olevan tuottavuus: ”Kalastusta harjoitettaessa on pyrittävä vesialueiden mahdollisimman suureen pysyvään tuottavuuteen. Erityisesti on pidettävä huolta siitä, että kalakantaa käytetään hyväksi järkipärisesti ja ottaen huomioon kalataloudelliset näkökohdat, sekä huolehdittava kalakannan hoidosta ja lisäämisestä. Tällöin on vältettävä toimenpiteitä, jotka voivat vaikuttaa vahingollisesti tai haitallisesti luontoon tai sen tasapainoon.” Tällainen tuottavuusnäkökulma ei puolla kalakannan lisäämistä vierasperäisillä lajeilla (ks. erityisesti KHO 2002:12 perusteluiden 1 kohta).

⁵⁵ Toisaalta voidaan ajatella, että Rion sopimuksen 1 artiklan tavoitteita suojelusta ja kestävästä käytöstä toteutetaan ympäristövaikutusten arvioinnin ja haitallisten vaikutusten minimoinnin kautta (ks. Glowka ym. 1994 s. 15). Vaikka tämä on loogista Rion sopimuksen rakenteen vuoksi, ympäristövaikutusten arviointi ja haitallisten vaikutusten minimointi on esimerkiksi Suomessa mielletty ensisijaisesti ympäristönsuojeluun eli pilaamisen torjuntaan liittyväksi. Analysoimalla tarkemmin itse Rio sopimuksen 14 artiklaa, ympäristövaikutusten arvioinnin tarkoitus on mitä ilmeisemmin biologisen monimuotoisuuden heikentymisen estäminen.

⁵⁶ Sopimuspuolet ovat ilmoittaneet sopimuksen johdannossa olevansa ”tietoisia ennakoivien toimintaohjelmien kehittämisen sekä haitallisten ympäristövaikutusten estämisen, lieventämisen ja seurannan tarpeesta ja tärkeydestä yleensä ja erityisesti valtioiden rajat ylittävien vaikutusten osalta”.

tusten estämiseen, lieventämiseen ja seurantaan⁵⁷ ja sitä kautta biodiversiteetin heikentymisen estämiseen, mitä seikkaa tosin ei kyseisessä sopimuksessa nimenomaisesti todeta. Kyse ei ole yksittäisestä tapauksesta, sillä ympäristön pilaamisen torjuntaan pyrkivissä kansainvälisissä sopimuksissa on yleisemmin alettu tunnistaa erilaisten toimien haitalliset vaikutukset luonnolle ja sen monimuotoisuudelle. Näissä sopimuksissa haitallisten ympäristövaikutusten vähentämisellä ei pyritä yksinomaan ihmisten terveyden suojeluun vaan myös luonnonarvojen turvaamiseen.

Pilaamisen torjuntaan keskittyneissä kansainvälisissä sopimuksissa on nykyisin myös kohtia, joissa kiinnitetään huomiota biodiversiteetin tai sen osien turvaamiseen. Itämeren suojelua koskevalla Helsingin yleissopimuksella (1992a) pyritään torjumaan pilaantumista muun muassa merialueen ekologisen tilan parantamiseksi. Biodiversiteetin turvaamista koskee erityisesti kyseisen sopimuksen 15 artikla.⁵⁸ Pariisin sopimus (1992) on katsottu tarpeelliseksi muiden seikkojen ohella siksi, että pilaantuminen uhkaa Koillis-Atlantin merialueen ekologista tasapainoa ja meren oikeutettua käyttöä. Biodiversiteetin turvaamista vahvistettiin lisäämällä tähän sopimukseen liite V, joka koskee merialueen ekosysteemien ja biologisen monimuotoisuuden suojelua ja säilyttämistä⁵⁹. New Yorkin (1992b) sopimus pyrkii puolestaan ilmastonmuutosta torjumalla turvaamaan paitsi ihmisten terveyttä myös luonnon osia niiden heikentymiseltä ja häviämiseltä⁶⁰. Helsingin yleissopimuksessa (1992b) pidetään tärkeänä nykyisten ja tulevien sukupolvien kanalta suojella ihmisiä ja ympäristöä teollisuusonnettomuuksien vaikutuksil-

⁵⁷ Espoon sopimuksen 1 artiklan viii kohdan mukaan vaikutuksella tarkoitetaan sopimuksessa ehdotetun hankkeen ympäristölle aiheuttamia seurauksia mukaan lukien vaikutukset muun muassa kasveihin, eläimiin, maaperään, ilmaan, vesiin, ilmastoon, maisemaan tai näiden väliseen vuorovaikutukseen.

⁵⁸ Helsingin yleissopimuksen (1992a) artiklan 1 kohdan nojalla ”sopimuspuolet ryhtyvät kukin erikseen tai yhdessä kaikkiin asianmukaisiin lainsäädännöllisiin, hallinnollisiin ja muihin tarpeellisiin toimenpiteisiin pilaantumisen ehkäisemiseksi ja lopettamiseksi edistääkseen Itämeren alueen ekologista palautumista ja sen ekologisen tasapainon säilyttämistä” sekä 15 artiklan mukaan ”sopimuspuolet ryhtyvät yhdessä ja erikseen kaikkiin tarpeellisiin toimenpiteisiin Itämeren alueen ja Itämeren vaikutuspiirissä olevien rannikon ekosysteemien osalta luonnollisten elinympäristöjen ja biologisen monimuotoisuuden säilyttämiseksi sekä ekologisten tapahtumaketjujen suojelemiseksi. Tällaisiin toimenpiteisiin ryhdytään myös luonnonvarojen kestäväen käytön varmistamiseksi Itämeren alueella.” Ko. sopimus sisältää siten sekä biodiversiteetin suojelun että sen osien kestäväen käytön tavoitteet pilaamisen torjunnan ohella. Tarpeelliset toimenpiteet biologisen monimuotoisuuden säilyttämiseksi voivat sopimuksessa nähdäkseni koskea kaikkia näitä kolmea lähestymistapaa: biodiversiteetin suojelua, kestävää käyttöä ja heikentymisen estämistä (pilaamisen torjuntaa).

⁵⁹ Ks. Pariisin sopimuksen 1992 V liite sekä erityisesti liitteen 2 artikla ja lisäys 3. Sopimuksen V liitteen 1 artiklassa viitataan siinä sovellettavan biologisen monimuotoisuuden käsitteen osalta suoraan Rion sopimukseen.

⁶⁰ Tämä seikka ilmenee myös New Yorkin (1992b) sopimuksen 2 artiklaan sisältyvästä tavoitteesta vakiinnuttaa kasvihuonekaasujen pitoisuudet ilmakehässä tietylle tasolle aikavälillä, joka turvaa ekosysteemien sopeutumisen luonnollisella tavalla ilmastonmuutokseen. Sopimuksen 1 artiklan 1 kohdan mukaan ilmastonmuutoksen haitallisilla vaikutuksilla tarkoitetaan ”sellaisia muutoksia fyysisessä ympäristössä tai eläin- ja kasvikunnassa, joilla on huomattavia vahingolli-

ta. Kyseisen sopimuksen sisältämästä ympäristövaikutus-käsitteestä voidaan päätellä, että tarkoitus on torjua myös luonnon osille aiheutuvia haitallisia vaikutuksia⁶¹.

EY on toimeenpannut edellä mainittuja kansainvälisiä sopimuksia ja antanut asiaan kuuluvia sekundaaritason säädöksiä⁶². Yhteisön säädöksissä on tunnistettavissa kaksi lähestymistapaa biodiversiteetin heikentämisen estämiseen. Toisaalta heikentymistä ehkäisevät mekanismit voivat sisältyä aiemmin käsitelyihin biologisten luonnonvarojen suojelua tai käyttöä ohjaaviin sekundaaritason säädöksiin. Tällaisen linkin muodostaa esimerkiksi luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan tarkoittama ympäristövaikutusten arviointi. Tässä mielessä rajanveto biodiversiteetin turvaamisen eri alatavoitteiden välillä ei ole yksiselitteinen. Toisaalta *biodiversiteetin heikentymisen estäminen ei välttämättä kytkeydy sen suojeluun tai kestävään käyttöön*. Seuraavassa perustellaan väittämää neljällä esimerkillä.

YVA-direktiivin johdannossa todetaan, että hankkeen ympäristövaikutukset on arvioitava ottaen huomioon pyrkimykset suojella ihmisten terveyttä, parantaa elämisen laatua paremman ympäristön avulla, varmistaa lajien monimuotoisuuden säilyminen ja ylläpitää luonnon uusiutumiskyky elämän perusvoimavarana. Ympäristövaikutuksen käsite pitää sisällään muun muassa välilliset ja välittömät vaikutukset kasvi- ja eläinlajeihin, maaperään, veteen, ilmaan ja näiden vuorovaikutussuhteisiin⁶³. YVA-direktiivillä pyritään siis muun muassa kasvi- ja eläinlajien diversiteetin heikentymisen estämiseen⁶⁴. Samalla lähtökohtana on esimerkiksi kasvi- ja eläinlajien vuorovaikutussuhteiden, kuten ekosysteemien turvaaminen.

sia vaikutuksia luonnollisten ja ihmisen toiminnan muokkaamien ekosysteemien koostumukseen, alkuperäiseen muotoon tai tuottavuuteen taikka yhteiskunnallis-taloudellisten järjestelmien toimintaan tai ihmisten terveyteen ja hyvinvointiin”. Sopimuksen johdannossa todetaankin, että sopimuspuolet ovat huolestuneita siitä, että ihmisen toiminta on huomattavasti lisännyt ilmakseen kasvihuonekaasujen pitoisuuksia sekä että tämä kasvu voimistaa luonnollista kasvihuoneilmiötä ja johtaa maapallon pinnan ja ilmakehän keskimääräiseen lämpenemiseen ja saattaa vaikuttaa haitallisesti luonnon ekosysteemeihin ja ihmiskuntaan.

⁶¹ Kyseisen sopimuksen 1 artiklan c kohdan nojalla vaikutukset tarkoittavat teollisuusonnettomuuden aiheuttamia välittömiä, välillisiä tai viivästyneitä haitallisia seurauksia muun muassa 1) ihmiselle, kasvistolle ja eläimistöille, 2) maaperälle, vedelle, ilmalle ja maisemalle sekä 3) edellä 1 ja 2 kohdissa tarkoitettujen tekijöiden vuorovaikutukselle.

⁶² Ks. esimerkiksi Helsingin sopimuksen 1992a hyväksymispäätös, Pariisin sopimuksen 1992 ja sopimuksen V liitteestä tehty hyväksymispäätös ja Helsingin sopimuksen 1992b hyväksymispäätös. Jälkimmäisen sopimuksen toimeenpanon kannalta keskeinen voimassa oleva neuvoston direktiivi on ns. Seveso II-direktiivi (ks. neuvoston päätöksen Helsingin sopimuksen 1992b hyväksymisestä 98/685/EY II liite). Tässä direktiivissä pyritään myös suojelemaan ihmisten terveyden ohella ympäristöä, vaikka luontoympäristöön kohdistuvien haitallisten vaikutusten torjumistavoite ei ole yhtä selvästi ilmaistu kuin em. sopimuksessa (ko. direktiivin johdanto).

⁶³ Ks. YVA-direktiivin 3 artikla.

⁶⁴ Ks. myös Saastamoinen 1993 s. 68.

GMO-direktiivin johdannossa korostetaan, että ”ihmisten terveyden ja ympäristön suojeleminen vaatii, että geneettisesti muunnettujen organismien (GMO) tarkoituksellisesta ympäristöön levittämisestä aiheutuneiden vaarojen valvontaan on kiinnitettävä erityistä huomiota” ja todetaan muun muassa, että ”tässä direktiivissä otetaan asianmukaisesti huomioon alan kansainväliset kokemukset ja kansainvälisen kaupan velvoitteet” ja että siinä olisi noudatettava ”biologista monimuotoisuutta koskevaan yleissopimukseen tehdyssä Cartagena bioturvallisuuspöytäkirjassa asetettuja vaatimuksia”. Vaikka GMO-direktiivissä ympäristön käsitettä käytetään yleisesti erittelemättä elollista tai elotonta luontoa, direktiivin ilmeinen tarkoitus on turvata ihmisten terveyden ja muun ympäristön ohella myös biodiversiteetin osia. Tätä väitettä voidaan perustella toisaalta yhteydellä Rion sopimukseen ja toisaalta direktiivin johdannolla, jonka nojalla mitään tarkoitukselliseen levittämiseen tarkoitettuja geneettisesti muutettuja organismeja tuotteena tai tuotteissa ei saa saattaa markkinoille, ennen kuin ne tutkimus- ja kehitysvaiheessa on riittävästi testattu ekosysteemeissä, joihin niiden käyttö voi vaikuttaa.

Kalavesidirektiivin johdannossa todetaan, että ”ekologiselta ja taloudelliselta kannalta on tarpeen suojella kalakantoja erilaisilta haitallisten aineiden päästöistä aiheutuville haittavaikutuksilta, kuten esimerkiksi erityisesti tiettyyn lajiin kuuluvien kalojen määrän vähenemiseltä ja joissakin tapauksissa jopa joidenkin lajien häviämislähteenä”. Tämän direktiivin 1 artiklan 3 kohdan nojalla ”direktiivin päämääränä on suojella ja parantaa virtaavien tai seisovien makeiden vesien laatua, kun näissä elää tai, jos pilaantumista vähennettäisiin tai se estettäisiin, voisi kyetä elämään kaloja, jotka kuuluvat:

- luonnon monimuotoisuutta kuvaaviin kotoperäisiin lajeihin,
- lajeihin, joita jäsenvaltioiden toimivaltaiset viranomaiset pitävät toivottavina vesistöjen hoidon ja käytön kannalta”. Tämän direktiivin selkeä tavoite on ehkäistä kalalajien diversiteetin vähenemistä vesiensuojelulla ja pilaamisen torjunnalla.

Muista direktiiveistä voidaan mainita IPPC-direktiivi, jonka johdannossa todetaan muun muassa, että viidennessä ympäristöalan toimintaohjelmassa ”asetetaan etusijalle ympäristön pilaantumisen vähentämisen yhtenäistämisen tärkeänä osana kehitystä kohti entistä kestävämpää tasapainoa ihmisen toiminnan ja sosiaalis-taloudellisen kehityksen sekä luonnonvarojen ja luonnon uusiutumiskyvyn välillä”. Tämä yleinen toteamus kuvastaa pilaamisen torjunnan yhteyttä kestävään kehitykseen ja luonnon uusiutumiskykyyn.

Biodiversiteettioikeudellinen tavoite olla heikentämättä peruuttamattomasti biologista monimuotoisuutta ilmenee siis, joskin epäsuorasti, eri tavoin yhteisöoikeudesta. Biodiversiteetin kokonaisvaltainen turvaaminen yhteisöoikeudessa edellyttääkin, ettei biologista monimuotoisuutta heikennetä peruuttamattomasti ympäristöä pilaamalla tai muulla tavoin⁶⁵.

Suomen valtio on hyväksynyt edellä mainitut kansainväliset sopimukset. Rion sopimuksen ympäristövaikutusten arviointia koskeva 14 artikla, Espoon sopimus rajat ylittävistä ympäristövaikutuksista ja YVA-direktiivi on toimeen-

⁶⁵ Ks. myös kuudes ympäristöä koskeva toimintaohjelma, komissio 2001 s. 32–33.

pantu pääasiassa YVAL:lla⁶⁶. Ympäristövaikutuksella ymmärretäänkin YVAL 2 §:n 1 kohdassa hankkeen tai toiminnan aiheuttamia välittömiä ja välillisiä vaikutuksia Suomessa ja sen alueen ulkopuolella muun muassa maaperään, vesiin, ilmaan, ilmastoon, kasvillisuuteen, eliöihin ja luonnon monimuotoisuuteen, luonnonvarojen hyödyntämiseen sekä näiden tekijöiden keskinäisiin vuorovaikutussuhteisiin. YVAL:n avulla pyritään esitöiden nojalla ehkäisemään haitallisten ympäristövaikutusten syntymistä, mikä tukee kestäväen kehityksen toteuttamista. Tarkoitus on siis ehkäistä muun muassa luonnon monimuotoisuudelle aiheutuvien haitallisten vaikutusten syntymistä ja tässä mielessä sen heikentymistä⁶⁷. Käytännössä myös Natura 2000 -kohteille aiheutuvat ympäristövaikutukset voivat tulla arvioiduiksi YVAL 2 luvun menettelyssä, joka on ensisijainen mekanismi luonnonsuojelulain mukaiseen ympäristövaikutusten arviointiin nähden⁶⁸. Myös muut kansalliset pilaamisen torjuntaa ja jopa alueiden käytön suunnittelua koskevat säännökset sisältävät biodiversiteetin heikentymistä estäviä näkökohtia.

YVAL:n valmistelussa otettiin huomioon myös IPPC-direktiivin valmistelu⁶⁹. Kyseinen direktiivi saatettiin voimaan varsinaisesti YSL:lla⁷⁰, johon on liitetty myös biodiversiteetin heikentämistä estäviä tavoitteita⁷¹. YVAL:n valmistelun yhteydessä vuonna 1994 kirjattiin myös RakL 3 §:ään kaavojen ympäristövaikutusten selvittämistä koskevat säännökset, jotka ovat nykyisin MRL 9 §:ssä kehittyneemmässä muodossa. Kaavojen ympäristövaikutusten arvioimista edellyttävien säännöksiin pyritään osaltaan säilyttämään biologista monimuotoisuutta silloin, kun kaavojen avulla järjestetään alueiden käyttöä ja rakentamista⁷².

⁶⁶ Ks. HE:n (319/1993) yleisperusteluiden jaksot 1 ja 2.2 sekä YVAL 1 §:n yksityiskohtaiset perustelut.

⁶⁷ Ks. HE:n (319/1993) yleisperusteluiden jakso 3.1.

⁶⁸ Ks. LSL 65.1 §.

⁶⁹ Ks. HE:n (319/1993) yleisperusteluiden 1 jakso.

⁷⁰ Ks. HE:n (84/1999) yleisperusteluiden 1 jakso: ”Lain tavoitteena olisi ehkäistä ekologisia muutoksia siitä riippumatta, voidaanko muutoksia pitää suoranaisesti haitallisina ihmisen kannalta. Tämä on myös ilmansuojelulain, jätelain sekä vesilain tavoitteena. Ympäristön pilaantumisen johtaa luonnossa usein monimutkaisiin syy-seurausyhteyksiin, joita ei voida määrittellä yksiselitteisesti. Laissa luonnontalouden suojelun tasoa kuvattaisiin termillä kestävä. Kestävällä luonnontaloudella tarkoitettaisiin tällöin erityisesti eri tasoisten ekosysteemien toimivuuden turvaamista haitallisten päästöjen vaikutuksilta. Pilaantumisen ehkäisy liittyy myös lajistollisesti monimuotoisuuden ympäristön turvaamiseen ja siten myös luonnon monimuotoisuuden suojeluun.”

⁷¹ Ks. HE:n (84/1999) YSL 1 §:ää koskevat erityiset perustelut.

⁷² MRL 1.1 §:n mukaan ”tämän lain tavoitteena on järjestää alueiden käyttö ja rakentaminen niin, että siinä luodaan edellytykset hyvälle elinympäristölle sekä edistetään ekologisesti, taloudellisesti, sosiaalisesti ja kulttuurisesti kestävää kehitystä”. HE:n (101/1998) MRL 1 §:ää koskevissa yksityiskohtaisissa perusteluissa tarkennetaan, että ”ekologisesti kestävä kehitys tarkoittaa biologisen monimuotoisuuden säilyttämistä, kestävää energian ja luonnonvarojen käyttöä, ympäristökuormituksen sopeuttamista luonnon sietokykyyn ja kestävää materiaalitaloutta (esimerkiksi rakennusten osien kierrätettävyyttä). Ekologisen kestävyuden keskeisenä tavoitteena on ilmasto-
muutoksen hidastaminen”.

Olettama biodiversiteetin turvaamistavoitteen kolmesta alatavoitteesta eli suojelusta, kestävästä käytöstä ja heikentymisen estämisestä⁷³ voidaan vahvistaa tämän jakson analyysin perusteella niin kansainvälisen kuin EY:n ja kansallisen oikeuden tasoilla. Samalla on korostettava, että alatavoitteiden erottelu normistossa ei ole aina kovin selkeää, vaan ne toteutuvat samanaikaisesti ja limittäin turvattaessa käytännön toiminnassa biodiversiteettiä.

Muut tavoitteet. Biodiversiteettioikeuden painopiste on elävän luonnon ja sen kirjon turvaamisessa ihmisen toimilta. Turvaamistavoitteiden ohella biodiversiteettioikeudessa saattaa ilmetä muita tavoitteita. Esimerkkinä voidaan mainita *tasapuolisen ja oikeudenmukaisen jaon tavoite*.

Rion sopimuksen johdannon nojalla sopimuspuolet ”tunnustavat monien perinteisen elämäntavan omaavien alkuperäis- ja paikallisyhteisöjen läheisen ja perinteisen riippuvuuden biologisista luonnonvaroista, sekä sen, että on toivottavaa jakaa biologisen monimuotoisuuden suojelua ja sen osien kestäväää käyttöä koskevasta perinteisestä tietämyksestä, uudistuksesta ja käytännöstä saatu hyöty oikeudenmukaisesti”. Tämä tasapuolisen ja oikeudenmukaisen jaon tavoite vahvistetaan perintöaineksen käytöstä saadun hyödyn osalta sopimuksen 1 artiklassa. Tähän oikeudenmukaiseen ja tasapuoliseen jakoon kuuluu ”myös asianmukainen perintöaineksen saanti ja asiaankuuluvan teknologian siirto, ottaen huomioon kaikki tähän ainekseen ja teknologiaan kuuluvat oikeudet, sekä asianmukainen rahoitus”.

Oikeudenmukaisen ja tasapuolisen jaon tavoitteella on biodiversiteetin turvaamistavoitteeseen verrattuna kuitenkin merkittävä ero. *Turvaamistavoite pyrkii järjestämään henkilöiden (oikeussubjektien) ja luonnon (objektin) välistä turvaamissuhdetta oikeudellisesti relevantilla tavalla, kun taas oikeudenmukaisen ja tasapuolisen jaon tavoitteena on järjestää henkilöiden (oikeussubjektien) välisiä, tosin luonnonvaroihin ja aikaisemmilta sukupolvilta periytyvään tietämykseen liittyviä, oikeussuhteita (oikeuksia ja velvollisuuksia)*. Tässä tutkimuksessa keskitytään ennen kaikkea turvaamissuhteeseen.

3.1.3 Tavoitteiden toteuttamisvastuu

Biodiversiteetin turvaamisessa ensisijainen vastuu on EY:llä ja valtioilla. Rion sopimuksen 3 artiklan periaatteen nojalla valtioilla on ehdoton oikeus käyttää biologisia luonnonvarojaan (suvereniteettiperiaate), mutta samalla vastuu olla

⁷³ Ks. myös Määttä (2001 s. 318–319), jonka mukaan tutkimuksellinen haaste on juuri näiden erilaisilta vaikuttavien näkökulmien integroinnissa. Artikkelissa Kumpula ja Määttä 2002 s. 227 on esitetty samansuuntainen näkemys biodiversiteettioikeuden laaja-alaisuudesta: ”Biodiversiteettioikeus sisältää myös luonnonvarojen hyödyntämistä koskevan sääntelyn sekä ympäristön pilaamisen torjunnan ja esimerkiksi maankäytön suunnittelua koskevan sääntelyn sikäli kuin niillä on merkitystä luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön kannalta.” Vastavaa on todettu alunperin teoksessa Kuusiniemi ym. 2001 s. 57.

aiheuttamatta toisille valtioille ja muutenkaan kansallisen lainkäyttövaltansa ulkopuolella vahinkoa (vastuu- ja lojaliteettiperiaate)⁷⁴.

Rion sopimuksen 3 periaate juontaa juurensa Tukholman julistuksen vastaavaan 21 periaatteeseen⁷⁵. Toisaalta se poikkeaa Rion julistuksen 2 periaatteesta siltä osin, että biologisten luonnonvarojen ehdoton käyttöoikeus on sallittu Rion sopimuksen 3 artiklassa nimenomaisesti vain valtion ympäristöpolitiikkaan perustuen, ei esimerkiksi talouspolitiikan perustuen.⁷⁶ Käytäntö on toki varmasti toinen.

Valtion vastuu alueensa biodiversiteetin käyttämisestä täsmentyy Rion sopimuksen muissa artikloissa⁷⁷. Tämä vastuu on ilmaistu usein joustavasti eri artikloissa käsitteillä ”mahdollisuuksien mukaan” ja ”soveltuvin osin”. Tämä joustavuus ei kuitenkaan poista sitä tosiasiaa, että valtiota sitovat Yhdistyneiden Kansakuntien peruskirjan ja kansainvälisen oikeuden periaatteet. YK:n peruskirjan johdannon nojalla valtiot edistävät sosiaalista kehitystä ja parempien elämisen ehtojen aikaansaamista vapaammissa oloissa sekä vakuuttavat uskovansa ihmisten perusoikeuksiin. Näiden asioiden saavuttaminen ei ole mahdollista ilman asianmukaista ympäristönsuojelua. Monet kansainvälisen oikeuden periaatteet puolestaan edellyttävät ympäristön suojelemista sekä kansallisesti että kansainvälisesti.⁷⁸ Kun vielä otetaan huomioon Rion sopimuksen johdantoon sisällytetty toteamus, että biodiversiteetin suojeleminen kuuluu koko ihmiskunnalle, valtioilla on paitsi oikeus biologisiin luonnonvaroihinsa myös vastuu suojella biologista monimuotoisuutta ja käyttää biologisia luonnonvarojaan kestävästi⁷⁹. Yleisemmin voidaan puhua *valtion biodiversiteettiä koskevasta turvaamisvastuusta*⁸⁰.

Rion sopimuksen asettama valtion turvaamisvastuu voi ulottua myös muihin kansainvälisiin sopimuksiin kuitenkin niin, että Rion sopimuksen ”määräykset

⁷⁴ Kyseisen periaatteen mukaan ”valtioilla on Yhdistyneiden Kansakuntien peruskirjan ja kansainvälisen oikeuden periaatteiden mukaisesti ehdoton oikeus käyttää omia luonnonvarojaan ympäristöpolitiikkansa mukaisesti ja vastuu siitä, että niiden lainkäyttövallan tai valvonnan alaiset toimet eivät vahingoita ympäristöä toisen valtion alueella tai kansallisen lainkäyttövallan ulkopuolisilla alueilla”.

⁷⁵ Vaikka valtion suvereniteettiperiaatteen eräs ilmentymä löytyy jo vuonna 1945 allekirjoitetun Yhdistyneiden Kansakuntien peruskirjan 2 artiklan 1 ja 7 kohdista, vasta vuonna 1972 se kirjattiin periaatteeksi Tukholman julistukseen vastaavassa muodossa kuin se myöhemmin otettiin vuonna 1992 Rion sopimuksen 3 artiklaan (ks. esimerkiksi Sands 1995 s. 187–188).

⁷⁶ Rion julistuksen 2 periaatteessa puhutaan myös kehitystä koskevista toimintatavoista. Ks. myös Sands 1995 s. 186.

⁷⁷ Ks. Rion sopimuksen 4 artikla ja esimerkiksi 15 artikla.

⁷⁸ Ks. Rion sopimuksen 3 artikla, Glowka ym. 1994 s. 26 ja Mutanen 2002 s. 414–415. Näiden periaatteiden soveltumista biodiversiteetin turvaamiseen tutkitaan tarkemmin jaksossa 4.2.2.

⁷⁹ Ks. Mutanen 2002 s. 416. Ks. minimiturvallisuusvaateesta Tolvanen 1998 s. 13. Ks. myös Hollo 1998a s. 742–743, Boyle 1996 s. 39–40, Glowka ym. 1994 s. 3 ja Kuusiniemi 1994 s. 124–125.

⁸⁰ Ks. myös Bilderbeek 1992 s. 82 ja 87.

eivät vaikuta muista olemassa olevista kansainvälisistä sopimuksista johtuviin sopimuspuolten oikeuksiin ja velvoitteisiin paitsi, jos näiden oikeuksien tai velvoitteiden toteuttaminen aiheuttaisi vakavaa vahinkoa tai uhkaa biologiselle monimuotoisuudelle⁸¹. Tällaisen vahingon tai uhan aiheuttavan kansainvälisen sopimuksen artiklaa ei tarvitse näin ollen periaatteessa soveltaa. Rion sopimuksen 22 artiklan 1 kohdan joustava käsite ”vakavaa vahinkoa tai uhkaa” voi kuitenkin aiheuttaa hankalia tulkintatilanteita yksittäistapauksissa.⁸² Rion sopimuksen 22 artiklan 1 kohdan edellytysten täyttyminen voi vaikuttaa vain Rion sopimuksen hyväksymishetkellä olemassa olevien muiden kansainvälisten sopimusten soveltamiseen. Sen sijaan myöhemmin solmitut kansainväliset sopimukset eivät välttämättä syrjäydy kyseessä oleva sopimuskohdan sanamuoto ja *lex posterior* -sääntö huomioon ottaen. Myöhemmin solmittuja sopimuksia on arvioitava ensisijaisesti niihin sisältyvien valtiolle asetettujen velvoitteiden pohjalta kuitenkin niin, että yleisiä kansainvälisoikeudellisia ympäristönsuojelun periaatteita tulisi silloinkin yleensä noudattaa⁸³.

Kaikki Rion sopimuksen velvoitteet ovat sitovia myös EY:n osalta, mistä seuraa kaksi seikkaa. Toisaalta sopimuspuolina olevat jäsenvaltiot päättävät yhdessä EY:n kanssa Rion sopimuksesta seuraavista keskinäisistä velvoitteistaan. Toisaalta EY ja jäsenvaltiot eivät saa käyttää rinnakkain Rion sopimuksen mukaisia oikeuksiaan.⁸⁴

Käytännössä Rion sopimuksen 34 artiklan 2 kohta ei näin ollen vielä ratkaise EY:n toimivaltakysymystä sopimuksen artiklojen soveltamisessa. Rion sopimuksen 34 artiklan 3 kohdan mukaisesti EY:n olikin selitettävä toimivaltansa tämän yleissopimuksen suhteen. Selityksessä todetaan nimenomaisesti, että yhteisö on Rooman sopimuksen (174 artiklan 4 kohdan) mukaan yhdessä jäsenvaltioiden kanssa toimivaltainen.⁸⁵ Tämä selitys antaa yhteisön ja sen jäsenvaltioiden näkökulmasta tiettyä joustavuutta kompetenssissa, mutta muiden sopimuspuolien näkökulmasta selitys jättää tosiasiaassa avoimeksi, kumpaan tahoon ottaa yhteyttä sovellettaessa yksittäisiä sopimuksen artikloita⁸⁶. Toimivaltakysymys ratkeakin viime kädessä EY:n ympäristösäädöksistä, joilla Rion sopimuksen artiklat toimeenpannaan. Joka tapauksessa Rooman sopimuksen 174 artiklan 4 kohta huomioon ottaen Rooman sopimuksen 300 artiklan mukaisesti hyväksytyt ympäristösopimukset sitovat

⁸¹ Ks. Rion sopimuksen 22 artiklan 1 kohta.

⁸² Ks. Glowka ym. 1994 s. 109.

⁸³ Periaatteiden ohjaustehoa heikentää niiden yleisluonteisuus ja epämääräisyys. Periaatteet jättävät tulkinnanvaraa sen suhteen, mihin toimiin valtiot ovat oikeutettuja ja minkälainen vastuu näihin toimiin liittyy. (Ks. esimerkiksi Mutanen 2002 s. 415–416 ja Koskeniemi 1994 s. 36–37. Ks. myös jakso 4.2.2.)

⁸⁴ Ks. Rion sopimuksen 34 artiklan 2 kohta.

⁸⁵ Ks. Rion sopimuksen hyväksymispäätöksen (93/626/ETY) 1 artikla ja liite B.

⁸⁶ Ks. Jans 2000 s. 89.

sekä EY:tä että jäsenvaltioita⁸⁷. Näin ollen myös EY on vastuussa Rion sopimuksen edellyttämästä biodiversiteetin turvaamisesta.

EY:n päämääränä on muun muassa edistää kestävästä kehitystä, ympäristönsuojelun korkeaa tasoa ja ympäristön laadun parantamista⁸⁸. Näitä tavoitteita yhteisö toteuttaa ennen kaikkea ympäristöpolitiikallaan⁸⁹. Rooman sopimuksen 174 artiklan 1 kohdan nojalla ympäristöpolitiikalla myötävaikutetaan muun muassa ympäristön laadun säilyttämiseen, suojeluun ja parantamiseen sekä luonnonvarojen harkittuun ja järkevään käyttöön. Koska näitä päämääriä ei voida tosiasiasa saavuttaa ilman jäsenvaltioiden rajat ylittävää biodiversiteetin turvaamista, voidaan turvaamistavoitteen myös perustamissopimuksen nojalla todeta kuuluvan EY:n vastuulle. Vastuu luonnon kirjon turvaamisesta konkretisoituu sekundaaritason säädöksissä, kuten luontodirektiivissä⁹⁰.

Suomessa Rion sopimus on saatettu voimaan BiodA:lla, mutta sopimus hyväksyttiin eduskunnassa niin kuin laki⁹¹. HE:ssä⁹² todetaan, ettei sopimuksen hyväksyminen edellytä Suomessa lainsäädäntötoimia, mutta sille haetaan eduskunnan hyväksymistä sopimuksen merkityksen ja laajakantoisuuden vuoksi. Sopimus on sittemmin toimeenpantu monessa kansallisessa säädöksessä sillä tavoin kuin eduskunnan käsittelyssä ehdotettiin.

Ulkoasiainvaliokunta totesi mietinnössään, että ”käsiteltävänä oleva sopimus painottaa biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävästä käytön sisällyttämistä yhteiskunnan eri toimintoihin”⁹³. Lisäksi kyseisen mietinnön liitteenä olevassa eduskunnan ympäristövaliokunnan lausunnossa sanotaan, että ”puoltaessaan sopimuksen hyväksymistä ympäristövaliokunta samalla korostaa sen kansallisen täytäntönnäpönan tärkeyttä. Suomen tulisi olla niiden maiden joukossa, jotka käyttävät yleissopimusta oman lainsäädäntönsä, hallintonsa ja käytäntöjensä kehittämiseen luonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi”. Ympäristövaliokunta lisää muun muassa, että ”metsätalouden ohella rakentaminen ja maankäyttö ovat merkittäviä lajien uhanalaisuuden aiheuttajia. Tämän vuoksi ympäristövaliokunta painottaa sitä, että rakennuslainsäädäntöön ja maankäytön ohjaamista koskevaan lainsäädäntöön tulee sisällyttää luonnon monimuotoisuuden turvaamisen tavoitteet”. Lisäksi ”kokonaisuutena arvioiden valiokunta katsoo, että käsiteltävänä olevan yleisso-

⁸⁷ Ks. erityisesti Rooman sopimuksen 300 artiklan 7 kohta.

⁸⁸ Ks. Rooman sopimuksen 2 artikla.

⁸⁹ Ks. Rooman sopimuksen 3 artikla.

⁹⁰ Neuvosto onkin katsonut, että ”ympäristön laadun säilyttäminen, suojelu ja parantaminen, johon kuuluu luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelu, on yhteisön noudattaman yleisen edun mukainen, perustamissopimuksen 130 r [nyk. 174, kirj. huom.] artiklassa määrätty ensisijainen tavoite”. (Ks. luontodirektiivin johdanto.)

⁹¹ Eduskunta hyväksyi kyseisen sopimuksen 20.6.1994 ja presidentti vahvisti sen 15.7.1994. Sopimus tuli Suomessa voimaan 25.10.1994 niin kuin siitä oli sovittu Rio de Janeirossa vuonna 1992.

⁹² Ks. HE:n (55/1994) s. 1.

⁹³ Ks. UaVM 8/1994 s. 3.

pinuksen täytäntöönpanemiseksi tulisi Suomeen säätää puitelaki tai uudistaa vastaavasti erityislainsäädäntöä ohjaamaan biologisen monimuotoisuuden suojelua ja kestäväää käyttöä. Luonnon monimuotoisuuden suojelu liittyy meillä usean lainsäädännön alaan, esimerkiksi luonnonsuojelulainsäädäntöön, rakennuslakiin, metsälakeihin, metsästyslakiin, kalastuslakiin, vesilakiin, maastoliikennelakiin, kaivoslakiin ja ympäristövaikutusten arviointia koskevaan lakiin”.⁹⁴ Ulkoasiainvaliokunta pitää tärkeänä – ympäristövaliokunnan kannanottoon yhtyen – että ”hallitus valmistelee ja antaa eduskunnalle ehdotuksen luonnonvarojen kestäväää käyttöä sekä biologisen monimuotoisuuden ja alkuperäisen lajiston suojelua koskevaksi yleislakiiksi tai ehdotukset erityislainsäädännön vastaavaksi uudistamiseksi”⁹⁵.

Säädöshierarkian kannalta on merkittävää, että Rion sopimuksen ja eräiden muiden ns. suojelusopimusten voimassaolo on vahvistettu LSL 4.1 §:ssä. Lainkohdan perusteluiden mukaan ”pykälässä tarkoitettuja kansainvälisiä sopimuksia ovat tällä hetkellä CITES-sopimuksen lisäksi Ramsarin sopimus, Bernin sopimus, Bonnin sopimus, maailman kulttuuri- ja luonnonperintöä koskeva sopimus sekä biologista monimuotoisuutta koskeva yleissopimus”⁹⁶. Suomen valtio on siis hyväksynyt nämä sopimukset osaksi kansallista oikeusjärjestystä ja pyrkii kantamaan näiden sopimusten edellyttämällä tavalla vastuunsa biodiversiteetin turvaamisesta.

Suomen valtio on jakanut vastuunsa biodiversiteetin turvaamisesta kansalaistensa kanssa perustuslaissaan. PerustusL 20.1 §:n (vanhan HM 14a.1 §:n) nojalla ”vastuu luonnosta ja sen monimuotoisuudesta, ympäristöstä ja kulttuuriperinnöstä kuuluu kaikille”. Tämä lainkohta on eräänlainen tavoitesäännös, joka koskee niin julkista valtaa kuin yksityisiä oikeussubjekteja. Ilman erityislainsäädäntöä tämä julistuksenomainen säännös ei perusta rangaistusvastuuta tai oikeudellisia velvoitteita niin, että esimerkiksi yksilö voitaisiin velvoittaa korvaamaan tai ennallistamaan biodiversiteetille syntyneitä vahinkoja. Kuitenkin vastuu turvata biodiversiteettiä voidaan tähän perustuslain säännökseen tukeutuen täsmentää tavallisella lailla, asetuksella tai hallinnollisilla päätöksillä. Tällaista vastuuta arvioitaessa on otettava huomioon myös muut PerustusL 2 luvun perusoikeussäännökset.⁹⁷

Kansainvälisen oikeuden perusteella vastuu biodiversiteetin turvaamisesta on siis lähtökohtaisesti Euroopan yhteisöllä ja valtioilla. Näistä EY voi jakaa tätä vastuutaan jäsenvaltioilleen ja nämä edelleen kansalaisilleen. Suomessa tällaista vastuun jakamista on tapahtunut perustuslain ympäristöperusoikeussäännöksiin. Oikeudellisesti sitovaa vastuuta biodiversiteetin säilyttämisestä

⁹⁴ Ks. YmVL 6/1994 s. 7–9.

⁹⁵ Ks. UaVM 8/1994 s. 3.

⁹⁶ Ks. HE 79/1996 4 §:n yksityiskohtaiset perustelut.

⁹⁷ Ks. myös HE:n (309/1993) s. 66 ja Kuusiniemi 1998 s. 15–16 ja 23. Perusoikeuksien tulkinta-vaikutusta päätöksenteossa on kuvattu jaksossa 5.4.1.

voidaan kansalaisille siirtää kuitenkin vasta kansallisten lakien ja asetusten kautta.

3.2 TURVAAMISTAVOITTEET JA OIKEUSJÄRJESTYS

3.2.1 Tavoitteiden paikka ja tila oikeusjärjestyksessä

Biodiversiteettioikeudellisten tavoitteiden asettelussa on aiheellista ymmärtää niiden *kytkentä voimassa olevaan oikeusjärjestykseen*. Nämä tavoitteet tulisi voida kiteyttää oikeusperiaatteiksi ja -säännöiksi, jotka ovat mahdollisimman yhteensopivia muiden oikeusjärjestyksien osien – voimassa olevien normien – kanssa. Biodiversiteetin turvaaminen voi toteutua vain, jos kyseisen tavoitteen toteuttamiseen tarvittavat valtasuhteet järjestetään osana muuta oikeusjärjestystä⁹⁸. Turvaamistavoitteet onkin operationalisoitava osaksi voimassa olevaa oikeusjärjestystä⁹⁹.

Biodiversiteetin turvaamistavoitteiden tilaa ja paikkaa oikeusjärjestyksessä voidaan paikantaa kriittisen oikeuspositivismin tasoerottelumallin avulla. Tuori on tämän mallin avulla hahmotellut oikeuden kolme tasoa: 1) syvätaaso, 2) oikeuskulttuuri ja 3) pintataso. Tasoerottelumalli tekee ymmärrettäväksi moraalinormien ja eettisten arvojen suunnasta lähteneen biodiversiteetin turvaamisen vahvistumisen oikeuden pintatasossa. Tätä oikeuden syvempien kerrostumien kautta tapahtunutta muutosta välittävät erityisesti oikeusperiaatteet.¹⁰⁰

Kansainvälinen oikeus ja EY:n oikeus toisaalta täsmentyvät ja tarkentuvat, toisaalta rikastuvat kansallisissa säädöksissä. Asia voidaan ilmaista myös niin, että kansainväliset sopimukset ja ns. *soft law* sekä EY:n ja Suomen säädökset kuvaavat oikeuden pintatason kytkentöjä. Toisiinsa kytköksissä olevista normeista voidaan päätellä, millä tavoin sekä EY:n että Suomen oikeuskulttuurit periaatteineen muovaavat toimeenpanovaiheessa ja muutenkin oikeudellisissa käytännöissä kansainvälisesti hyväksytyjä sopimuksia. Toisaalta lain säätämisen- ja soveltamistilanteissa vaikuttavat oikeuden pintatason kytkennät, toisaalta niissä konkretisoituvat oikeuden pintaa syvemmät rakenteet¹⁰¹.

Entä voidaanko biodiversiteetin turvaamista tavoittelevista sopimuksista ja säädöksistä päätellä oikeuden pintaa syvempien tasojen muutoksia? Tähän

⁹⁸ Oikeusjärjestystä voidaan pitää yhteiskunnallisena vallan ilmaisuna. Lainsäätäjä antaa sille uskotun vallan avulla sääntöjä, joiden ”summa” muodostaa oikeusjärjestyksen. Vastakohtana voidaan pitää kaaosta tai anarkiaa, jossa valtasuhteet eivät ole millään lailla järjestyneitä. (Ks. Aarnio 1978 s. 75.)

⁹⁹ Ks. operationalisoinnista Westerlund 1997a s. 43–51 ja Kuusiniemi 2001 s. 292–293.

¹⁰⁰ Ks. myös Tuori 2000 s. 163–216 ja 336. Periaatteisiin palataan jaksossa 4.2.

¹⁰¹ Ks. oikeuden syvärakenteiden ja pintatason konkretisaatiosuhteesta tarkemmin Tuori 2000 s. 230–233.

kysymykseen vastausta on haettava perusoikeuksista. PerustusL 2 luvun perusoikeudet sisältävät yhteiskunnan tärkeinä pitämiä yksilön oikeuksia (ja velvollisuuksia). Niihin on kirjattu myös yleisiä oikeusperiaatteita, kuten yhdenvertaisuuden periaate.¹⁰² Perusoikeuksilla onkin vahva kosketuspinta sekä Suomessa vallitsevaan oikeuskulttuuriin että oikeuden pintatasoon etenkin, kun PerustusL 2 luvun perusoikeudet ohjaavat alemman tasoisten säädösten säätämistä ja niiden soveltamista¹⁰³. Esimerkiksi PerustusL 20 §:n ympäristöperusoikeussäännös (osin HM 14 a §:n voimassaoloaikana) on täsmentynyt ja vahvistunut eräissä alemman asteisissa säädöksissä. Näistä biodiversiteetin turvaamiseen pyrkivistä, ympäristöperusoikeutta täsmentävistä säädöksistä voidaan mainita esimerkiksi YSL, LSL ja MetsäL¹⁰⁴. Ympäristöperusoikeudella on kasvava merkitys myös pantaessa kansallisesti täytäntöön asiaan kuuluvia kansainvälisiä sopimuksia ja EY-oikeutta.

Biodiversiteetin turvaamistavoite on saanut vahvan sijan sekä Suomen että Ruotsin oikeusjärjestyksissä, mitä voidaan pitää luonnollisena kehityksenä kansainvälisellä ja kansallisella tasolla tapahtuneille arvomuutoksille. Suomessa vastuu luonnosta ja sen monimuotoisuudesta on nostettu perusoikeuksien joukkoon. Ruotsissa biologisen monimuotoisuuden turvaaminen on otettu keskeiseksi ympäristöoikeuden tulkintaperiaatteeksi¹⁰⁵.

Turvaamistavoite ilmenee oikeuskulttuurissamme kirjoitushetkellä ihmisten käyttäytymistä ohjaavina oikeusperiaatteina ja oikeuden pintatasolla erilaisina oikeussäännösmuunnelmina¹⁰⁶. Biodiversiteetin turvaamisella onkin hyvät mahdollisuudet nousta erääksi keskeiseksi – sukupolvet ylittävää oikeudenmukaisuutta tai luonnon itseisarvoa ilmentäväksi – periaateksi myös oikeuden syvärakenteessa¹⁰⁷. Jokaisella kolmella tasolla biodiversiteetin turvaaminen Tuorin terminologiaa käyttäkseni ”vuotaa” niin yhteiskunta- ja luonnontieteellisten faktojen kuin moraalien suuntaan. Biodiversiteetin turvaamisen oikeudellinen muotoutuminen näillä tasoilla tapahtuu kuitenkin eri nopeudella: mitä

¹⁰² Ks. myös (Tuori 2000 s. 221–223), joka kuvailee perusoikeuksien taustalla olevaa kehitystä eri oikeuden tasojen välisessä sedimentaatio-suhteessa ja ennakoii, etteivät elokuun alussa 1995 voimaan tulleen perusoikeus uudistuksen vaikutukset rajoitu pelkästään oikeuden pintatasolle, vaan ulottuvat oikeuden syvemmillekin tasoille.

¹⁰³ Ks. myös erityisesti PerustusL 22, 74, 106 ja 107 §.

¹⁰⁴ Ks. esimerkiksi YSL 1 §, LSL 1 § ja MetsäL 1 §. HE:n (84/1999) YSL 1 §:n 2 kohtaa koskevien yksityiskohtaisten perusteluiden mukaan: ”Pilaantumisen ehkäisy liittyy myös laajasti monimuotoisuuden ympäristön turvaamiseen ja siten myös luonnon monimuotoisuuden suojeluun.”

¹⁰⁵ Ks. MB 1:1 ja Westerlund 1999 s. 22 ja 24.

¹⁰⁶ Ks. myös turvaamisperiaatteita koskeva jakso 4.2.2.

¹⁰⁷ Tuori (2000 s. 208–209) katsoo oikeuden syvärakenteeseen kuuluvan esimerkiksi oikeussubjektin käsitteen. Tällöin on johdonmukaista ajatella, että enemmän tai myöhemmin oikeuden syvärakenteessa joudutaan joko tarkistamaan oikeussubjektin käsitettä niin, että se laajennetaan koskemaan uudelleen luonnonosia, tai – kuten tässä työssä vaihtoehtoisesti esitetään – hyväksymään biodiversiteetin turvaamissuhde eräänlaisena tiedostuksen ja diskurssin ennakoheutona, *epistemenä*. Kyseeseen saattaa tulla jokin muukin luontoa suojaava oikeuden syvärakenne.

pintatasolla osin on jo tapahtunut, on oikeuskulttuurissa ja etenkin syvätasolla vielä kesken.¹⁰⁸ Biodiversiteetin turvaamisen voidaan kuitenkin sanoa ankkuroituneen tukevasti voimassa olevaan oikeusjärjestykseen.

3.2.2 Tavoitteet ja oikeusjärjestyksen systematisointi

Oikeusjärjestyksen ristiriidat. Oikeusjärjestys sisältää ristiriitaisia aineksia. Esimerkiksi luonnon monimuotoisuuden suojelemisen tavoitteet ja keinot voivat joutua konfliktiin muiden yhteiskunnan tarpeiden, kuten energiahuollon, liikenteen tai maanpuolustuksen, ja yksityisten luonnonvarojen hyödyntämisen ja ympäristön muuttamishankkeiden kanssa¹⁰⁹. Tällaisia erisuuntaisia intressiristiriitoja ratkaistaan tyypillisesti oikeuden pintatason tavoitesuuntautuneessa sääntelyssä. Oikeusjärjestyksen sisäistä johdonmukaisuutta voidaan kuitenkin hakea pintatason alapuolisista, oikeuskulttuuriin kuuluvista oikeusperiaatteista. Tosin myös oikeusperiaatteet saattavat johtaa vastakkaisiin suuntiin.¹¹⁰ Oikeusjärjestyksen koherenssia turvaa vielä ns. syvärakenne, josta haetaan perusteluja oikeusperiaatteiden etusijajärjestykselle. Oikeusperiaatteilla onkin Tuorin mukaan välitön yhteys moraalisiin, kun taas politiikanäkökohdat vaikuttavat lähinnä tavoiterationaalisessa lainsäädännössä.¹¹¹ Kuusiniemi on tutkinut tarkemmin ”ympäristöllisten ohjausperiaatteiden suhdetta moraaliperusteisiin oikeuskulttuuritason (oikeisiin oikeus)periaatteisiin”, eli käytännössä oikeussuojaperiaatteisiin¹¹². Tässä tutkimuksessa ei ole tarpeen toistaa kokonaisuudessaan tätä työtä. On kuitenkin tärkeää, että jäljempänä tässäkin tutkimuksessa biodiversiteetin turvaamistavoitteet suhteutetaan hallinnon lainalaisuusperiaatteeseen ja yksilön oikeusturvanäkökohtiin.

Oikeusjärjestyksen normien systematisointi. Oikeusjärjestys ja oikeusjärjestelmä (systeemi) voidaan erottaa toisistaan. Esimerkiksi Aarnio näkee oikeusjärjestyksen oikeusnormien summana, lukemattomina eri aikoina ja eri asiayhteyksissä annettujen säännösten koonnoksena¹¹³. Oikeusjärjestys on yhteiskunnallisen vallankäytön ilmaus. Oikeusjärjestelmä taas on jotain enemmän kuin pelkkä oikeudellinen valtajärjestys. Kun tietty elämänalue järjestetään

¹⁰⁸ Ks. myös Tuori 2000 s. 220, 336. Määtän (2001 s. 316) havainnon mukaisesti oikeustiede ei rajoita näkökulmaansa vain oikeuskulttuuriin, vaan työstää myös oikeuden filosofisia ulottuvuuksia hyödyntäen muun muassa ympäristöfilosofiaa. Jos teoreettisen lainopin ymmärretään Tuorin (2000 s. 214) tavoin tematisoivan oikeuskulttuuriin kuuluvia oikeuden alojen yleisiä oppeja ja oikeusfilosofian pyrkivän rekonstruoimaan diskursiivisesti oikeuden syvärakennetta, tarvitaan biodiversiteettioikeuden tutkimuksessa teoreettisen lainopin ylittävä oikeus- ja ympäristöfilosofinen lähestymistapa (ks. myös jakso 2.2.3).

¹⁰⁹ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 163.

¹¹⁰ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 164.

¹¹¹ Ks. Tuori 2000 s. 201–212.

¹¹² Ks. Kuusiniemi 2001 s. 217–257.

¹¹³ Ks. Aarnio 1994 s. 106–107.

oikeussäännöin, se tehdään järkiperaisesti asioita jäsentäen eli systematisoiden. Yhteen kuuluvat asiat kootaan samojen nimikkeiden alle ja erotellaan selvin perustein muista asioista. Näin tehdään jokaisella oikeuden alueella. Oikeusjärjestelmä ei ole kokoelma irrallisia valtasuhdejärjestelyjä, vaan tiukoin sisäisin sidoksin yhteen koottu joukko normeja.¹¹⁴

Aarnion tekemästä erottelusta huolimatta oikeusjärjestys ja oikeusjärjestelmä ovat kiinteässä yhteydessä toisiinsa. Voimassa oleva oikeusjärjestys on enemmän kuin vain kooste normeista: se on järjestelmä, systeemi, jossa oikeussäännöt ja -periaatteet on ryhmitelty suhteessa toisiinsa. Lainopillinen systeemin rakentaminen järjestää oikeusnormeja. Tämä systematisointi puolestaan heijastuu enemmän tai vähemmän uudistuvaan lainsäädäntöön muokaten voimassa olevaa oikeusjärjestystä.¹¹⁵ Mitä vakiintuneempi on systematisoinnin antama käsitys oikeudesta, sitä vahvempi on todennäköisesti sen vaikutus systematisoinnin alaan kuuluvassa lainsäädäntötyössä. Toisaalta oikeustieteen luomilla, systematisointia palvelevilla yleisillä opeilla on itsessään normatiivista merkitystä ilman lakien muuttamistakin. Yleisten oppien kautta vaikutetaan siihen, miten voimassa olevan oikeuden normisto käsitetään oikeusjärjestyksen osana. Oikeastaan kyse on siitä, minkälainen tulkinta tietyille normeille voimassa olevassa oikeusjärjestyksessä annetaan paitsi yksinään, myös kulloinkin omaksutun oikeusjärjestelmän tai systematiikan kautta.¹¹⁶ Kilpailevia oikeusjärjestelmiä ja niiden yleisiä oppeja voi olla samankin oikeusjärjestyksen sisällä useita¹¹⁷. Voidaankin sanoa Tuorin tavoin, että yleisiä oppeja kehitellessään oikeustiede osaltaan uusintaa oikeusjärjestystä¹¹⁸. Tämä kuitenkin edellyttää, että konkreettinen auditorio – tuomarit, lakimiehet, virkamiehet jne. – hyväksyvät yhteiskunnallista valtaa käyttäessään toimiensa erääksi perustaksi oikeustieteessä kehitetyn oikeusjärjestelmän yleiset opit¹¹⁹. Vasta tällaisen auditorion hyväksynnän kautta oikeustieteessä ehdolla olevan oikeusjärjestelmän yleiset opit tulevat normien soveltamisen kautta osaksi voimassa olevaa oikeusjärjestystä.

Biodiversiteettiä turvaavat tavoitteet eivät välttämättä sovi kaikilta osin voimassa oleviin oikeusjärjestelmiin, vaikka itse tavoitteet on hyväksytty osaksi voimassa olevaa oikeusjärjestystä. Tämä yhteensopimattomuus ilmenee keskiajan jälkeen syntyneessä luontoa koskevassa oikeuskäsityksessä¹²⁰ ja sitä

¹¹⁴ Ks. Aarnio 1989 s. 289.

¹¹⁵ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 162.

¹¹⁶ Ks. myös Aarnio 1989 s. 301.

¹¹⁷ Tässä suhteessa lainopilliset kannanotot, kuten Aarnio (1989 s. 239) on todennut, pysyvät tai kaatuvat perustelujensa mukana.

¹¹⁸ Ks. Tuori 2000 s. 191.

¹¹⁹ Chaim Perelmanin alunperin kehittelemään auditorioiteoriaan liittyy monia pulmia (ks. tarkemmin Aarnio 1989 s. 278–283). Tässä yhteydessä auditorio-käsitteellä pyritään kuitenkin vain kuvaamaan sitä tosiasiallista tilannetta, joihin jokainen auditorioon kuuluva lainsoveltaja joutuu pohdittua päätöksensä perustelujen oikeudellista kestävyyttä.

¹²⁰ Ks. tarkemmin jakso 1.1.

ruokkivassa systematisoinnissa. Esimerkiksi Aarnion mukaan juristit ymmärtävät ”oikeuden toteutuvan henkilöiden välisissä suhteissa eli lyhyesti henkilösuhteissa. Kun omistan kiinteistön, ei ole kysymys minun ja esineen välisestä suhteesta, vaan minun suhteestani toisiin ihmisiin. Oikeudet ja velvollisuudet ilmenevät henkilösuhteissa ja henkilösuhteina. Tältä kannalta esimerkiksi puhe eläinten ja luonnon oikeuksista on juridiselta kannalta ongelmallista”.¹²¹ Voimassa olevan oikeusjärjestyksen yhteydessä eläinten ja luonnon oikeuksista puhuminen on kuitenkin ongelmallista vain, jos niiden oikeuksien ymmärtämään tarkoitavan automaattisesti biodiversiteetin osien oikeussubjektuutta. Näin pitkälle ei kuitenkaan tarvitse mennä, vaikka filosofisena lähtökohtana olisi biodiversiteetin itseisarvoinen turvaaminen. Oikeuden yleisten oppien tasolla ihmisen luontosuhdetta voidaan tarkastella muullakin tavoin kuin myöntämällä luonnon eri osille oikeussubjektuus, oikeuksineen ja velvollisuuksineen. Biodiversiteetin turvaaminen voidaankin ymmärtää esimerkiksi PerustusL 20.1 §:n mukaisena vastuusuhteena.

PerustusL 20.1 §:n vastuu ympäristöstä asettaa ainakin moraalaisia rajoja sinänsä alemmantasoisessa sääntelyssä sallitulle, mutta mielivaltaiselle, biodiversiteettiä tuhoavalle käyttäytymiselle. Oikeudellisena periaatteena biodiversiteetin lähtökohtainen turvaamisnäkökulma linkittyy siten jäljempänä kuvattavan laillisuusperiaatteen kautta ympäristövastuuseen. Näin ollen kaikki, mikä ei ole perustuslakia alemmantasoisessa säädöksessä kiellettyä, ei voi PerustusL 20.1 § huomioon ottaen olla ilman muuta sallittua biodiversiteetin turmelemisen osalta. Luonnollisesti biodiversiteettioikeudessa on otettava huomioon oikeudellinen traditio: niinpä laillisuusperiaatteeseen liittyvät yksilöitä koskevat oikeusturvanäkökohdat tasapainottavat biodiversiteetin turvaamisperiaatetta¹²².

Joka tapauksessa biodiversiteettioikeuden yleisten oppien kehittäminen on ensiarvoisen tärkeää, jottei luonnon ja sen kirjon turvaaminen jäisi yksittäistapauksellisen päätöksenteon varaan tilanteessa, jossa yksittäistä ympäristöhanketta suosivat periaatteet ja rakenteet johtaisivat liian usein poikkeamiseen järjestelmän kokonaistavoitteen, esimerkiksi juuri turvaamistavoitteen, vaatimasta ratkaisusta¹²³. Yleisten oppien kehittämistavoitteena ei voi olla enempää tai vähempää kuin asianmukainen uusi oikeudenala¹²⁴.

¹²¹ Ks. Aarnio 1994 s. 108.

¹²² Ks. tarkemmin jakso 3.2.3.

¹²³ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 295.

¹²⁴ Ks. tarkemmin jakso 3.3.1.

3.2.3 Tavoitteet ja hallinnon laillisuus

Laillisuusperiaatteen sisältö. Yhteisöoikeudessa laillisuusperiaate (legaliteetti-periaate) tarkoittaa lähtökohtaisesti, että yhteisön toimielimet ovat toimivaltaisia ainoastaan perustamissopimusten perusteella (sopimuksenalaisuus) ja niissä asetettujen tavoitteiden rajoissa (sopimussidonnaisuus)¹²⁵. Tämä yhteisön perustamissopimuksesta ilmenevä periaate voidaan yleistää niin, että EY:n toimielinten ja kansallisten viranomaisten toimivallan on oltava säädännäisessä oikeudessa (lainalaisuus)¹²⁶. Biodiversiteettioikeuden kannalta tällä periaatteella on käytännöllistä merkitystä ainakin kahdessa suhteessa: *yhteisön ympäristötoimenpiteiden asianmukaisen oikeusperustan valinta 1) määrittelee yhteisön kompetenssin asiassa ja siten näiden toimenpiteiden sitovuuden sekä 2) sovellettavan päätöksentekomenettelyn*¹²⁷.

Laillisuusperiaatteeseen liittyy keskeisesti riittävän *oikeusturvan takaaminen ja lainmukaisuuden valvonta*¹²⁸. Eurooppalainen hallinto-oikeus korostaa vallankäytön kontrollia ja oikeusturvaa osana laillisuusperiaatteen toteutumista.¹²⁹ Nämä vaatimukset ilmenevät kansallisten hallintoviranomaisten toimivallan käytön perustaa ja rajoja koskevasta EYTI:n ns. Hoechst -tapauksesta vuodelta 1989:

”...kaikkien jäsenvaltioiden oikeusjärjestyksissä julkisen vallan puuttumisen sekä luonnollisten henkilöiden että oikeushenkilöiden yksityisen toiminnan alaan on perustuttava lakiin ja oltava perusteltavissa laissa säädetyillä syillä. Näissä oikeusjärjestyksissä säädetään näin ollen, vaikkakin yksityiskohditaan toisistaan poikkeavalla tavalla, suojasta sellaisia toimia vastaan, jotka ovat mielivaltaisia tai suhteettomia. Tällaisen suojan vaatimus on näin ollen tunnustettava yhteisön oikeuden yleiseksi periaatteeksi.”¹³⁰

Biodiversiteetin turvaaminen sisältyy asiallisesti useimmiten Rooman sopimuksen 174 artiklan mukaisesti ympäristöpolitiikan tavoitteisiin, joten yhteisön asiaankuuluvat sekundaaritason säädökset päätetään yleensä sopimuksen 175 artiklan 1 kohdan tarkoittamassa 251 artiklan mukaisessa neuvoston ja parlamentin yhteispäätösmenettelyssä¹³¹. Tästä pääsäännöstä on eräitä poikkeuksia.

¹²⁵ Ks. Rooman sopimuksen 5 artiklan 1 kohta, jota täydentää Rooman sopimuksen 7 artiklan 1 kohta: ”Kukin toimielin toimii sille tällä sopimuksella annettujen toimivaltuuksien rajoissa.” Ks. myös Mäenpää 2001 s. 209.

¹²⁶ Ks. Mäenpää 1999 s. 209 ja 2001 s. 208–209. Näin voidaan todeta etenkin, kun otetaan huomioon Euroopan unionin perustamissopimuksen 6 artiklan 1 kohta, jonka nojalla unioni perustuu oikeusvaltion periaatteisiin. Näistä periaatteista keskeisin lienee laillisuusperiaate.

¹²⁷ Ks. Jans 2000 s. 11.

¹²⁸ Ks. Mäenpää 1999 s. 209. Ks. myös tämän tutkimuksen jakso 3.2.3.

¹²⁹ Ks. Mäenpää 2001 s. 209.

¹³⁰ Ks. EYTI:n tuomion (46/87 & 227/88) kohta 19. Ks. myös Mäenpää 2001 s. 210.

¹³¹ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 215–216.

Esimerkiksi geenitekniikka-asioissa oikeusperustana voi myös olla Rooman sopimuksen 95 artikla¹³². Tavanomaisesta poikkeava päätöksentekomenettely voi tulla kyseeseen myös esimerkiksi kaavoitukseen tai maankäyttöön liittyvissä asioissa¹³³.

Laillisuusperiaatteeseen kuuluu myös oikeusnormien hierarkian riittävän selkeä toteuttaminen. Lisäksi *toimielimet ovat itse sidottuja asettamiinsa normeihin* (luottamuksensuoja).¹³⁴ Laillisuusperiaatteella onkin kytkentä ns. tulkintaperiaatteisiin, joista perustavimpia ovat oikeuslähdejärjestystä koskevat opit EY-oikeuden etusijasta sekä sen välittömästä ja välillisestä vaikutuksesta. Tulkintaperiaatteet korostavatkin yhteisöoikeudelle myönteistä tulkintaa ja ohjaavat kukin tavallaan EY-oikeuden soveltamista jäsenvaltioiden hallinnossa.¹³⁵ Tässä merkityksessä esimerkiksi Euroopan unionista tehdyn sopimuksen (SEU) 6 artiklan 1 kohta korostaa biodiversiteettiäkin koskevassa hallintotoiminnassa tärkeitä yhteisiä tulkintaperiaatteita seuraavasti: ”Unioni perustuu jäsenvaltioille yhteisiin vapauden, kansanvallan, ihmisoikeuksien ja perusvapauksien kunnioittamisen sekä oikeusvaltion periaatteisiin”. Näitä periaatteita vakavasti ja jatkuvasti rikkovaan jäsenvaltioon voidaan kohdistaa kyseisen sopimuksen 7 artiklan mukaisia seuraamuksia.¹³⁶

Yhteisöoikeudessa laillisuusperiaatteella on merkitystä myös arvioitaessa yhteisön ja jäsenvaltioiden välistä toimivallanjakoa. Laillisuusperiaate liittyykin toimivallan jakoa ja päätösvallan käyttämistä koskeviin periaatteisiin, kuten 1) subsidiariteetti- eli toissijaisuusperiaatteeseen, 2) yhteistyö- ja lojaliteetti-periaatteeseen, 3) tiiviimmän yhteistyön joidenkin jäsenvaltioiden välillä mahdollistavaan joustavuusperiaatteeseen, 4) erikseen määritellyn toimivallan periaatteeseen sekä 5) oletetun toimivallan periaatteeseen.¹³⁷

Tässä yhteydessä periaatteiden tarkastelu¹³⁸ rajataan *toissijaisuusperiaatteeseen*¹³⁹. Kyseisen periaatteen pohjalta ratkaistaan, säännelläkö esimerkiksi biodiversiteettiä koskevia asioita EY:n vai jäsenvaltion tasolla. Toissijaisuusperiaate sisältää *negatiivisen* (jäsenvaltiot eivät voi riittävällä tavalla) ja *positiivisen kriteerin* (voidaan toteuttaa paremmin yhteisön tasolla), joiden on toteuduttava *samanai-*

¹³² Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 217 ja erityisesti GMO-direktiivin johdanto.

¹³³ Ks. Rooman sopimuksen 175 artiklan 2 kohta.

¹³⁴ Ks. Mäenpää 1999 s. 210.

¹³⁵ Ks. tulkintavaikutuksesta päätöksenteossa jakso 5.4.1.

¹³⁶ Ks. myös Mäenpää 1999 s. 196.

¹³⁷ Ks. Rooman sopimuksen 5 artiklan 1 ja 2 kohdat, 10 artikla ja 308 artikla, Maastrichtin sopimuksen 43 artikla ja myös Mäenpää 1999 s. 197.

¹³⁸ Ks. toimivaltakysymyksistä jakso 5.4.2.

¹³⁹ Toissijaisuusperiaatteen mukaisesti niillä alueilla, jotka eivät kuulu yhteisön yksinomaiseen toimivaltaan ”yhteisö toimii vain siinä tapauksessa ja siinä laajuudessa kuin jäsenvaltiot eivät voi riittävällä tavalla toteuttaa suunnitellun toiminnan tavoitteita, jotka suunnitellun toiminnan laajuuden tai vaikutusten takia voidaan tämän vuoksi toteuttaa paremmin yhteisön tasolla”. Ks. Rooman sopimuksen 5 artiklan 2 kohta.

*kaisesti*¹⁴⁰. Kriteereitä harkittaessa on huomiota kiinnitettävä aiotun sääntelyn kokonaistavoitteisiin, esimerkiksi juuri biodiversiteetin turvaamistavoitteisiin.

Amsterdamin sopimukseen liitetystä pöytäkirjassa korostettiin toissijaisuusperiaatteen negatiivisen ja positiivisen kriteerin yhtäaikaista täyttymistä kolmen suuntaviivan avulla: 1) toimilla on useisiin jäsenvaltioihin vaikuttavia näkökohtia, joita ei voida tyydyttävästi säännellä jäsenvaltioissa; 2) toimet ovat tarpeen, koska jäsenvaltion toimet yksinään tai yhteisön toimien puuttuessa johtaisivat perustamissopimuksen vastaiseen tilanteeseen, kuten kilpailun vääristymiseen, kaupanesteisiin tai heikentäisivät taloudellista ja sosiaalista yhteenkuuluvuutta (yhdentymistä), tai vahingoittaisivat muutoin merkittävästi jäsenvaltioiden etuja; 3) yhteisötasolla toteutettu toiminta tuottaa selviä etuja laajuuden tai vaikutusten osalta verrattuna kansallisen tason toimiin¹⁴¹. Tämä pöytäkirja on unionin toimielimiä sitova, joten toissijaisuusperiaate muodostaa jäsenvaltiolle itsenäisen valitusperusteen¹⁴². EY:n asetusten ja direktiivien säätämisen tarve ja asianmukaisuus voidaankin toissijaisuusperiaatteen toteutumisen näkökulmasta saattaa EYTI:n tutkittavaksi.¹⁴³ Käytännössä erityisesti em. pöytäkirjan 5 kohdan 1 ja 3 suuntaviivat koskevat biodiversiteetin turvaamista, sillä biodiversiteettiä ja siihen kohdistuvia haittoja ei voida välttämättä rajata kansallisvaltioiden rajojen mukaisesti. Esimerkiksi sekä lintudirektiiviä että luontodirektiiviä on perusteltu tarpeella ryhtyä jäsenvaltioiden rajat ylittäviin yhteisötason toimenpiteisiin. Toisaalta esimerkiksi lintudirektiivin asianmukaista implementointia on pidetty tärkeänä, koska linnut yhteisenä perintönä on uskottu jäsenvaltioiden hoitoon kunkin jäsenvaltion itsemääräämisoikeuteen kuuluvilla alueilla.¹⁴⁴

Suomessa laillisuusperiaate (oikeusvaltioperiaate) ilmenee PerustusL 2.3 §:ssä julkisen vallan lainalaisuuden ja lakisidonnaisuuden vaatimuksena. PerustusL 2.3 §:n ensimmäisen virkkeen ns. lainalaisuuden vaatimuksen perusteella julkisen vallan käytössä, siis valtion, kuntien ja muiden viranomaistehtäviä hoitavien toimielinten päätöksenteossa, toimivallan on perustuttava viime kädessä eduskunnan säätämään lakiin. Esimerkiksi viranomaisilla ei siten voi olla sellaista julkisen vallan käyttämistä tarkoittavaa toimivaltaa, jolla ei ole nimenomaista tukea oikeusjärjestyksessä.¹⁴⁵ Biodiversiteetin turvaamisen kannalta merkittävässä asioissa julkista valtaa käyttävät lakiin perustuen usein myös

¹⁴⁰ Ks. Jans 2000 s. 12.

¹⁴¹ Ks. pöytäkirjan toissijaisuus- ja suhteellisuusperiaatteiden soveltamisesta 5 kohta ja Jans 2000 s. 12–14.

¹⁴² Ks. pöytäkirjan toissijaisuus- ja suhteellisuusperiaatteiden soveltamisesta johdanto ja 1–3 kohdat.

¹⁴³ Ks. Mäenpää 1999 s. 249.

¹⁴⁴ Ks. lintu- ja luontodirektiivien johdannot sekä esimerkiksi EYTI:n tapauksen (247/85) 6 ja 9 kohdat.

¹⁴⁵ Ks. HE:n (1/1998) PerustusL 2.3 §:ää koskevat yksityiskohtaiset perustelut. Ks. myös PerustusL 119.2 § ja 121.2 § sekä Mäenpää 2000 s. 57 ja Saraviita 2000 s. 73–74.

muut tahot kuin viranomaiset; esimerkiksi kalastuskunnat, metsäkeskukset ja riistanhoitopiirit¹⁴⁶.

Lakisidonnaisuuden vaatimuksen perusteella kaikessa julkisessa toiminnassa on noudatettava tarkoin lakia. PerustusL 2.3 §:n toisessa virkkeessä lailla tarkoitetaan koko oikeusjärjestystä. Kaikessa julkisessa toiminnassa on siis tarkoin noudatettava sääntöjä (oikeusnormeja), joista oikeusjärjestys koostuu¹⁴⁷. Biodiversiteetin turvaamisen tavoitteita on kirjattu eri muodoissa oikeusjärjestykseen ja ne ovat siltä osin hallinnon lakisidonnaisuusvaatimuksen piirissä¹⁴⁸.

Uudella PerustusL:lla kumottiin sisällöltään vastaava HM 92.1 §¹⁴⁹. Oikeuskirjallisuudessa jo HM 92.1 §:ssä tarkoitettu laki ymmärrettiin muodollisiksi laeiksi (eduskunnan säätämät lait), muiksi säädöksiksi taikka oikeusnormeiksi tai oikeusjärjestykseksi¹⁵⁰.

Biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta on tärkeää, että oikeusjärjestys pitää sisällään asianmukaiset turvaamismekanismit. Nämä mekanismit on kytkettävä oikeusjärjestykseen niin, että lainalaisuuden ja lakisidonnaisuuden vaatimukset täyttyvät niitä käytettäessä. Esimerkiksi biodiversiteetin turvaamisinstrumentteja käyttävän viranomaisen toimivallan on perustuttava viime kädessä lakiin, ja instrumentin käytön perusteet (käynnistymiskynnys, menettely, päätöksenteko ja turvaamisen varmistamiskeinot) on kirjattava asianmukaisesti oikeusnormeihin¹⁵¹.

3.2.4 Tavoitteet ja oikeusturvanäkökohdat

Biodiversiteetin turvaamistavoitteet eivät lähtökohtaisesti ole ristiriidassa PerustusL 21 §:n osallistumista, oikeudenmukaista oikeudenkäyntiä ja hallintoa koskevien oikeusturvanäkökohtien kanssa. Kysehän on asiaa yksinkertaistaen kahdesta erilaisesta turvaamissuhteesta: 1) yksilö – valtio ja 2) yksilö tai valtio – luonto. Pikemminkin biodiversiteetin turvaaminen saattaa edellyttää osallisten ja asianosaisten piirin laajentamista¹⁵². Joitakin ristipaineita turvaamistavoitteista saattaa kuitenkin aiheutua kansalaisten eräiden materiaalistien oikeus-

¹⁴⁶ Ks. KalastusL 48 ja 64 §, L metsäkeskuksista 1.2, 2 ja 8 §, MetsäL 5 luku ja MetsästysL 10, 26, 38, 56, 60 ja 89 §. Ks. myös KHO 2.11.2001 T. 2718.

¹⁴⁷ Ks. Mäenpää 2000 s. 57. Ks. myös Saraviita 2000 s. 73–74.

¹⁴⁸ Ks. myös edellä jaksot 3.1.2 ja 3.2.1.

¹⁴⁹ Ks. HE:n (1/1998) PerustusL 2.3 §:ää koskevat yksityiskohtaiset perustelut: ”3 momentin jälkimmäinen virke vastaisi asiallisesti nykyisen hallitusmuodon 92 §:n 1 momenttia, jonka mukaan kaikessa virkatoiminnassa on laillisen seuraamuksen uhalla tarkoin lakia noudatettava. Säännöksen kieliasua on kuitenkin nykyaikaistettu”.

¹⁵⁰ Ks. Tähti 1995 s. 280 ja 300.

¹⁵¹ Ks. instrumenteista jakso 4.3.3.

¹⁵² Ks. tarkemmin jakso 5.3.2.

turvanäkökohtien kanssa. Näihin palataan tarpeen mukaan eri vaiheissa tätä tutkimusta, joten tässä jaksossa mainitsen lähinnä yhdenvertaisuusperiaatteen esimerkkinä ristipaineista¹⁵³. PerustusL 6.1 §:n mukaisesti ”ihmiset ovat yhdenvertaisia lain edessä”¹⁵⁴.

Biodiversiteetin turvaamisessa on syytä huomata, että yhdenvertaisuusperiaate liittyy oikeudentuntoon, ja sillä on siitäkin syystä vahva heuristinen asema. Käytännötilanteissa päätöksentekijöiltä – puhumattakaan asianosaisista – saattavat tapausten samankaltaisuutta vertailtaessa jäädä ottamatta huomioon tapausten keskinäiset, merkitykselliset ympäristölliset ja muut erot sekä sovellettavan normiston kokonaistavoite, kuten biodiversiteetin turvaamisen tavoite.¹⁵⁵ *Yhdenvertaisuusperiaatteesta mahdollisesti biodiversiteetin turvaamisen kanssa aiheutuvat ristiriidat eivät kuitenkaan ole ylitsepääsemättömiä*¹⁵⁶.

Biodiversiteetin turvaamistavoite voi toimia myös yksityisen kansalaisen oikeusturvanäkökohtia edistävästi. Esimerkiksi matkailuyrittäjälle alueen biodiversiteetin turvaaminen voi erityisen tärkeää elinkeinon jatkuvuuden kannalta. Toisaalta kolmansien oikeusturvanäkökohtien huomioon ottaminen tukee biodiversiteetin turvaamista. Esimerkiksi suurpetojen asianmukaisen suojelun tulisi sisältää riittävät petovahinkokorvaukset yksityiselle kansalaiselle. Jos biodiversiteettiä edistetään yleisenä etuna, usein parhaaseen tulokseen pääs-

¹⁵³ Ks. myös jakso 4.2.3.

¹⁵⁴ Yhdenvertaisuusperiaatteen sisältö oli jo vakiintunut HM:ssa. HE:n (1/1998) PerustusL 6 §:ää koskevissa yksityiskohtaisissa perusteluissa viitataan HE:een (309/1993), jonka HM 5 §:ää koskevien perusteluiden mukaan: ”Säännös ilmaisee yhdenvertaisuutta ja tasa-arvoa koskevan pääperiaatteen. Yleiseen yhdenvertaisuussäännökseen sisältyy mielivallan kieltö ja vaatimus samanlaisesta kohtelusta samanlaisissa tapauksissa. Perinteisesti yhdenvertaisuus lain edessä on merkinnyt ensi sijassa vaatimusta yhdenvertaisuudesta lain soveltamisessa. Säännös sisältää periaatteen, jonka mukaan viranomaisen tulee soveltaa lakia tekemättä muita eroja kuin laista ilmenee. Lainsoveltajaan kohdistuvana yhdenvertaisuusperiaate on tuomioistuinten ja muiden viranomaisten harkintavallan rajoitusperiaate.

Yhdenvertaisuussäännös kohdistuu myös lainsäätäjään. Tämä on näkynyt erityisesti 1970-luvulta alkaen myös eduskunnan perustuslakivaliokunnan käytännössä. Valiokunnan tulkintojen mukaan laki voi olla ristiriidassa nykyisen hallitusmuodon 5 §:n kanssa, jos se ilman yleisesti hyväksyttävää perustetta, siis mielivaltaisesti, asettaa kansalaisia tai kansalaisryhmiä toisia edullisempaan tai epäedullisempaan asemaan. Yhdenvertaisuussäännös ei kuitenkaan edellytä kaikkien kansalaisten kaikissa suhteissa samanlaista kohtelua, elleivät asiaan vaikuttavat olosuhteet ole samanlaisia (esim. PeVL 1/1986 vp, PeVL 2/1987 vp, PeVL 3/1988 vp). Yhdenvertaisuusnäkökohdilla on merkitystä sekä myönnettäessä lailla etuja ja oikeuksia kansalaisille että asetettaessa heille velvollisuuksia (esim. PeVL 9 ja 10/1985 vp). Toisaalta lainsäädännölle on ominaista, että se kohtelee tietyn hyväksyttävän yhteiskunnallisen intressin vuoksi ihmisiä eri tavoin edistääkseen muun muassa tosiasiallista tasa-arvoa. Perustuslakivaliokunta on viimeaikaisessa käytännössään nimenomaisesti korostanut, ettei hallitusmuodon 5 §:stä voi johtua tiukkoja rajoja lainsäätäjän harkinnalle pyrittäessä kulloisenkin yhteiskuntakehityksen vaatimaan sääntelyyn (PeVL 12/1990 vp, PeVL 3/1991 vp).”

¹⁵⁵ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 220. Ks. yhdenvertaisuuden funktiosta päätösheuristiikkaa eli säännösten korrektaa soveltamista hallitsevana periaatteena Laakso 1990 s. 210.

¹⁵⁶ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 288 ja myös jakso 4.2.3.

tään, kun varmistetaan, ettei suojelusta aiheudu yksityiselle taholle kohtuuttomia vahinkoja tai kustannuksia.

Biodiversiteetin turvaaminen voi olla siis sekä samansuuntainen että ristiriitainen intressi yksilön oikeusturvaodotusten kanssa. Tämä liittyy luonnollisesti siihen, että ympäristöön liittyvä päätöksenteko koskee tyypillisesti monitahoista intressi- ja oikeusturvaverkostoa. Kyse onkin pitkälti siitä, kenen oikeusturvaodotusta suojataan. Oikeusturvaodotuksen keskeinen elementti on päätöksenteon ennustettavuus. Ennalta laskettavuutta ei tule arvioida vain hallintoasian vireille panijan (esimerkiksi luvan hakijan) oikeusaseman, vaan myös kolmansien (esimerkiksi luvanvaraisen toimenpiteen vaikutusten kohteena olevien henkilöiden) oikeusaseman turvaamisen kannalta. Muodollisen oikeusvarmuuden rinnalla on ylläpidettävä vaatimusta päätöksenteon aineellisesta hyväksytävyydestä vallitsevassa tilanteessa.¹⁵⁷

3.3 TURVAAMISTAVOITTEISTA YLEISIIN OPPEIHIN

3.3.1 Uusi oikeudenala?

Biodiversiteettioikeus osana oikeusjärjestystä. *Biodiversiteettioikeuden systematisointi edellyttää sen tavoitteiden peilaamista koko oikeusjärjestykseen.* Kyseiset tavoitteet auttavat tunnistamaan biodiversiteettioikeuden paikan ja ulottuvuudet oikeusjärjestyksessä. Biodiversiteetin turvaamistavoitteiden avulla voidaan rakentaa myös oikeusjärjestyksen sisälle nykyistä täsmentyneempi biodiversiteettioikeudellinen järjestelmä. Biodiversiteettiä koskevia ihmisten elämänalueita voidaan ohjata oikeusnormein, jotka voidaan järjestää järkiperaisesti, systematisoimalla. Biodiversiteetin turvaamiseen kuuluvat asiat voidaan pyrkiä kokoamaan saman nimikkeen alle ja erottamaan selvin perustein muista asioista. Tällöin yhteenkuuluvat asiat liitetään toisiinsa erilaisin sisäisin sidoksin, kuten muotoavin säännöin.¹⁵⁸ Biodiversiteettioikeuden tavoitteet ja systeemi ovat siis eräänlaisessa vuorovaikutussuhteessa koko oikeusjärjestyksen kanssa.

Biodiversiteettioikeuteen sisältyy biologiseen monimuotoisuuteen olennaisesti vaikuttavan ihmisen toiminnan sääntely, jonka puolestaan pääosin kattaa ympäristöoikeus. Ympäristöoikeus on jaoteltavissa toiminnallisesti, jolloin havaitaan, että ympäristöoikeudella yhtäältä ohjataan ympäristön käyttöä, toisaalta edistetään ympäristön suojelua. Kaikki ympäristön tilaan vaikuttavaa toimintaa ja käyttäytymistä olennaisesti ohjaava sääntely on luettavissa ympäristöoi-

¹⁵⁷ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 287. Ks. esimerkiksi lupajärjestelmien suhdeverkostosta Vihervuori 1998a s. 239–242.

¹⁵⁸ Ks. myös Aarnio 1978 s. 75–76.

keuden alaan. Uusimmassa systematisoinnissa ympäristöoikeuden juurten katsotaan olevan maa- ja vesioikeudessa ja siihen katsotaan kuuluvan yleisten oppien ohella ympäristönkäytön suunnittelun, kiinteistöoikeuden, luonnon- ja kulttuurin suojelun, luonnonvarojen hyödyntämisen, ympäristönkäytön tai muuttamisen sääntelyn, ympäristönsuojelun ja biodiversiteettioikeuden.¹⁵⁹ Näin ymmärrettynä biodiversiteettioikeus olisi lähinnä näkökulma tai painotus ympäristöoikeuteen, johon kuuluvia säännöksiä voidaan tutkia biologisen monimuotoisuuden suojelun, heikentämisen ehkäisyn ja sen osien kestävän käytön näkökulmista. Sama asia voidaan ilmaista seuraavasti: ”Biodiversiteetti – oikeudelliseksi näkökulmaksi ja tarkastelupisteeksi ymmärrettynä – haastaa arvioimaan ympäristöoikeuden yleisiä oppeja suhteessa muiden oikeuden alojen yleisiin oppeihin ja ottamaan ympäristöoikeudellisen käsitteistön ja systematiikan kriittisesti tarkasteltavaksi ympäristöoikeuden sisäisestä näkökulmasta.”¹⁶⁰ Tämän analyysin lopputuloksena *biodiversiteettioikeus voi sulautua ympäristöoikeuden osaksi tai irtautua siitä, mutta ainakin vielä on monia avoimia haasteita, jotka eriyttävät biodiversiteettioikeutta yleisestä ympäristöoikeudesta.*

Biodiversiteetin turvaamistavoitteet eivät välttämättä toteudu kokonaisvaltaisesti ympäristöoikeuden järjestelmässä. Esimerkiksi ympäristöoikeuden systeemissä sektorijako luonnonsuojeluun, luonnonvarojen käyttöön ja ympäristönsuojeluun ei tue biodiversiteetin kokonaisvaltaista huomioon ottamista¹⁶¹. Luonnonsuojeluoikeudessa keskitytään nimensä mukaisesti lajien, luontotyyppien ja ekosysteemien eli biodiversiteetin osien suojeluun lähinnä perinteisin keinoin, kuten perustamalla suojelualueita¹⁶². Luonnonvarojen käyttöä tai hyödyntämistä koskeva ympäristöoikeuden alue sääntelee esimerkiksi metsästystä, kalastusta ja maa-ainesten ottamista, vaikka yhteys suojeluun uusimmissa yleisissä opeissa tunnustetaankin¹⁶³. Ympäristönsuojeluoikeus puolestaan keskittyy pilaamisen torjuntaan, esimerkiksi erilaisten laitosten päästöjen rajoittamiseen ympäristöluvin¹⁶⁴. Käytännössä biodiversiteetin turvaaminen ei voi rajoitua näille yksittäisille sektoreille, sillä esimerkiksi pilaavien aineiden päästöt voivat heikentää biologista monimuotoisuutta (lajeja, ekosysteemejä yms.), vaikka nämä luonnon osat olisivat täysin suojeltuja tai muutoin suljettu pois käytöstä. Biodiversiteetin turvaamistavoitteen saavuttamiseksi tarvitaankin todennäköisesti hienovaraisempaa sääntelyä ja uutta systematiikkaa, joka voi kattaa osia sekä luonnonsuojelusta ja luonnonvarojen käytöstä että ympäristön pilaamisen torjunnasta. Tässä mielessä on lähdeittävä erilaisten luontoon ja

¹⁵⁹ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 56–57.

¹⁶⁰ Ks. Määttä 2001a s. 319.

¹⁶¹ Ks. myös Kuusiniemi 1996 s. 1014–1015 ja Määttä 2001 a s. 318.

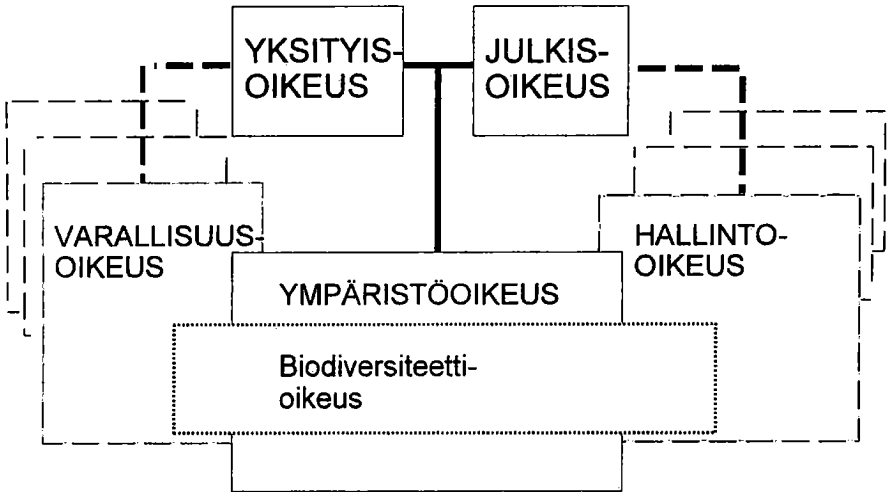
¹⁶² Ks. tarkemmin Kuusiniemi ym. 2001 s. 56 ja 991–1072.

¹⁶³ Ks. tarkemmin Kuusiniemi ym. 2001 s. 57 ja 541–717.

¹⁶⁴ Ks. tarkemmin Kuusiniemi ym. 2001 s. 57 ja 1109–1380.

biodiversiteettiin kohdistuvien vaikutusten kokonaisuudesta ja muodostettava systematiikka siltä pohjalta¹⁶⁵.

Biodiversiteettioikeus ei rajoitu perinteisen ympäristöoikeuden alaan, vaan se heijastuu eri tavoin muille oikeudenoille, kuten varallisuus-oikeuteen (biologisen monimuotoisuuden suojelun rajoittaessa omaisuuden käyttöä) tai hallinto-oikeuteen (hallinnollisten päätösten ohjatesa biologisten luonnonvarojen käyttöä). Biodiversiteettiä koskevat asiat sivuavat myös esimerkiksi ympäristörikos- ja vahingonkorvausoikeutta.¹⁶⁶



Kuvio 3: Biodiversiteettioikeus perinteisen systematisoinnin osana.

Biodiversiteetin samaankin osaan liittyvät säännökset ovat saattaneet pirstoutua nykyisessä systematiikassa eri puolille oikeusjärjestystä. Esimerkiksi bioteknologiaa koskevat säännökset ovat hajallaan sekä yksityis- että julkis-oikeuden puolella, vaikka näiden säännösten voidaan katsoa kytkeytyvän biodiversiteettioikeuden ytimeen¹⁶⁷. Sikäli kun pirstoutuminen on merkittävää, siihen voitaisiin periaatteessa vaikuttaa puitelaein¹⁶⁸. Ympäristövalio-

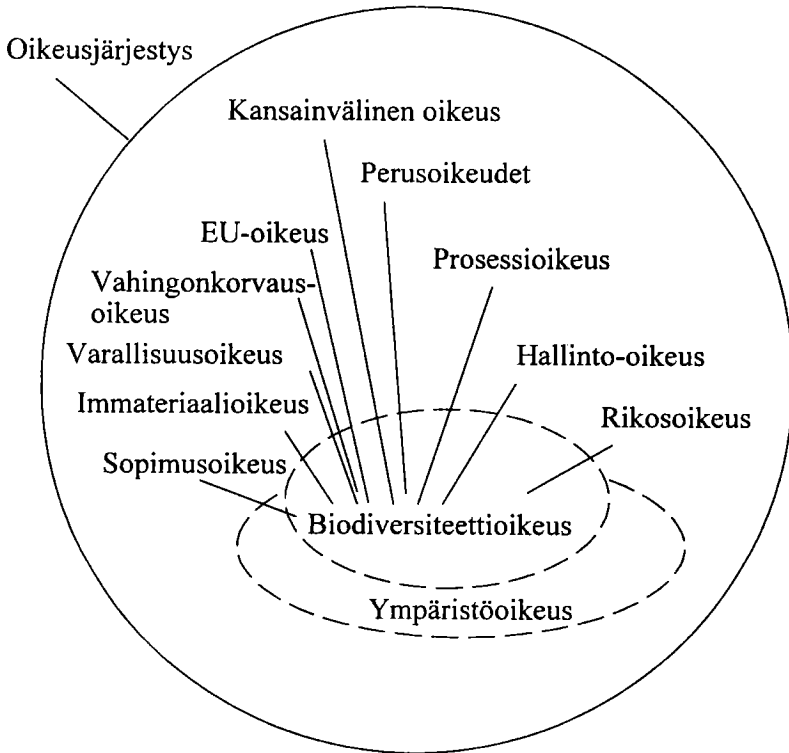
¹⁶⁵ Ks. Kuusiniemi 1996 s. 1015.

¹⁶⁶ Myös ympäristöoikeus ulottuu muille oikeuden aloille (ks. esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 54–55). Tässä yhteydessä on kuitenkin haluttu korostaa biodiversiteettioikeuden turvaamisnäkökulmaa ja siitä aiheutuvia eroja. Jäljempänä kuvattavat turvaamissuhteen muodolliset piirteet jäsentävätkin biodiversiteettioikeuden suhteen esimerkiksi hallinto-oikeuteen toisin kuin ympäristöoikeudessa on tavattu tehdä. Biodiversiteettioikeus ei vain käytä hallinnollisia ohjauskeinoja luonnon turvaamisessa, vaan myös muokkaa niitä turvaamissuhteen paremmin huomioon ottavaksi.

¹⁶⁷ Ks. Hollo 1998 a s. 744–745 ja 755. Ks. myös Rion sopimuksen 19 artiklan 3 kohta.

¹⁶⁸ Ruotsin ympäristökaaren (MB) 1:1:n säännös tulkita kyseistä lakia biodiversiteettiä turvaten on tässä suhteessa mielenkiintoinen ratkaisu.

kunta ehdotti Rion sopimuksen eduskuntakäsittelyn yhteydessä puitelain säätämistä tai vastaavasti erityislainsäädännön uudistamista¹⁶⁹. Näyttäisi siltä, että jälkimmäinen tie on sittemmin valittu Rion sopimuksen tavoitteiden toteuttamiseksi.



Kuvio 4: Biodiversiteettioikeuden läpäisevyys.

Biodiversiteetin tehokas turvaaminen edellyttää monimuotoisuusintressin huomioinnin ottamista läpäisyperiaatteen hengessä kaikessa ympäristönkäytössä koskevassa päätöksenteossa¹⁷⁰, sillä biodiversiteetti voi käytännössä olla hyvinkin

¹⁶⁹ Ks. YmVL 6/1994 s. 9 ja jakso 3.1.3.

¹⁷⁰ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 292. Rooman sopimuksen 6 artiklassa on ilmaistu yleinen yhteisöoikeudellinen ympäristönsuojelun läpäisyperiaate: ”Ympäristönsuojelua koskevat vaatimukset on sisällytettävä 3 artiklassa tarkoitetun yhteisön politiikan ja toiminnan määrittelyyn ja toteuttamiseen, erityisesti kestävän kehityksen edistämiseksi.” Biodiversiteetin turvaaminen osana muita ympäristön suojelun vaatimuksia voi periaatteessa sisältyä myös yhteisöoikeudelliseen läpäisyperiaatteeseen. Tässä yhteydessä kuitenkin tarkoitetaan Rion sopimukseen pohjautuvaa biodiversiteetin turvaamista erityisesti edistävää läpäisyperiaatetta.

monentasoisen oikeudellisen suojan tai oikeuksien kohteena¹⁷¹. Tällöin ei luonnollisestikaan voida rajata monimuotoisuustarkastelua vain ympäristöoikeuden piiriin kuuluviin asioihin, vaan biodiversiteetin turvaamisnäkökulman on ulottuttava läpäisevästi muillekin oikeudenaloille¹⁷². Tästä voidaan mainita lukuisia esimerkkejä:

- 1) biodiversiteettioikeuden kytkentä kansainväliseen oikeuteen ja EU-oikeuteen käy ilmi jo sen tavoitteista ja siihen liittyvistä turvaamisperiaatteista¹⁷³;
- 2) biologisten luonnonvarojen käyttö linkittyy varallisuus-oikeuteen maanomistajan oikeusaseman kautta¹⁷⁴;
- 3) erityisesti geneettisten luonnonvarojen kautta immateriaalioikeuksilla on liittymäkohtansa biodiversiteettiin¹⁷⁵;
- 4) biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta rakentuu eräitä mielenkiintoisia yhteyksiä vahingonkorvausoikeuteen¹⁷⁶;
- 5) biodiversiteettiä ennakkoon turvaavissa päätöksissä sovelletaan myös hallinto-oikeuden periaatteita¹⁷⁷;
- 6) biodiversiteettiä voidaan turvata suojeluohjelman kohteen lunastamisen sijasta hallintosopimuksin, joita solmittaessa liikutaan yksityisoikeuden ja julkisoikeuden rajamaastossa¹⁷⁸;
- 7) perusoikeuksien välinen punninta linkittyy biodiversiteetin turvaamiseen, sillä PerustusL 20.1 § korostaa jokaisen vastuuta luonnosta ja sen monimuotoisuudesta¹⁷⁹;
- 8) prosessioikeus, erityisesti hallintoprosessi, korostuu sekä biodiversiteetin turvaamiseen liittyvää osallisuutta että valitusoikeuksia tutkittaessa¹⁸⁰; sekä
- 9) rikosoikeus asettaa – ainakin periaatteessa – viimeisen raja-aitansa biodiversiteettiäkin turvaavan ympäristövastuun toteutumiseksi¹⁸¹. Biodiversiteettiä turvaava näkökulma linkittääkin totutusta poikkeavalla tavalla eri oikeudenaloja toisiinsa. Tässä turvaamistarkoituksessa voidaan puhua eri oikeudenalojen rajojen häilyvyydestä, ellei rajattomuudesta, oikeusjärjestyksen sisällä.

¹⁷¹ Ks. Määttä 2001a s. 360.

¹⁷² Ks. myös HE:n (79/1996) jakso 3.2.

¹⁷³ Ks. esimerkiksi Johnston 1996 s. 51–69, Churchill 1996 s. 71–89, Birnie 1996 s. 211–234 ja myös jaksot 3.1.2 ja 4.2.2.

¹⁷⁴ Ks. esimerkiksi Pöyhönen 2000 s. 34–37 ja 63 sekä Määttä 1999 s. 180–181.

¹⁷⁵ Ks. esimerkiksi Dufield 2000 s. 33–41, Rosendahl 1999 s. 40–47 ja Hollo 1998 a s. 756.

¹⁷⁶ Ks. esimerkiksi ympäristövastuudirektiiviehdotuksen 3 artikla.

¹⁷⁷ Ks. esimerkiksi LSL 48.2, 49.3 ja 49.4 § sekä MetsästysL 10 §. Ks. myös Mäenpää 1989 s. 59.

¹⁷⁸ Ks. esimerkiksi LSL 50.2 § ja sitä koskevat HE:n (79/1996) yksityiskohtaiset perustelut sekä Mäenpää 1989 s. 90 ja 94.

¹⁷⁹ Ks. esimerkiksi Länsineva 2002 s. 138 ja Kuusiniemi 1998 s. 87.

¹⁸⁰ Ks. esimerkiksi Nordh 1999 s. 375–376.

¹⁸¹ Ks. esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 1425–1427. Ks. myös Kokko 2001 s. 17.

Aikadimensiot. Biologisen monimuotoisuuden turvaaminen edellyttää *pitkäkestoisten ekologisten prosessien* huomioon ottamista. Biologinen monimuotoisuus koostuu muun muassa ekosysteemeistä, jotka ovat vain näennäisesti stabiileja tietyssä ajassa¹⁸². Ekosysteemien ja ekologisten prosessien tarkastelu vain tiettyinä hetkenä antaa yhtä vääristyneen kuvan kuin kaksiulotteinen piirros kolmiulotteisesta maailmasta. Luonnon kirjon ja osien huomioon ottaminen ei voi pysähtyä vain nykyisin olemassa olevan biodiversiteetin häviämiseen, vaan myös nykyhetken ihmisten toimien vuoksi todennäköisesti peruuttamattomasti menetettävälle tuleville eliösukupolville olisi mahdollisuuksien mukaan annettava itseisarvoista tai vähintäänkin tulevien ihmiskukupolvien intressit huomioon ottavaa merkitystä¹⁸³. Toisaalta ongelmana on erilaisten toimenpiteiden ympäristövaikutusten kumuloituvuus ja epälineaarisuus¹⁸⁴. Epävarmaa ja kaoottista tulevaisuutta luonnonympäristössä pitäisi kyetä jollakin tavoin hallitsemaan oikeuden lineaarisin keinoin¹⁸⁵. Ympäristön todellisuus ja luonnonlait haastavat voimassa olevan oikeusjärjestyksen ympäristöä koskevat paradigmat¹⁸⁶.

Käytännössä arvioidaan kuitenkin usein vain tietyssä hetkessä elävien eliöiden arvoa. Näin on tapahtunut esimerkiksi Vuotoksen allasta koskevassa 29.2.2000 annetussa Pohjois-Suomen vesioikeuden päätöksessä (nro 12/00/1): ”Asiantuntija Pekka Räänän lausunnossa on Vuotosalueella pesivän linnuston arvo laskettu rauhoitettujen eläinten ja kasvien ohjeellisiksi arvoiksi tehdyn esityksen (Ympäristöministeriö 1994) perusteella. Riistalintujen arvona on käytetty maa- ja metsätalousministeriön vahvistamaa päätöstä elä-

¹⁸² Luonnossa kaikki ekosysteemit ovat yhteydessä toisiinsa yhteisen ilmakehän kautta, joten ekosysteemien erottaminen toisistaan täysin riippumattomiksi yksiköiksi on tosiasiasa mahdollonta. Vaikka esimerkiksi ekosysteemien hoidossa ja suojelussa pyritään säilyttämään tiettyjen ekosysteemien lajikoostumus, rakenne ja toiminta, tarkoituksena ei ole museoida luontoa, vaan osana hoitoa korostetaan ekosysteemien luontaista vaihtelua ja luonnon omien häiriöiden merkitystä. Myös ihmisen vaikutus otetaan huomioon ekosysteemien hoidossa. (Ks. Hanski ym. 1998 s. 429–431.)

¹⁸³ Ks. Attfield (1999 s. 68–70), joka on pohtinut asiaa myös menetettävien eliösukupolvien itseisarvon kannalta ja päätyy ehdottamaan (näin tulkitseen), että olemme tilanhoitajina ja luottomiehinä vastuussa kaikille moraalisisille toimijoille (nykyisille ja tuleville ihmiskukupolville) ja että vastuuseen kuuluu ihmisten ja muiden luomakunnan (nykyisten ja tulevien) jäsenten itseisarvon vaaliminen ja varjeleminen. Tämä ajatus merkitsisi tosiasiasa, että biodiversiteetin turvaamista tarkasteltaisiin paitsi horisontaalisessa myös vertikaalisessa aikadimensiossa suhteessa luomakunnan muihin jäseniin (eliöihin) nähden. Tällöin periaatteessa vertikaalinen tarkastelutapa voitaisiin kiinnittää paitsi ihmis- myös eliösukupolviin. Tässä tutkimuksessa vertikaalinen tarkastelutapa ymmärretään kuitenkin jäljempänä kuvattavain tavoin ihmiskukupolvet ylittävänä aikadimensiona (ks. myös Westerlund 1997 a s. 37).

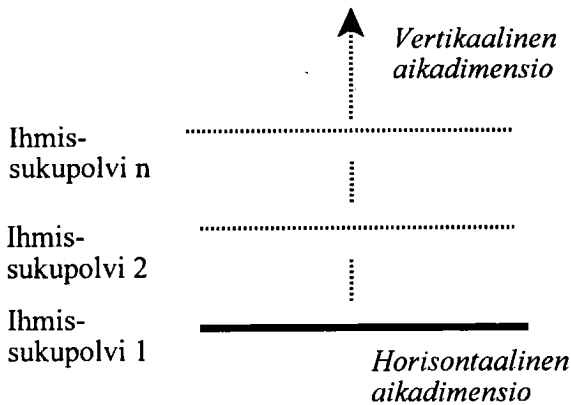
¹⁸⁴ Ks. myös Christensen 1998 s. 158.

¹⁸⁵ Ks. myös Westerlund 1998 s. 25–28 ja Kuusiniemi 2001 s. 294–295.

¹⁸⁶ Ks. myös Westerlund 1997 a s. 161–163.

vän riistan ohjeellisiksi arvoiksi. Räninä on arvioinut alueen linnuston ohjeelliseksi arvoksi 35 milj. mk¹⁸⁷.

Biodiversiteetin turvaamisessa tarkastelutavan tulisi osana ekologisesti kestävä kehitystä ulottua pitkälle, ihmiskupolvet ylittävälle ajanjaksolle. Kestävään kehitykseen sisältyy sekä sukupolvien sisäinen että niiden välinen oikeudenmukaisuuden elementti¹⁸⁸. Kun tarkastelemme tarkemmin näitä elementtejä¹⁸⁹, havaitsemme kestävä kehityksen sisältävän sekä *horisontaalisen että vertikaalisen aikadimension*, joista molemmat ovat keskeisiä myös biodiversiteettioikeudelle ja sen tavoitteenasettelulle. Horisontaalinen aikadimensio on ihmisten välillä, jotka elävät kulloisenakin hetkenä (sukupolvien sisällä), ja vertikaalinen aikadimensio eri sukupolvien välillä¹⁹⁰.



Kuvio 5: Vertikaaliset ja horisontaaliset aikadimensiot.

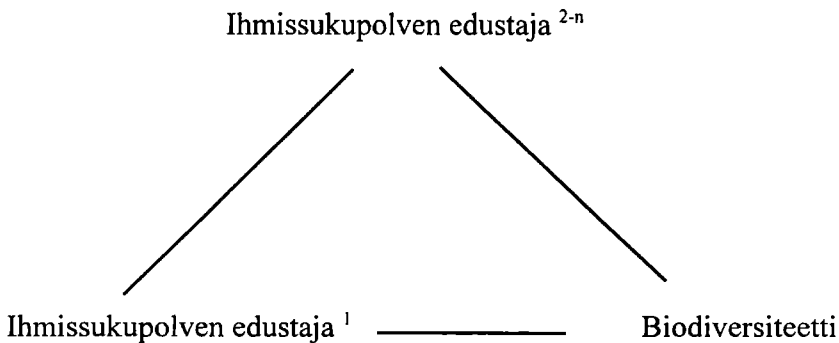
¹⁸⁷ Ks. kyseisen VEO:n päätöksen katselmuskirjan jakso 2.9.1. Vaasan hallinto-oikeus ratkaisi 14.6.2001 ensimmäisenä muutoksenhakuasteena saman asian soveltaen VL 2:5 mukaista ehdontonta luvanmyöntämistä eikä kuten VEO VL 2:6 mukaisen, Vuotoksen altaan hyötyjä ja haittoja koskevan, intressivertailun perusteella. KHO (2002:86) totesi, että VL 2 luvun 5 § on ensisijainen ja itsenäisesti sovellettava säännös. Jos yksikin säännöksessä mainittujen kolmen luvanmyöntämiseen tunnusmerkistöistä toteutuu, lupaa ei saa myöntää. Tällöin ei ole tarpeen suorittaa VL 2 luvun 6 §:ssä säädettyä etuvertailua (ks. erityisesti KHO:n päätöksen jakso 6.2.2.3). KHO pysytti (18.12.2002) HAO:n ratkaisun ja hylkäsi siitä tehdyn sähköyhtiön valituksen. Vuotoksen allasta ei tämän vuosikirjapäätöksen johdosta voida rakentaa, sillä altaasta aiheutuisi huomattavia ja laajalle ulottuvia vahingollisia muutoksia ympäristön luonnonsuhteissa ja vesiluonnossa ja sen toiminnassa.

¹⁸⁸ Ks. tarkemmin Brown Weiss 1990 s. 200–207 ja Sands 1995 s. 199.

¹⁸⁹ Rion julistuksen 3 periaate: ”Oikeus kehitykseen täytyy toteuttaa siten, että se vastaa oikeudenmukaisesti nykyisten ja tulevien sukupolvien kehitykseen ja ympäristöön liittyviä tarpeita.”

¹⁹⁰ Westerlund (1997 a s. 37–39, 71) on tutkinut näitä kahta dimensiota liittyen siihen, kuinka kestävä kehitys tulisi heijastua ympäristöoikeuden säännöksiin ja ylipäätään oikeusjärjestykseen. Ks. oheinen kuva.

Tavallisesti oikeustieteessä on keskitytty lähinnä horisontaalisen aikadimensioon¹⁹¹. Biodiversiteettioikeuden on kuitenkin mentävä pidemmälle ja katettava mahdollisuuksien mukaan myös vertikaalinen dimensio, sillä biologiseen monimuotoisuuteen sisältyy edellä kuvatuin tavoin jatkuvasti käynnissä oleva ekologinen prosessi, jonka turvaaminen edellyttää ihmiskupolvet ylittävää tarkastelutapaa¹⁹². Horisontaalisen ja vertikaalisen aikadimension huomioon ottaminen onkin perustana kokonaisvaltaiselle biologisen monimuotoisuuden turvaamiselle riippumatta siitä, ovatko turvaamisen lähtökohdat luonnon itseisarvossa tai antroposentrisissä arvoissa.¹⁹³



Kuvio 6: Ihmiskupolvet ylittävä tarkastelutapa.

Edunsaajat. Biodiversiteettioikeuden edunsaajia voidaan tarkastella kansainvälisten oikeuden ja erityisesti Rion sopimuksen pohjalta. Lähtökohtana kansainvälisessä oikeudessa on valtioiden suvereeni oikeus omiin luonnonvaroihinsa¹⁹⁴. Valtioita ja EY:tä voidaan myös Rion sopimuksen johdannon ja 3 artiklan nojalla pitää lähtökohtaisesti edunsaajina biodiversiteettiä koskevissa

¹⁹¹ Ks. Westerlund 1997 a s. 112. Vertikaalisesta ja horisontaalisesta suhteesta voidaan puhua myös toisessa merkityksessä. Vihervuoren mukaan vertikaalinen suhde muodostuu yksilön ja julkisen vallan välille, kun taas horisontaalinen suhde on ympäristöä käyttävien tai siihen tavalla tai toisella oikeutettujen välillä ja myös haittaa kärsivien tahojen välillä. (Ks. Vihervuori 1998 s. 237–238) Tämä näkemystä oikeussuhteista ei pidä sekoittaa tässä alajaksossa tarkoitettuihin aikadimensioihin. Vihervuoren tarkoittama horisontaalinen tai vertikaalinen oikeussuhde voi periaatteessa sisältyä tässä tutkimuksessa tarkoitettuun sekä vertikaaliseen että horisontaaliseen aikadimensioon, vaikkakin hän itse näyttäisi keskittyvän artikkelissaan pääasiassa horisontaaliseen aikadimensioon. Vertikaalisessa aikadimensiossa sellaiset oikeussuhteet olisivat tulevien ihmiskupolvien ja yksilöiden välillä tai tulevien ihmiskupolvien ja julkisen vallan välillä. Oikeusrelaatioihin palataan myöhemmin tässä jaksossa.

¹⁹² Ks. myös Westerlund 1997 a s. 163 ja Attfield 1999 s. 68.

¹⁹³ Ks. myös Kuusiniemi 2001 s. 287–288.

¹⁹⁴ Ks. myös jakso 3.1.3.

asioissa. Luonto ei kuitenkaan tunne valtioiden rajoja, joten tarvitaan yleisempiä lähestymistapoja biodiversiteetin turvaamiseksi. Eräs sellainen lähestymistapa on biodiversiteetin mieltäminen ”ihmiskunnan yhteiseksi perinnöksi” tai ”ihmiskunnan yhteiseksi asiaksi”. Vaikka valtioilla on täysivaltainen oikeus biologisiin luonnonvaroihinsa, niillä olisi tämän päätelmän nojalla ainakin moraalinen vastuu turvata biologista monimuotoisuutta ihmiskunnan yhteisenä perintönä.¹⁹⁵ Tässä mielessä *edunsaajana voitaisiin nähdä koko ihmiskunta*, jolle valtiot (ja EY osaltaan) periaatteellisella tasolla olisivat vastuussa biologisen monimuotoisuutensa suojelusta ja heikentymisen estämisestä sekä biologisten luonnonvarojensa kestävästä käytöstä¹⁹⁶. Tähän päätelmään on kuitenkin suhtauduttava varauksin, koska tällaista päätelmää laajasti vastustettiin Rion sopimuksen neuvottelujen aikana¹⁹⁷. Ei ole kuitenkaan sattumaa, että Rion sopimuksen johdannon 3 kohdassa vahvistetaan, että biologisen monimuotoisuuden suojelu kuuluu koko ihmiskunnalle. Valtion onkin kunnioitettava kansainvälisiä biodiversiteetin turvaamisintressejä, kun se hyödyntää tai heikentää biologisia luonnonvarojaan.¹⁹⁸ Tässä mielessä edunsaajana ovat myös *muut valtiot*.

Biodiversiteetin suojelun kuulumista koko ihmiskunnalle voidaan pitää myös kuvauksena ns. ”kolmannen polven” ihmisoikeuksista tai ehkä täsmällisemmin ympäristöperusoikeuksista. *Yksilön kannalta on kohtuullista ajatella, että hänellä on perusoikeus puhtaaseen ja terveelliseen ympäristöön*.¹⁹⁹ Kuitenkin saattaa olla vaikeampaa ymmärtää ja käsitellä yksilön oikeutta biologiseen monimuotoisuuteen: Vaikka monet yksilöt voisivat kokea itsensä luonnon rikkauden ja kirjon edunsaajiksi, voi olla vaikeaa määritellä biologisen monimuotoisuuden riittävä aste, johon yksilö on oikeutettu²⁰⁰. Tämä ongelma kuitenkin ilmaantuu ainoastaan silloin, kun pitäydytään sananmukaisesti monimuotoisuudessa. Silloin kun asiaa tarkastellaan biologisen monimuotoisuuden osien kautta, yksilön oikeudet tulevat yksittäistapauksissa helpommin ymmärrettäväksi. Esimerkiksi omistajan metsän tuhoutuminen naapurialueen saasteiden

¹⁹⁵ Ks. esimerkiksi Bowman 1996 s. 12 ja Boyle 1996 s. 39–40 ja Rion sopimuksen johdannon 3 kohta. Rion sopimuksen valmistelun eräänä lähtökohtana oli Brundtlandin komission raportti ”Yhteinen tulevaisuutemme”, jossa painotettiin taloudellisia ja muita syitä suojella ihmiskunnan yhteisenä perintönä lajeja kokonaisuudessa sekä niiden vaihtelevuutta maapallolla (ks. McConnell 1996 s. 5).

¹⁹⁶ Ks. myös Rion sopimuksen johdannon 3–5 kohdat ja Glowka ym. 1994 s. 10.

¹⁹⁷ Ks. McConnell 1996 s. 26. Rion sopimuksen valmistelun aikana ”a common heritage of humankind” muuttui ”a common concern of humankind”-muotoon kyseisen sopimuksen johdannossa, mikä pehmentää vastuun ulottuvuutta.

¹⁹⁸ Ks. esimerkiksi Boyle 1996 s. 40 ja Mutanen 2002 s. 422.

¹⁹⁹ Ks. PerustusL 20.2 §. Ks. myös esimerkiksi Nuotio 2001 s. 26. Kansainvälisessä oikeudessa ihmisoikeus kunnolliseen (decent), elinkelpoiseen ja terveelliseen ympäristöön on vielä vakiintumatta, vaikka argumentteja on esitetty puolesta ja vastaan (ks. Birnie – Boyle 1995 s. 190–191, 196).

²⁰⁰ Ks. Bowman 1996 s. 13.

vuoksi on perinteinen naapuruusoikeudellinen kysymys, jossa luonnon kirjon väheneminen (esimerkiksi tiettyjen jäkälälajien katoaminen) indikoi tuhoutumisprosessia²⁰¹. Ympäristöperusoikeuteen liittyy *kaikille asetettu vastuu biodiversiteetin turvaamisesta*. Yksilöiden ympäristövastuun oikeudellinen toteutuminen edellyttää PerustusL 20.1 §:n täsmentämistä lainsäädäntötoimin²⁰².

Biodiversiteettioikeudessa edunsaajina ovat paitsi nykyiset myös tulevat ihmisukupolvet. Epäilemättä vielä syntymättömille ihmisille on yhtä tärkeää biologisesti monimuotoinen ympäristö kuin nykyisin eläville ihmisille, ja epäilemättä heidän intressinsä – ekologisesti kestävä kehityksen lähtökohtana – on mahdollista hyväksyä käytännön päätöksenteossa yhdeksi kilpailevaksi eduksi niin, että verrataan ensin nykyisiä (ajallisesti horisontaalisia) intressejä keskenään ja sen jälkeen tasapainotetaan ne tulevien sukupolvien (ajallisesti vertikaalisiin) etuihin²⁰³. Jälkipolvien huomioon ottaminen saattaa edellyttää heidän intressejään ajavien instituutioiden kehittämistä, esimerkiksi oikeusasiamiestä vastaavan ympäristövaltuutetun nimittämistä²⁰⁴. Joka tapauksessa kestävä, tulevat sukupolvet huomioon ottava hallinnointi edellyttää uusien päätöksentekomekanismien luomista²⁰⁵.

Biologiselle monimuotoisuudelle ja erityisesti sen osille voidaan antaa turvattavaa itseisarvoa. Biologisen monimuotoisuuden turvaaminen koituu siis myös *muiden elävien olioiden* kuin ihmisten hyväksi. Tunnustettaessa eliöiden ja niiden kollektiivien ”hyvä” oikeudellisen sääntelyn pohjaksi syntyy tilanteita, joissa biodiversiteetti voi olla mukana turvaamiskohteena erilaisissa oikeussuhteissa.²⁰⁶

Oikeussuhteet. Oikeusjärjestyksen systematisointi yksityis- ja julkisoikeuteen voidaan perustaa lähtökohtaisesti oikeussuhteisiin. Nämä on erotettava edellä kuvatuista aikadimensioista. Usein vertikaalinen oikeussuhde tarkoittaa samaa kuin julkisoikeudellinen oikeussuhde ja horisontaalinen relaatio samaa

²⁰¹ Eri asia on, korvataanko tällainen puhtaasti ekologinen vahinko naapurille. YVL:n valmistelussa luovuttiin itsenäisestä ekologisten vahinkojen korvaamisesta, sen sijaan YVL 6.1 §:n 2 kohdan ennallistamissäännös kattaa tietyllä tavoin myös itse luonnonvaroilte ja ympäristölle koituvia vahinkoja (ks. Hollo – Vihervuori 1995 s. 190–191). Toisaalta EY:ssä ollaan laajentamassa vastuuta myös biologiselle monimuotoisuudelle aiheutuneisiin vahinkoihin (ks. ympäristövastuudirektiiviehdotuksen perustelut s. 21).

²⁰² Ks. HE:n (309/1993) HM14a.1 §:ää koskevat perustelut ja Kuusiniemi 1998 s. 15–16.

²⁰³ Ks. esimerkiksi Feinberg 1999 s. 176 ja Westerlund 2000 s. 413.

²⁰⁴ Ks. esimerkiksi Bowman 1996 s. 13.

²⁰⁵ Ks. esimerkiksi Westerlund 2000 s. 420–422.

²⁰⁶ Ks. esimerkiksi von Wright 2001 s. 94–95, Taylor 1999 s. 238–241, O’Neill 1999 s. 279 ja jakso 2.2.3. Kansainvälisessä oikeudessa luonnon itseisarvonäkökohdat käyvät ilmi Rion sopimuksen ohella esimerkiksi Bernin sopimuksesta. Ihmisoikeudet eivät ainakaan perinteisessä mielessä kykene vastaamaan biodiversiteetin turvaamisen edellyttämään kokonaisvaltaiseen arvoittamiseen. (Ks. Birnie – Boyle 1995 s. 193–194.) Ympäristöperusoikeus menee tässä suhteessa pidemmälle, koska sen taustalla on katsottu olevan myös arvoja, jotka eivät ole palautettavissa ihmisyksilöiden oikeuksiksi (ks. HE 309/1993 s. 66 ja Kuusiniemi 1998 s. 16).

kuin yksityisoikeudellinen²⁰⁷, mutta ympäristöoikeuden tavoin biodiversiteetti-oikeus sijoittuu näiden kahden oikeudenalan rajamaastoon.

Ympäristöoikeudessa oikeussuhteet jaetaan vertikaalisiin ja horisontaalisiin relaatioihin. Vertikaalinen oikeussuhde on tavallisesti ”yksilön” (esimerkiksi maanomistajan tai ns. toiminnanharjoittajan) ja julkisen vallan välillä ja horisontaalinen yksilöiden, ympäristöä käyttävien (usein myös maanomistajan tai toiminnanharjoittajan) tai siihen tavalla tai toisella oikeutettujen tahojen ja käytöstä häittävä karsivien tahojen (esimerkiksi naapurien, muiden käyttäjien, muiden maanomistajien) välillä²⁰⁸. Molemmilla oikeussuhteilla voidaan turvata välillisesti ympäristöä. Ympäristöä turvaavana osapuolena voi tilanteesta riippuen olla julkinen valta tai yksilö, vaikka tavallisesti ympäristön- ja luonnonsuojelu kuitenkin mielletään yleiseksi eduksi.

Biologisen monimuotoisuuden itseisarvoinen turvaaminen näyttäisi tuovan lisäulottuvuuden sekä vertikaalisiin että horisontaalisiin oikeussuhteisiin. Vaikka biodiversiteetille annetaan Rion sopimuksen johdannon 1 kohdassa itseisarvo, luonnon osista ja kirjosta ei voi käsitykseni mukaan muodostua oikeussubjektia siinä merkityksessä, että sillä olisi sekä oikeuksia että velvollisuuksia, joista se käyttäisi omasta puolestaan tai edustettuna puhevaltaa kuten ihminen tai oikeushenkilö²⁰⁹.

*Tutkimuksessa omaksutun käsityksen mukaisesti biodiversiteetin oikeussubjektisuuden puuttuminen ei kuitenkaan merkitse, etteikö biodiversiteetillä ja erityisesti sen osilla voisi olla itseisarvoa tai moraalista oikeutta olemassaoloon, ja etteikö biodiversiteetti osineen voisi olla oikeusturvan kohteena*²¹⁰. Erilaisissa oikeussuhteissa nimittäin sekä yksilöt että julkinen valta voivat tosiasiaassa käyttää puhevaltaa biodiversiteetin turvaamisen puolesta, vaikka biodiversiteettiä tai sen osia ei ymmärrettäisikään oikeussubjektiksi²¹¹. Esimerkiksi luonnonsuojeluyhdistys voi esittää jonkin alueen suojelemista luontoarvojen vuoksi kaavoituksessa. Biodiversiteetin oikeussubjektittomuus tarkoittaa kuitenkin sitä, että biodiversiteetin ja oikeussubjektin välille voi syntyä tämän käsityksen valossa vain *oikeudellinen turvaamissuhde*, jossa biodiversiteettiä voidaan turvata erinäisten oikeussubjektien haitallisilta toimilta. Varsinainen oikeussuhde voi syntyä lähinnä oikeussubjektien välille, joiden intressi biodiversiteetin tur-

²⁰⁷ Ks. Vihervuori 1998 a s. 238.

²⁰⁸ Ks. Vihervuori 1998 a s. 237–238.

²⁰⁹ Ks. tästä keskustelusta myös Kuusiniemi 2000a s. 149–169 viitteinen ja Nuotio 2001 s. 26. Vrt. Heywood 1995 s. 787.

²¹⁰ Nähdäkseni biodiversiteetin oikeussubjektittuutta ei tarvita sen osien vapaan käytön rajoittamiseen. Turvaamis- tai vastuunäkökulma riittää siihen, että biodiversiteetin käyttö ei ole periaatteellisesti mielestä täysin vapaata ja että biologisten luonnonvarojen käyttöä voidaan lainsäädännöllä kontrolloida. (Vrt. Heywood 1995 s. 787.) Ympäristöperusoikeus sinällään asettaa periaatteellisella tasolla jokaiselle vastuun luonnosta ja sen monimuotoisuudesta ja luonnonvarojen käyttöä kontrolloiva lainsäädäntö voidaan toteuttaa tähän ympäristöperusoikeuteen tukeutuen.

²¹¹ Ks. luonnon suhteesta perinteisiin oikeussubjekteihin myös Pöyhönen 2000 s. 32–28 ja s. 63.

vaamiseen vaihtelee eri tilanteissa. Tällainen oikeussuhde voi olla esimerkiksi luvan myöntävän viranomaisen (biodiversiteettiä turvaavan tahon) ja lupaa hakevan toiminnanharjoittajan (biodiversiteettiä hyödyntävän tahon) välillä²¹². Toisenlaisiakin näkemyksiä on esitetty.

Feinberg on lähestynyt aihetta oikeuden käsitteestä lähtien. Jonkun oikeus voidaan nähdä vaateen esittämismahdollisuutena jotakin vastaan tai jostakin, milloin sellaisen vaateen tunnustamista vaativat oikeussäännökset tai moraalisten oikeuksien kohdalla valistuneen omantunnon periaatteet.²¹³ Oikeus voidaan määritellä myös lyhemmin henkilölle yksittäistapauksessa oikeussäännösten nojalla kuuluvana valtana toteuttaa oma etunsa. Täysivaltaisille ihmisille oikeusjärjestys myöntää luonnollisesti sellaisia oikeuksia, mutta voiko jonkun muun lajin edustajalla olla oikeuksia?

Feinberg itse vastaa yksittäisten eläinten osalta edellä asettamaansa kysymykseen myöntävästi. Hän näkee eläimet sellaisina eliöinä, joilla voi olla oikeuksia ja palauttaa oikeudet eläinten intresseihin, koska ilman omia intressejä oikeuden haltijaa on mahdotonta edustaa. Eläimillä on tämän näkemyksen mukaan sellaisia omia intressejä, että eläinten puutteellisesta tahdonilmaisesta huolimatta niitä voidaan edustaa.²¹⁴ Entä voidaanko biodiversiteetin muita osia edustaa? Tällainen ajatus saattaa tuntua aluksi absurdilta, mutta kun tätä verrataan sellaisiin oikeudellisiin konstruktioihin kuten oikeushenkilön ja vajaavaltaisen edustaminen, havaitaan oikeushenkilöllä ja vajaavaltaisella samoja ongelmia tahdon – intessin – ilmaisussa kuin eläimillä tai lajeilla. Vastaavan ajatusrakennelman avulla oikeushenkilöille ja vajaavaltaisille henkilöille on myönnetty oikeuksia, vaikka niiden tahdonilmaisuuksensa tapahtuu edustuksellisesti. Intressiteorian ongelma piilee siinä, kuinka eri eliöiden omia intressejä voidaan tietää. Ketun ”tarpeet” voitaneen kutakuinkin päätellä ja tutkia, mutta kuinka määritellä ”alempien” eliöiden ”hyvä”?

²¹² Ks. Mäenpää 2000 s. 218–219. Ks. lupajärjestelmien horisontaali- ja vertikaalisuhteista Vihervuori 1998a s. 239–242. Vaikka viranomaiselta puuttuvat oikeushenkilölle tyypilliset omat oikeudet ja velvollisuudet ja samalla mahdollisuus päättää niistä oikeudellisesti sitovalla tavalla, käytännössä ne toimivat usein itsenäisesti erilaisten oikeussuhteiden osapuolina (ks. Mäenpää 2000 s. 101–102). Olennaista tässä yhteydessä on havaita esimerkiksi Määtä (1999a s. 174) tavoin, että jopa tällä tavoin laajennettuun ajattelutapaan oikeussuhteesta on vaikea sijoittaa muun muassa yleisiä etuja, joihin biodiversiteetin turvaamisenkin voidaan katsoa kuuluvan, reaalisena valtasuhteena. Tarvitaan uusi turvaamissuhde, joka voi esiintyä hallinto-oikeudellisten oikeussuhteiden kanssa samanaikaisesti. Turvaamissuhde voi tukea PerustusL 20.2 §:n tarkoittamaa jokaisen mahdollisuutta vaikuttaa elinympäristöönsä koskevaan päätöksentekoon. Se ei kuitenkaan *e contrario* merkitse, että hallinto-oikeudellisissa oikeussuhteissa pitäisi evätä puhevalta yksilöllisen oikeuden puuttumisen perusteella, jos samassa asiassa lainmukaiset edellytykset turvaamissuhteen muodostumiselle yksilön ja biodiversiteetin välille puuttuvat. Vastakohtaispäätelmä ei vastaisi PerustusL 20.2 §:n tarkoitusta. Luonnon itseisarvosta ja tulevien sukupolvien oikeuksista lähtevä turvaamissuhde voikin tukea jokaisen mahdollisuutta vaikuttaa elinympäristöönsä koskevaan päätöksentekoon, muttei rajoittaa tätä mahdollisuutta osallistua. (Ks. myös Vihervuori 1999 s. 787.)

²¹³ Ks. Feinberg 1999 s. 156–157.

²¹⁴ Ks. Feinberg 1999 s. 178 ja s. 162.

O'Neill pitää mahdollisena, että on olemassa olioiden arvo-ominaisuuksia, joita voidaan luonnehtia viittaamalla havaitisijoiden kokemuksiin. Luontoon kohdistuvien arvoväitteiden käyttöä hän pitää tästä selvimpänä esimerkinä. Puutarhurin väite "x tekee hyvää kirvalle" voidaan ymmärtää kahdella tavalla. Väitteellä saatetaan viitata kirvojen tuhoon, kuten lauseessa "pesuaineliuos tekee hyvää kirvalle" tai niiden menestymiseen, kuten lauseessa "leudot talvet tekevät hyvää kirvalle". Ensimmäinen tapaus kuvaa sitä, mikä on välineellisesti hyvää puutarhurille, joka haluaa esimerkiksi ruusupensaidensa menestyvän. Toinen tapaus kuvaa sitä, mikä on välineellisesti hyvää kirvoille riippumatta puutarhurin intresseistä. O'Neill toteaa tämän toisen tapauksen välineellisen hyvän olevan mahdollinen, koska kirvat ovat olentoja, jotka voivat menestyä tai menehtyä. Niillä on oma hyvä, "joka on täysin riippumaton sekä ihmisen intresseistä että niiden taipumuksesta herättää ihmisissä hyväksymisen tai paheksumisen tunteita". Von Wright on käyttänyt vastaavasti ilmaisua "X:n hyvä" liittyen olioiden ominaisuuksiin, joiden hän katsoo olevan biologisia sanan laajassa merkityksessä. Tässä mielessä kaikilla elävillä olioilla voi olla niiden oma "hyvä".²¹⁵ O'Neill on mennyt vielä pidemmälle kirjoittaessaan, että paitsi yksittäisillä olioilla myös kollektiiveilla (ekosysteemit, populaatiot jne.), joihin yksilöt kuuluvat, voi olla oma hyvä²¹⁶.

Biodiversiteetin itseisarvoinen turvaaminen voi joka tapauksessa perustua vain lähtökohtaiseen oletukseen eliöiden elämän ja sitä kautta lajien ja niiden muodostamien ekosysteemien olemassa olon oikeutuksesta ja kunnioituksesta. Tämä lähtökohta ei kuitenkaan poista ihmisen vastuuta päättää (arvottaa) yksittäistapauksessa, mitkä biodiversiteetin osista voidaan käyttää ja mitkä säilyttää. Biodiversiteettioikeuden keskeisenä arvona on myös turvata nykyisille ja tuleville sukupolville kuuluvat oikeudet biodiversiteetin hyödyntämiseen tai hyödyntämättä jättämiseen (ekologisesti kestävä kehitys). Välillisesti tämä tarkoittaa biodiversiteetin uusiutumiskyvyn säilyttämistä ja tässä mielessä biodiversiteetin turvaamista. Tarkastellaanpa asiaa sitten luonnon itseisarvon tai antroposentristen arvojen pohjalta biodiversiteetin juridifioiminen eli asettaminen oikeudellisen turvaamissuhteen osapuoleksi (horisontaalinen ja vertikaalinen biodiversiteetin turvaamissuhde) ja suojan kohteeksi on katsottava paitsi mahdolliseksi myös biodiversiteetin turvaamisen kulmakiveksi.²¹⁷

Turvaamissuhde eroaa merkittävästi oikeussuhteesta. Turvaamissuhteessa suojan kohteelta puuttuu pääsääntöisesti – ainakin kunnes toisin todistetaan – sellainen tahdonmuodostuskyky, oikeustoimikelpoisuus, jota oikeusjärjestyksessä edellytetään esimerkiksi sopimusten osapuolilta²¹⁸. Tämän vuoksi tarvi-

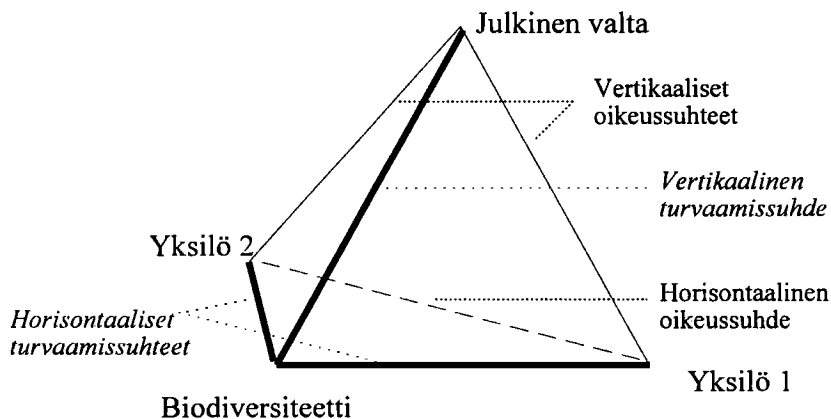
²¹⁵ Von Wright (2000 s. 94) tarkoittaa biologisella laajassa merkityksessä olioita, joilla on elämä. Myös Aristoteleen etiikan keskeinen strategia on perustaa argumentointi tälle "hyvän" laajassa merkityksessä biologiselle argumentoinnille. (Ks. O'Neill 1999 s. 276–277.)

²¹⁶ Ks. O'Neill 1999 s. 279.

²¹⁷ Ks. myös Hollo 1991 s. 25, Pöyhönen 2000 s. 63 sekä jakso 2.2.3.

²¹⁸ Ks. myös Pöyhönen 2000 s. 35–36.

taan erilaisia oikeudellisia järjestelyitä, turvaamisperiaatteita ja -mekanismeja, joissa luonnonvarojen hyödyntämis- ja heikentämistä tasapainottavat erilaiset luonnon puolesta puhevaltaa käyttävät henkilöt. Turvaamissuhdetta voidaan valaista parhaiten analysoimalla sen muodollisia piirteitä²¹⁹.



Kuvio 7: Biodiversiteettioikeuden relaatiot.

3.3.2 Turvaamissuhteen muodolliset piirteet

Turvaamissuhteen osapuolet. Biodiversiteetin turvaamistavoitteen juridifioiminen tuottaa kahdenlaisia oikeusturvarelaatioita: 1) *biodiversiteetti – yksilö*, 2) *biodiversiteetti – julkinen valta*. Yksilön tilalla voi olla myös *yhteisö*. Molempien relaatioiden tunnistaminen tekee mahdolliseksi biodiversiteetin turvaamistavoitteiden siirtämisen turvaamissuhteisiin niin, että tavoitteet voidaan toteuttaa oikeudellisesti ohjaamalla yksityisiä henkilöitä ja julkista valtaa (oikeussubjekteja) vastuulliseen toimintaan biodiversiteetin puolesta. Samalla täsmennettäisiin ja vahvistettaisiin PerustusL 20.1 §:n säännöstä ympäristövastuusta²²⁰.

Turvaamissuhteessa biodiversiteetti ei voi olla samalla tavalla muiden osapuolten kanssa tasavertainen kuin yleisesti ottaen oikeussubjektien välisissä suhteissa. Biodiversiteetin puolesta puhevaltaa voivat laissa asetetuin edelly-

²¹⁹ Turvaamissuhteen muodollisten piirteiden määrittely jaksossa 3.3.2 on saanut vaikutteita erityisesti Mäenpään (2000 s. 219–222) tekemästä hallinto-oikeussuhteen muodollisten piirteiden analyysistä.

²²⁰ Ks. myös HE:n (1/1998) PerustusL 20 §:ää koskevat erityiset perustelut ja HE:n (309/1993) HM 14 a §:ää koskevat perustelut.

tyksin käyttää sekä julkinen valta (esimerkiksi alueelliset ympäristökeskukset) että yksityishenkilöt (esimerkiksi maanomistajat ja suojeluyhdistykset). Näiden turvaamisrelaatioiden tiedostamisella ja muokkaamisella voidaan edistää biodiversiteettioikeuden tavoitteiden huomioon ottamista ja tarvittaessa toteuttamista esimerkiksi erilaisissa oikeudellisissa intressivertailutilanteissa.

*Erilaisten turvaamissuhteiden merkitys kasvaa toiminnan haitallisten biodiversiteettivaikutusten lisääntyessä*²²¹. Esimerkiksi YVAL 2 luvun mukainen todennäköisesti merkittäviä haitallisia ympäristövaikutuksia aiheuttavien hankkeiden arviointimenettely mahdollistaa hyvin laajan osallistumisen, jonka aikana eri biodiversiteettiä potentiaalisesti turvaavat tahot (yleisö, asiantuntijat, viranomaiset) voivat esittää mielipiteitä ja antaa lausuntoja vaikkapa suunnittelun hankkeen luontoon kohdistuvista haitallisista vaikutuksista. Toisaalta esimerkiksi yksittäinen LSL 48.2 §:n mukainen poikkeus lajisuojelusta ei välttämättä vaadi lainkaan yleisön osallistumista, vaan lajin turvaaminen on säädetty laissa toteutettavaksi poikkeuslupaviranomaisten, alueellisen ympäristökeskuksen toimesta.

Turvaamissuhteiden rakennustyö on tärkeää myös siksi, että käytännössä julkinen viranomainen tai muu taho voi toimia *kaksoisroolissa* esimerkiksi biologisten luonnonvarojen käyttäjänä ja suojelijana. Näissä tilanteissa toimijan olisi kiinnitettävä erityistä huomiota biodiversiteettiä turvaavalla tavalla sekä käytön kestävyys että suojelunäkökohtiin. Julkisen vallan kaksoisroolin vuoksi syntyvissä tai muissa potentiaalisissa väärinkäytöstilanteissa yksilöiden tai yhteisöjen mahdollisuus käyttää puhevaltaa biodiversiteetin puolesta täydentää ympäristöhallinnon antamaa turvaa biodiversiteetille. Biodiversiteettiä turvaavan suhteen syntyminen yhteiskunnan eri tahojen ja luonnonkirjon osien välille on siten paitsi mahdollista myös tarpeellista, kuten seuraavat esimerkit osoittavat.

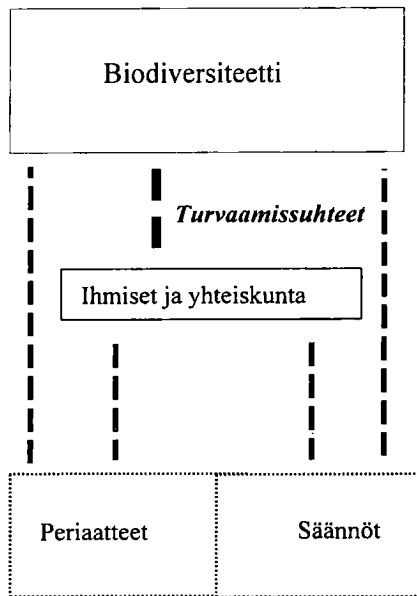
Metsähallituksen kaksoisrooli valtion liikelaitoksena tulostavoitteineen ja valtion metsien suojelijana käy hyvin ilmi 16.3.2000 päivätystä valtioneuvoston oikeuskanslerin päätöksestä ja siihen liittyvästä muistiosta (Dnro 203/1/00). Metsähallituksen kanta kyseessä olevan alueen suojelutarpeesta poikkeaa Luonto-Liitto ry:n näkemyksestä. Suojeluyhdistyksen puhevalta yleisesti ottaen mahdollistaa asian tutkimisen, tässä tapauksessa vain erityisin perustein, puolueettomassa elimessä, jolloin suojeluyhdistys käyttää puhevaltaa biodiversiteetin turvaamisen puolesta. Kyseisessä tapauksessa suojeluyhdistyksen kantelu ei kuitenkaan johtanut metsän turvaamiseen, koska oikeuskansleri ei voinut ilman nimenomaisia lain säännöksiä pitää metsähallituksen liikelaitoksena harjoittamia hakkuita lainvastaisena.

²²¹ Kun turvaamissuhdetta linkitetään toiminnan vaikutuksiin, voidaan turvaamisrajaa oikeudellisesti hahmotella esimerkiksi biodiversiteetin ohjausperiaatteiden sekä lajin tai luontotyyppin suotuisan suojelutason avulla. Näihin ohjausperiaatteisiin palataan jaksossa 4.2.2 ja suotuisan suojelutason konseptioon jaksossa 4.4.3.

KHO (2000:42) katsoi, että kohteen FI1000017, Vattajanniemi, alueen rajojen määrittäminen ei ollut dyynialueiden osalta perustunut luontodirektiivin 4 (1) artiklan edellyttämin tavoin luonnontieteellisiin perusteisiin ja asianmukaiseen tieteelliseen tietämykseen. Kun valtioneuvosto ei näin ollen ollut alueen rajojen määrittämisen osalta toiminut sille kuuluvan harkintavallan rajoissa, valtioneuvoston päätös oli tältä osin HLL 7 §:n 1 momentissa, LSL 61 §:n 1 momentissa ja 64 §:n 3 momentissa tarkoitettu tavoin lainvastainen. KHO kumosi valtioneuvoston päätöksen tältä osin ja palautti asian valtioneuvostolle uudelleen käsiteltäväksi sen harkitsemiseksi, onko Vattajanniemen alueelta edellä mainitut luontodirektiivin mukaiset SCI-alueiden valintaperusteet ja asianmukainen tieteellinen tietämys huomioon ottaen sisällytettävä komissiolle lähetettävään luetteloon vielä muitakin Suomen luonnonsuojeluliitto ry:n valituksessa tarkoitettuja alueita siten, että varmistetaan eri dyyniluontotyyppeiden suotuisa suojelun taso. Tässä tapauksessa luonnonsuojelujärjestö joutui tosiasiassa puolustamaan suojeluintressiä, kun ympäristöhallinto ja viime kädessä valtioneuvosto oli erilaisia yleisiä etuja yhteensovittaessaan ylittänyt suojelualueen rajausta koskevan harkintavaltansa. Yleisten etujen välinen kompromissi kävi ilmi vastineesta, jossa ympäristökeskus oli todennut, että Vattajan alueen Natura-alueen rajausta oli ollut puolustusministeriön ja ympäristöministeriön välisten neuvottelujen tulos, jossa rajaukseen vaikuttivat luontotarvojen lisäksi myös maanpuolustukselliset seikat.

Oikeusnormit (oikeusperiaatteet ja -säännöt) tekevät turvaamissuhteesta oikeudellisen suhteen. Niiden avulla ihmisten käyttäytymistä voidaan ohjata eri tavoin turvaamaan biodiversiteettiä. Turvaamissuhde voi olla sekä aineellinen että prosessuaalinen. Nämä molemmat näkökohdat voivat olla myös samanlaisesti turvaamissuhteessa läsnä. Esimerkiksi tapauksessa KHO 2000:42 luonnonsuojelujärjestöllä oli aineellisen turvaamisen perustana vaatimus Vattajanniemi -nimisen alueen dyynien riittävästä ja lainmukaisesta suojelusta, kun taas prosessuaalisesti turvaamissuhde perustui LSL 61.3 §:n mukaisen valitusoikeuden käyttämiseen.²²²

²²² Ks. turvaamisperiaatteiden osalta jakso 4.2.2.



Kuvio 8: Biodiversiteetin turvaaminen oikeudellisena suhteena.

Turvaamissuhteen perustaminen. Aineellinen turvaamissuhde syntyy usein toiminnassa, jota ohjataan *lainsäädännössä tarkemmin määritellyllä tavalla*. Tällainen on esimerkiksi Metsäl 10.1 §:n säännös, jonka mukaan ”metsiä tulee hoitaa ja käyttää siten, että yleiset edellytykset metsien biologiselle monimuotoisuudelle ominaisten elinympäristöjen säilymiselle turvataan”. Tätä säännöstä täydentävät Metsäl 10.2 ja 10.3 §.

Turvaamissuhde voi syntyä myös *hallintotoimella joko viranomaisen tai yksityisen henkilön aloitteesta*. Viranomaisaloitteinen turvaamissuhde syntyy esimerkiksi alueellisen ympäristökeskuksen asettaessa LSL 30 §:n mukaisen kiellon olla muuttamatta tiettyihin luontotyypeihin kuuluvaa luonnontilaista tai luonnontilaiseen verrattavaa aluetta niin, että luontotyyppin ominaispiirteiden säilyminen kyseisellä alueella vaarantuu. Yksityisen henkilön aloitteesta turvaamissuhde puolestaan syntyy esimerkiksi kunnan maaseutuelinkeinoviranomaisen hyväksyessä maanviljelijän ympäristötukihakemuksen ja maatalouden ympäristötuesta annetun VNA:n 7 §:n mukaisen sitoumuksen koskien luonnon monimuotoisuutta ylläpitäviä ja muita perustoimenpiteitä²²³.

Turvaamissuhde voi muodostua myös *eri tavoin vähemmän muodolliseksi kuin hallintotoimen perusteella syntyvä oikeussuhde*. Tällainen on usein prosessuaalinen turvaamissuhde, joka saattaa syntyä esimerkiksi maanomistajan

²²³ Ks. myös VNA maatalouden ympäristötuesta 15 §.

tai luonnonsuojeluyhdistyksen ilmaistessa biodiversiteetin turvaamista edistäviä mielipiteitä ympäristövaikutusten arviointimenettelyssä tai esittäessä vastaavia väitteitä valitusprosessissa.

Turvaamissuhteen muuttaminen. Turvaamissuhteen muuttamisesta on annettu tavallisesti omat säännöksensä. Esimerkiksi Metsäl 11 §:n nojalla metsäkeskus myöntää tarvittaessa poikkeusluvan metsien monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeiden elinympäristöjen turvaamisesta. Käytännössä vastaavanlaiset hallintotoimet (poikkeukset) voivat usein paitsi muuttaa turvaamissuhdetta myös kumota sen.

Jos turvaamissuhde on perustettu hallintotoimella, turvaamissuhteen muuttaminen edellyttää myös sen perustaneen hallintotoimen muuttamista. Tässä mielessä turvaamissuhde on alisteinen saman hallintotoimen perustamalle oikeussuhteelle.²²⁴ Turvaamissuhde voidaan esimerkiksi hallintoluvassa perustaa lupamääräyksin, joita voidaan yleensä laissa tarkemmin määritellyin perustein muuttaa. Jos esimerkiksi ympäristölupamääräyksin on pyritty varmistamaan, ettei toiminnasta aiheudu YSL 42.1 §:n 4 kohdan tarkoittamaa erityisten luonnonolosuhteiden huonontumista, näitä määräyksiä voidaan YSL 55.2 §:n mukaisesti tarkistaa luvassa määrätyllä tavalla. Vastaavasti luvan raukeaminen, muuttaminen ja peruuttaminen vaikuttavat myös turvaamissuhteeseen²²⁵. Toisaalta lupamääräyksissä asetettu turvaamissuhteen laiminlyönti saattaa merkitä paitsi koko luvan muuttamista myös sen peruuttamista.

Jos turvaamissuhde syntyy osallisuudella ympäristövaikutusten arviointimenettelyyn tai valitus- tai muuhun sellaiseen prosessiin, turvaamissuhteen muuttamiselle ei ole välttämättä asiallisia esteitä. Esimerkiksi ympäristövaikutusten arviointi on vuorovaikutusta, jossa intressitahot biodiversiteetin turvaamisen puolesta ja vastaan saattavat vaihtua tai ainakin näiden tahojen kannat saattavat erinäisistä syistä muuttua. Myös muistutus- tai valitusprosesseissa biodiversiteetin turvaaminen saattaa olla pelkkä lisäargumentti ajettaessa tiettyä pääperustetta. Näissä tilanteissa ratkaisu pääperusteen osalta voi heijastua sivuperusteena olevaan biodiversiteetin turvaamissuhteeseen muuttaen sitä aineellisilta osin tai jopa katkaisten sen. Tällainen tilanne voi syntyä esimerkiksi asemakaavaehdotusta koskevassa muistutuksessa, jossa vedotaan sivuperusteena, ikään kuin varmuuden vuoksi, luontoarvojen hävittämistä koskeviin sisältövaatimukseen, vaikka muistutuksen pääperuste koskee terveellisen, turvallisen ja viihtyisän elinympäristön edellytysten laiminlyömistä kaavoituksessa²²⁶. Muistutuksen hyväksyminen pääperusteen osalta voi merkitä sitä, ettei kaavapäätöksestä enää valiteta sivuperusteen osalta. Prosessuaalisesti painottunut turvaamissuhde ei siten ole kovin vahva.

²²⁴ Ks. myös Mäenpää 2000 s. 220.

²²⁵ Ks. myös YSL 57–59 §.

²²⁶ Ks. MRL 5, 54.2, 65, 67 ja 188.1 §.

Turvaamissuhteen lakkaaminen. *Suoraan laissa asetettu materiaallinen turvaamissuhde lakkaa yleensä laissa asetetuin edellytyksin.* Esimerkiksi riistanhoitopiirin antamasta MetsästysL 38 §:n mukaisesta metsästyskiellosta huolimatta riistaeläimen saa tappaa, ”jos tappaminen on välttämätöntä ihmistä taikka kotieläintä, viljeltyä eläintä tai muuta omaisuutta välittömästi uhkaavan vaaran torjumiseksi”²²⁷. Turvaamissuhde saattaa lakata myös yleisessä RikosL 3:10:n mukaisessa pakkotilassa, esimerkiksi tilanteessa, jossa rauhoitettu suuret aiheuttaa pakottavaa vaaraa henkilölle tai hänen omaisuudelleen. Pakkotilasaännöstä ei pidä kuitenkaan tulkita laveasti. Esimerkkitapauksessa voidaan luontodirektiivin 16 artiklan tarkoittamalla poikkeusluvalla (MetsästysA 28 §) poistaa rauhoituksesta huolimatta (MetsästysL 37 §) tiettyä aikana häirikköeläimet, joista aiheutuu vaaraa, joka ei kuitenkaan ole välitöntä tai pakottavaa.

Toisinaan turvaamissuhteen päättymiseen tarvitaan erillinen lakkauttamistoimi. Milloin turvaamissuhde on perustettu hallintotoimella, on sen lakkauttaminen usein sidoksissa hallintotoimesta seuranneeseen oikeussuhteeseen. Tällaisen oikeussuhteen päättäminen edellyttää nimenomaista päätöstä²²⁸. Esimerkiksi LSL 27.1 §:n nojalla alueellinen ympäristökeskus voi alueen omistajan hakemuksesta kokonaan tai osittain lakkauttaa yksityisen omistaman alueen suojelun, jos alueen luonnonarvot ovat oleellisesti vähentyneet.

Edellisestä poikkeuksena ovat määräaikaiset tai tiettyyn toimeen kohdistuvat hallintotoimet. Esimerkiksi metsätalouden ympäristötukisopimus, jolla korvataan maanomistajalle metsän biologisen monimuotoisuuden tai erityisen tärkeän elinympäristön ominaispiirteiden säilyttämisestä aiheutuvat vähäistä suuremmat lisäkustannukset tai menetykset, on voimassa kolmekymmentä vuotta²²⁹. Tällaiset turvaamissuhteet päättyvät hallintotoimella perustetun oikeussuhteen päättyessä ilman nimenomaista päätöstä.

Puhtaan prosessuaaliset turvaamissuhteet voivat lakata asianomaisen tahon nimenomaisella tai vain konkludenttisella tahdonilmaisella. Turvaamissuhteen lakkaamisella näissä tapauksissa ei varsinaisesti ole mitään muotovaatimuksia, ellei prosessuaalisissa säännöksissä ole sellaisesta erityisiä säännöksiä. Esimerkiksi luonnonsuojelujärjestö voi käytännössä luopua olosuhteiden muuttumisen takia luonnonarvoja koskeneesta kaavavalituksesta asian vireille tulon jälkeenkin. Tällaisissa tapauksissa turvaamissuhteesta luopuminen voi tosin periaatteessa johtaa vastapuolen oikeudenkäyntikulujen korvaamiseen²³⁰.

Turvaamissuhteen henkilökohtaisuus ja siirtokelpoisuus. *Turvaamissuhteen henkilökohtaisuus tulee esille yleensä hallintotointen yhteydessä, esimer-*

²²⁷ Ks. MetsästysL 41.1 §:n 4 virke.

²²⁸ Ks. Mäenpää 2000 s. 220.

²²⁹ Ks. MMMp metsätalouden ympäristötuesta 1 ja 8 §.

²³⁰ Hallintoprosessissa yksityinen asianosainen voidaan velvoittaa korvaamaan julkisen asianosaisen oikeudenkäyntikuluja vain, jos yksityinen asianosainen on esittänyt ilmeisen perusteettoman vaatimuksen. (Ks. HLL 74.3 §.)

kiksi yksityishenkilön sitoutuessa hallinto-oikeussuhteessa tiettyyn, vaikkapa tuenvaraiseen, turvaamismenettelyyn. Yleensä yksityiset henkilöt eivät voi keskinäisin määräämistoimin vaikuttaa hallinto-oikeussuhteen sisältäviin turvaamissuhteen edellytyksiin, ainakaan hallintoa sitovalla tavalla. Yksityiset henkilöt eivät voi tällöin myöskään siirtää toiselle henkilölle hallinto-oikeussuhteesta johtuvia oikeuksiaan ja velvollisuuksiaan.²³¹

Edellisestä siirtoa koskevasta pääsäännöstä on olemassa poikkeuksia. Näisäkin tapauksissa siirron täytyy, ollakseen hallintoa velvoittava, täyttää laissa, muussa säädöksessä tai itse hallintotoimessa asetetut tietyt vaatimukset. Esimerkiksi metsätalouden ympäristötukisopimukseen ”on sisällytettävä määräys maanomistajan velvollisuudesta huolehtia siitä, että luovuttaessaan sopimuksen kohteena olevan alueen tai sen osan, luovutuskirjassa on ehto, jonka mukaan uusi omistaja sitoutuu täyttämään ympäristötukisopimuksen velvoitteet sopimuskaudesta jäljellä olevan ajan sekä että maanomistaja sitoutuu toimittamaan luovutuskirjasta viipymättä jäljennöksen metsäkeskukselle”²³².

Myös prosessuaalinen turvaamissuhde kiinnittyy usein tiettyyn henkilöön osallisena tai asianosaisena. Toisaalta turvaamissuhde osana oikeusprosessia voi olla esimerkiksi *kiinteistösidonnainen*. Turvaamissuhteen siirtyminen näissä tapauksissa edellyttää tavallisesti, että asia on järjestetty nimenomaisin säännöksin.²³³

Turvaamistavoitteen toteuttaminen. Turvaamissuhteen muodollisten piirteiden tunnistaminen auttaa turvaamistavoitteen (esimerkiksi periaatteisiin tukeutuvassa) toteuttamisessa. Turvaamissuhde sitoo biodiversiteetin turvaamisen alatavoitteet oikeudelliseen kenttään ja auttaa tunnistamaan biodiversiteettiin kohdistuvia intressiritiriitoja päätöksenteossa. Muodollisten piirteiden tunnistamisen jälkeen turvaamissuhde voidaan tietoisesti sijoittaa olemassa oleviin oikeudellisiin instrumentteihin, kuten lupajärjestelmiin, perinteisten oikeussubjektien oikeussuhdetta ja oikeusturvaa järjestävien normien rinnalle. Turvaamissuhteen tiedostamisen kautta voidaan kehittää myös muita biodiversiteetin turvaamiseen pyrkiviä mekanismeja, kuten strategioita ja standardeja. Tarkoitus onkin luvuissa 4 ja 5 jatkaa biodiversiteettioikeuden yleisten oppien kehittämistä pohtimalla, miten ihmisiä voitaisiin ohjata turvaamissuhteen huomioon ottavin oikeudellisin mekanismein biodiversiteettioikeuden tavoitteiden toteuttamiseen.

²³¹ Ks. myös Mäenpää 2000 s. 220–221.

²³² Ks. MMMp metsätalouden ympäristötuesta 7.3 §.

²³³ Mäenpää on todennut vastaavaa liittyen hallinto-oikeussuhteisiin. (Ks. Mäenpää 2000 s. 221–222.)

4 Biodiversiteettioikeudellinen ohjaus

4.1 OHJAUKSEN PERUSTEET

4.1.1 Tausta

Turvaamistavoitteet, taustanaan erilaiset ympäristötekijät ja -arvot, muodostavat keskeisen perustan *1) kehittää ohjausperiaatteita ja -mekanismeja, 2) systematisoida biodiversiteettiä turvaavaa oikeudenalaa sekä 3) analysoida oikeusjärjestelmien sisältöä ja välillistä vaikutusta biologiselle monimuotoisuudelle.* Biodiversiteettioikeudessa keskeisinä ympäristötekijöinä (tosiseikkoina) ovat luonnollisesti biologinen monimuotoisuus osineen sekä ihmisten toimenpiteet, jotka kohdistuvat biodiversiteettiin tai muutoin vaikuttavat siihen (ihmisten, laajemmin yhteiskunnan ja luonnon vuorovaikutussuhteet)¹.

Turvaamistavoitteiden toteuttaminen asettaa eräitä *vaatimuksia oikeusnormeille* (oikeusperiaatteille ja säännöille) sekä niihin tukeutuville *ohjausmekanismeille*. Mikäli haluamme todella saavuttaa biodiversiteettioikeuden tavoitteet, tulee oikeudellisten ohjausmekanismien olla riittäviä. Riittävän tehokkaan biodiversiteettioikeudellisen systeemin kehittämisen perustana tulee olla mahdollisimman yhtenäinen käsitys käytettävien termien merkityssisällöistä (2 luku). Nämä käsitteet ovat kuitenkin vasta ensimmäisenä lähtökohtana biodiversiteettioikeuden omille yleisille opeille. Toisen yleisten oppien perustan muodostavat turvaamistavoitteet ja niihin liittyen esimerkiksi turvaamisen aikadimensiot ja turvaamissuhteet (3 luku). Biodiversiteettioikeuden yleisiin oppeihin kuuluvat myös erilaiset ohjausperiaatteet ja -mekanimit (jaksot 4.2 ja 4.3)². Toisaalta niihin sisältyy erityispiirteitä pyrittäessä ohjaamaan ihmisten käyttäytymistä biodiversiteetin turvaamistarkoituksessa (jakso 4.4). Näistä erityispiirteistä keskeisimmät liittyvät toiminnan suoraan ohjaamiseen ns. navigointitoiminnoin sekä oikeudellisiin konseptioihin (jaksot 4.4.1, 4.4.2 ja 4.4.3). Yleisiin oppeihin on tarpeen liittää myös normitason linjaukset biodiversiteettioikeuden

¹ Hollo on luonnehtinut ympäristöoikeutta oikeudenalaksi, jossa tutkitaan ympäristöoikeuden kattamien normisisältöjen kannalta ympäristötekijöiden ja -arvojen asemaa oikeusjärjestyksessä. Hänen mukaansa ympäristöoikeuden tehtävänä on osoittaa ympäristönkäytön periaatteet ja oikeusvarmuutta lisäten analysoida sääntelyjärjestelmien sisältöä ja yhteisvaikutusta. Ks. Hollo 1991 s. 18–19. Ks. myös jakso 2.2.2.

² Hollo (1991 s. 31) on vastaavasti kehittänyt ympäristön suojelua ja hoitoa, luonnonvarojen käyttöä yms. koskevan ympäristöoikeuden yleisiä oppeja eli yhteisiä käsitteitä ja sääntelyperiaatteita.

tehokkuudesta tai, toisin ilmaisten, ohjauksen toteutumisesta (jakso 4.5). Aluksi on kuitenkin syytä täsmentää ohjauksen kohde (4.1.2) ja sen muodot (4.1.3).

4.1.2 Kohde

Biodiversiteettioikeudellinen ohjaus voidaan kohdistaa ainoastaan *inhimilliseen toimintaan eri tasoilla ja tavoin*, vaikka turvaamistavoite kohdistuu biologiseen monimuotoisuuteen ja sen osiin. Luonnon omiin prosesseihin ohjauksella ei voida vaikuttaa. Ohjaus voi pureutua sekä biodiversiteettiä koskevaan päätöksentekoon (välillinen ohjaus) että erilaisiin konkreettisiin toimiin (välitön ohjaus), joilla on merkitystä biodiversiteetin kannalta. Ohjauskeinoilla tässä yhteydessä tarkoitetaan niitä välineitä, joilla biodiversiteetin turvaamistavoitteet asetetaan ja yritetään saavuttaa³. Ohjaus voi kohdistua inhimilliseen toimintaan, joka pyrkii biodiversiteetin suojeluun ja hoitoon (positiivinen vaikutus) tai sen osien käyttöön ja muuhun heikentämiseen (negatiivinen vaikutus).

Koska oikeudellinen ohjaus voi koskea ainoastaan ihmisen käyttäytymistä, on biodiversiteetin turvaamistavoitteet jollakin tavoin *muutettava ihmisen käyttäytymisen ohjaamiseksi*. Ihmisten toimintatapoihin voidaan vaikuttaa lisäämällä tietoa, vetoamalla järkeen, vetoamalla moraaliin taikka käyttämällä taloudellisia tai oikeudellisia ohjauskeinoja. Oikeudelliset ohjauskeinojen toteuttaminen voidaan vielä varmistaa hallintopakon tai sanktioiden avulla.⁴ Oikeudellisten ohjauskeinojen ohella voidaan käyttää periaatteita. Nämä ohjausperiaatteet edistävät tavoitteiden huomioon ottamista päätöksenteossa, mutta niistä ei ole lopulliseksi ratkaisuksi konkreettisen toiminnan ohjaamisessa. Joka tapauksessa lisätutkimusta tarvitaan siitä, kuinka konkretisoida tai operationalisoida turvaamistavoitteet ihmisten toimien ohjaamista varten⁵.

Biodiversiteettiä turvaava oikeudellinen ohjaus voidaan toteuttaa *monin lähestymistavoin*. Tässä jaksossa kuvataan eräin esimerkein, kuinka biodiversiteetin turvaaminen (suojaus, kestävä käyttö ja heikentymisen ehkäiseminen) voidaan siirtää ihmisten käyttäytymisen ohjaamiseen. Seuraavat teesit on tarkoitettu keskustelun lähtökohdaksi. Nämä teesit on rakennettu liittymäkohdiksi luvussa 3 esitetyille biodiversiteetin turvaamistavoitteille ja tässä luvussa esitetyille ihmisten toiminnan ohjaamiselle.

Biodiversiteetin turvaaminen asettaa seuraavia vaatimuksia ihmisten toimille ja niiden ohjaamiselle:

³ Ks. ympäristöpolitiikan instrumenteista (ohjauskeinoista) esimerkiksi Sairinen 2000 s. 36–39. Ks. myös mitä teoksissa Kuusiniemi ym. (2001 s. 97) ja Hollo (1991 s. 38) on todettu ympäristönkäytön ohjauskeinoista.

⁴ Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 97–98.

⁵ Ks. tavoitteiden operationalisoinnista esimerkiksi Westerlund 1997a s. 43–51.

- a) ihmisten toimet eivät vähennä tai heikennä merkittävästi biologista monimuotoisuutta pitkällä aikavälillä⁶;
- b) ekologiset intressit ja rajat (mukaan lukien ekologinen riippuvuus ja epälineaarisuus) otetaan ihmisten toimissa mahdollisuuksien mukaan huomioon, mikä tapahtuu 1) ensisijaisesti biodiversiteettiä koskevan tieteellisen tiedon ja tietämyksen pohjalta ja toissijaisesti 2) varovaisuusperiaatteen pohjalta⁷ ;
- c) ihmisten toimet eivät vaaranna peruuttamattomalla tavalla lajien ja luontotyyppien suotuisaa suojelutasoa⁸;
- d) ennalta varautuminen ihmisten toimissa ja niiden ohjaamisessa on ensisijaisesti jälkikäteisiin keinoihin verrattuna⁹; ja
- e) ihmisten toimilta ja niiden ohjauskeinoilta edellytetään biodiversiteetin dynaamisuuteen sopivaa joustavuutta¹⁰.

Suojelu, käyttö ja heikentymisen estäminen kytkeytyvät teeseissä toisiinsa¹¹. Suojelussa lähtökohtana on biodiversiteetin osien (lajien, luontotyyppien ja ekosysteemien jne.) jättäminen kokonaan hyödyntämättä. Suojelusta voidaan poiketa hoitotoimenpitein kuitenkin niin, ettei suojelun kokonaistarkoitus vaarannu. Suojelussakin hoitotoimenpiteet tehdään kestävän käytön pohjalta.

Kestävässä biologisten luonnonvarojen käytössä biodiversiteetti voi toipua käytöstä. Tällöin biologisten luonnonvarojen käyttö ja käyttämisestä aiheutuvat päästöt on rajoitettava tasolle, jonka luonto sietää (sietokynnyks). Tällöin käyttö ei myöskään saa vahingoittaa peruuttamattomasti käytettäviä luonnonvaroja ja muita biodiversiteetin osia (uusiutumismahdollisuus)¹². Suojelun ja kestävän käytön onnistuminen edellyttää, ettei muutkaan ihmisen toimet heikennä merkittävästi biodiversiteettiä (sietokynnyks) tai peruuttamattomasti tuhoa biodiver-

⁶ Ks. esimerkiksi Rion sopimuksen johdannon 6 ja 23 kohdat ja 2 artiklan 16 kohta. Ks. myös esimerkiksi Glowka ym. 1994 s. 10, 14 ja 24 ja Johnston 1996 s. 52.

⁷ Tämän teesin edellytyksenä on, että päätöksentekijät ja yleisö voivat niin laajasti kuin mahdollista 1) saada tietoa biodiversiteetistä ja sen suojelusta, 2) ottaa huomioon erilaiset mahdollisuudet ylläpitää biodiversiteettiä ja 3) käyttää varovaisuusperiaatetta turvaamaan biodiversiteettiä, kun sitä koskeva tieto on puutteellista (ks. myös Rion sopimuksen johdannon 7 ja 9 kohdat, esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 80 ja jakso 4.2.2). Ekologisista rajoista oikeudessa ks. myös Kuala Lumpurin sopimuksen II ja III luku, Westerlund 1997 s. 161, Christophersen 1997 s. 209, Christensen 1998 s. 158–159, Gipperth 1999 s. 246–247 ja 252–253 sekä jaksot 2.2.2 ja 4.4.3.

⁸ Ks. myös luontodirektiivin 2 artiklan 1 ja 2 kohta, LSL 5.1 § ja jakso 4.4.3 sekä esimerkiksi Kallio 2001 s. 57.

⁹ Ks. myös Rion sopimuksen johdannon 8 kohta ja esimerkiksi Johnston 1996 s. 52.

¹⁰ Ks. myös Johnston 1996 s. 52.

¹¹ Ks. myös taulukko jaksossa 6.2.

¹² Luonnonvarojen kestävä käyttö (orgaaninen ja epäorgaaninen) sisältää ainakin yhden lisätaavoitteen toiminnan ohjaamiselle. Tämän tavoitteen nojalla uusiutumattomia luonnonvaroja tulisi kompensoida uusiutuvilla. Kuitenkin tämä kompensointi on mahdollista vain, kun uusiutuvien luonnonvarojen kestävyys voidaan taata niin, ettei käytöstä aiheudu merkittävää uusiutuvan luonnonvaran vähenemistä (ks. myös Glowka ym. 1994 s. 24). Ks. kestävän käytön periaatteesta myös jakso 4.2.2.

siteettiä (uusiutumismahdollisuus). Ihmisten onkin ehkäistävä, vähennettävä ja kontrolloitava biodiversiteetin käyttöä ja heikentymistä erityisin toimin niiden lähteellä. Erityisiä toimia ovat esimerkiksi ympäristöystävällisten ja luonnonmukaisten käytäntöjen edistäminen sekä biodiversiteettiä heikentävien yhdisteiden, kuten maatalouden torjunta-aineiden, lannoitteiden ja muiden kemiallisten tuotteiden, käytön kontrollointi¹³.

Biodiversiteetin turvaamiseen ohjaaminen voidaan jakaa karkeasti¹⁴ *informatiiviseen, taloudelliseen ja oikeudelliseen ohjaukseen*, ja se voidaan toteuttaa erilaisten periaatteiden ja mekanismien, kuten strategioiden, instrumenttien ja standardien avulla¹⁵. Tässä tutkimuksessa lähdetäänkin instrumentalistisesta suhtautumistavasta oikeussäätelyyn. Omaksutun näkemyksen mukaisesti voidaan säädettävien mekanismien avulla saada aikaan turvaamistavoitteiden kannalta myönteisiä tuloksia, korjata voimassa olevan säätelyn epäkohtia ja ohjata muutenkin kehitystä biodiversiteettiä turvaavaan suuntaan.¹⁶ Näihin ohjausmekanismeihin linkittyvät erilaiset menettelyä ja päätöksentekoa koskevat kysymykset¹⁷. Seuraavassa jaksossa tutustutaan lähemmin siihen, miten eri ohjausmuodot kytkeytyvät biodiversiteetin turvaamiseen.

4.1.3 Muodot

Informatiivinen ohjaus. Biodiversiteettiin vaikuttavaa ihmisen toimintaa voidaan ohjata informaation avulla. Avainsana tällaisessa ohjauksessa on oppiminen.¹⁸ Informaatio-ohjaukseen voidaan liittää laaja joukko *mekanismeja*, joilla toimijoihin pyritään vaikuttamaan heidän tietoaan ja tietämystä lisäämällä. Toimijat, kuten kansalaiset ja yritykset, ovat ohjauksen kohteina eri rooleissa, esimerkiksi kuluttajina, maanviljelijöinä ja metsänkäyttäjinä, mikä lisää informaatio-ohjauksen epäyhtenäisyyttä. Tästä huolimatta informaatio-ohjaus on tärkeä vaikuttamisen väylä. Esimerkiksi suositukset hyvistä viljelymenetelmistä ja koulutus ympäristötuen yhteydessä saattavat olla huomattavasti tehokkaampia keinoja kuin pakkoon perustuva hallinnollinen ohjaus. Myös ympäris-

¹³ Ks. esimerkiksi Rion sopimuksen johdannon 8 kohta ja Kuala Lumpurin sopimuksen 10 artiklan a kohta.

¹⁴ ”Karkeasti” viittaa siihen, että ihmisen käyttäytymistä ohjataan myös muulla tavoin, esimerkiksi emootioihin vaikuttavin keinoin, vaikka edellä mainittujen ohjauskeinojen on ajateltu toimivan paljolti rationaalisen ajattelun pohjalta. Koska järki ja emootiot ovat kuitenkin samanaikaisesti läsnä kaikessa inhimillisessä toiminnassa, kuten päätöksenteossa, ohjauksessa ei voida jättäytyä yksinomaan rationaalisuuden varaan.

¹⁵ Ks. myös Hollo 1991 s. 38, Vihervuori 1998b s. 221 ja jakso 4.3.

¹⁶ Ks. instrumentalistisesta suhtautumistavasta myös Tala 2001 s. 2.

¹⁷ Ks. myös jaksot 5.3 ja 5.4.

¹⁸ Ks. esimerkiksi Sairinen 2000 s. 37.

tökasvatuksella voi olla huomattava merkitys biodiversiteettiä turvaavien käytäytymismallien omaksumisessa.¹⁹

Puhtaaseen informaatio-ohjaukseen liittyy biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta ainakin *kahdenlaisia heikkouksia*. Ensinnäkin, biodiversiteettiä turvaavia tehokkaita toimia varten tarvitaan riittävää ja asianmukaista tietoa. Tosiasiassa biodiversiteettiä koskeva tieto on kuitenkin vielä riittämätöntä²⁰. Olemassa olevan tietämyksen pohjalta on vaikea arvioida tarkasti, mitkä ovat ihmisten toiminnan vaikutukset erilaisille ekosysteemeille, ja ymmärtää riittävästi taloudellisten toimien, kehityksen ja biodiversiteetin suojelun välisiä suhteita²¹. Kyse on siis sekä luonnontieteellisen että yhteiskuntatieteellisen tietämyksen puutteista.

Tiedolliset heikkoudet ovat seurausta muun muassa 1) riittämättömästä tutkimuksesta, 2) luonnon ja ihmisen vuorovaikutussuhteiden monimutkaisuudesta, 3) riittämättömästä tiedon saannista tai sen riittämättömästä käytöstä. Tutkimustietoa kaivataan ainakin lajien ja ekosysteemien inventointien yhteensovittamisesta, perinteisistä biodiversiteettiä koskevista käytännöistä ja tietämyksestä sekä muutoksista ekosysteemien käytössä.²²

Toiseksi, vaikka käytössä olisi riittävä ja asianmukainen tieto, on jollakin tavoin varmistettava *tiedon siirtyminen ihmisten toimintaan*. Yleisesti tutkimusta täytyy lisätä ja voimistaa niin, että parannetaan ymmärtämystä biodiversiteetistä ja sen potentiaalisesta roolista rakennettaessa kestäviä ihmisten yhdyskuntia. Tarvitaan merkittävästi enemmän tietoa siitä kuinka, miksi ja missä ihmisten toimet vaikuttavat biodiversiteettiin, jotta voidaan antaa asianmukaista tietoa poliitikoille ja päätöksentekijöille. Tutkimuksen täytyy avustaa suoje-lutoimia lisäämällä niistä saatavaa tietoa sekä täydentämällä ja parantamalla suoje-lutoimia; tutkimus ei kuitenkaan voi korvata välitöntä toimintaa. Ja kuitenkin, vaikka käytössämme olisi täydelliset inventointitiedot globaalista biodiversiteetistä, ongelmana on, kuinka kontrolloida ihmisten tuhoavaa käyttäytymistä.²³ Ihminen saattaa ympäristökasvatuksesta huolimatta tuhota biodiversiteettiä.

Eräs vastaus tuhoavan käyttäytymisen kontrolloimiseksi on luonnollisesti informaatio-ohjauksen kytkeminen oikeusnormeihin. Tällöin kuitenkin siirtyään puhtaasta informaatio-ohjauksesta oikeudelliseen ohjaukseen, jossa

¹⁹ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 98–99.

²⁰ Vaikka luontoa ja sen osia koskevassa tutkimuksessa on tapahtunut huomattavaa edistystä, silti Suomessakin joudutaan tiedon puuttuessa yhä tekemään ”valistuneen arvauksen” pohjalta monia luonnonsuojelua koskevia johtopäätöksiä. Ks. biodiversiteetin suoje-luun liittyvistä vaikeuksista myös Hanski ym. 1998 s. 524–525.

²¹ Ks. Heywood 1995 s. 783.

²² Ks. Heywood 1995 s. 783–784.

²³ Ks. Heywood 1995 s. 784. Ks. tutkimustarpeesta myös ympäristöministeriö 1995 s. 46–49.

ihmisen käyttäytymistä suunnataan lainsäädännön avulla ja lain tavoitteiden vastaiseen toimintaan puututaan tarvittaessa esimerkiksi hallinnollisin pakokeinoin. Lainsäätjä voikin panna täytäntöön erilaiset tietoon pohjautuvat tavoitteet ja strategiat biodiversiteetin turvaamiseksi tukeutumalla esimerkiksi erilaisiin oikeudellisiin instrumentteihin. Tavoitteiden saavuttamiseksi lakiin voidaan sisällyttää esimerkiksi ennalta ehkäiseviä instrumentteja, kuten luvat ja ilmoitukset, ja/tai jälkikäteisiä instrumentteja, kuten sanktio- ja vahingonkorvausmenettelyt. Toisaalta informaatio-ohjaus itsessään voidaan ankkuroida lainsäädäntöön niin, ettei tiettyyn päätökseen tai muuhun toimeen saa ryhtyä ilman riittävää ja asianmukaista tietoa biodiversiteetistä ja toimen vaikutuksista siihen. Tässä tarkoituksessa lainsäätjä voi edellyttää tiedon keräämistä esimerkiksi erilaisissa ympäristövaikutusten arviointimenettelyissä. Jos tieto kaikesta huolimatta on puutteellista, voidaan esimerkiksi varovaisuusperiaatetta käyttää täyttämään tiedollisia aukkoja ja ohjaamaan päätöksentekijöitä²⁴.

Jaksossa 4.3.3 kuvataan tarkemmin informatiivisia instrumentteja siltä osin, kun ne kytkeytyvät osaksi oikeudellista ohjausta. Tällöin siirrytään puhtaasta informaatioon perustuvasta ihmisten käyttäytymisen ohjauksesta (koulutuksesta yms.), informatiivis-oikeudelliseen ohjaukseen. Tämä siirtyminen voidaan nähdä osana ekologista modernisaatiota, jossa luonnontieteellisen tiedon ja oikeudellisten ohjauskeinojen yhdistäminen näkyy esimerkiksi ympäristövaikutusten arviointimenettelyn kaltaisina instrumentteina²⁵.

Taloudellinen ohjaus. Toinen inhimilliseen toimintaan vaikuttamisen muoto on taloudellinen ohjaus, jossa yhtenä kantavana ajatuksena on ympäristöllisten ns. *ulkoiskustannusten sisällyttäminen tuotteen hintaan*. Ulkoiskustannuksina voidaan periaatteessa käsitellä esimerkiksi luonnon monimuotoisuuden vähenemistä, vaikka kyseiselle ilmiölle ei voidakaan määritellä suoranaista markkinahintaa.²⁶ Taloudellisen ohjauksen keinoina ovat esimerkiksi maksut, verot ja tuet²⁷.

Taloudellinen ohjaus ei välttämättä eroa kovin selkeästi hallinnollisesta ohjauksesta. Kalle Määttä on yrittänyt löytää taloudelliselle ohjaukselle selvää ”tunnusmerkistöä”, joka erottaisi sen hallinnollisesta ohjauksesta, mutta hän on päätenyt siihen, ettei selkeää eroa ole, vaikka ”jonkinlaisia yritelmiä tällaisiksi tunnusmerkistöiksi on esitetty”²⁸. Merkittävänä erona hallinnollisen ja taloudellisen ohjauksen välillä on pidetty normatiivisuuden astetta. Hallinnollinen ohjaus on nähty tiukan normatiivisena: tietty toiminta on siinä selkeästi sallittu tai kielletty. Sen sijaan taloudellisessa ohjauksessa toiminnanharjoittaja viime kädessä päättää, maksaako ympäristöverot tai -maksut vai vähentääkö kulutusta

²⁴ Ks. varovaisuusperiaatteesta esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 80 ja jakso 4.2.2.

²⁵ Ks. esimerkiksi Hollo 2001 s. 15 ja Sairinen 2000 s. 79.

²⁶ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 105.

²⁷ Ks. taloudellisten ohjauskeinojen luokittelusta esimerkiksi Bändi 1996 s. 204–206. Ks. metsäverotuksen vaikutuksesta metsäpolitiikan toteutumisessa esimerkiksi Lähteenoja 2000 s. 318–330.

²⁸ Ks. Määttä K. 1999 s. 24.

tai saastuttamista. Käytännössä näiden ohjausmuotojen ero ei kuitenkaan normatiivisuuden osalta ole näin selkeä, mistä voidaan taloudellisten ohjauskeinojen osalta antaa kaksi esimerkkiä: 1) ympäristövero voi perustua ns. *target load* eli tavoitetasoperiaatteelle, jolloin kuormittaja maksaa veroa vasta ylitettyään tietyn päästötason; 2) ympäristötuki saatetaan myöntää vakiosuuruisena ehdolla, että yritys tekee laissa tai sitä alemman tasoisissa määräyksissä tarkemmin määritellyt ympäristönsuojeluinvestoinnit. Toisaalta hallinnollisiin ohjauskeinoihin sisältyy joustoa niin, että esimerkiksi ympäristöluvut määräyksineen eivät välttämättä aiheuta yrityksille puhtaasti 'joko tai' -tilanteita, vaan toiminnanharjoittajalle saattaa jäädä vastaavanlaista valinnanvapautta kuin taloudellisissa ohjauksessa. Myös hallinnollinen ohjaus voi jäädä saastuttajan päätöksellä toteutumatta.²⁹ Tällöin hallinnollisen ohjauskeinoon sanktio saattaa muuttua harkituksi päästömaksuksi, ellei sanktio ylitä asianmukaisessa suhteessa tavoitellusta päästötasosta tai muusta oikeudellisesta päämäärästä yritykselle aiheutuvia kustannuksia³⁰.

Tavallisesti eri toimet pyritään toteuttamaan niin säästäväisesti (taloudellisen tehokkaasti) kuin mahdollista. Kuitenkin, kun biologisia luonnonvaroja käytetään tai muuten heikennetään, hyödyt ja kustannukset lasketaan tavallisesti lyhyelle aikavälille, mikä suosii lyhyen tähtäimen hyödyntämisä, kun taas käytön kestävyyttä voidaan arvioida ainoastaan pitkällä aikavälillä. Toisaalta pilaantumattoman biodiversiteetin (ympäristön) arvoa on vaikea mitata rahana³¹. Yksi suurimmista haasteista onkin arvioida talouselämän toimien biologiset seuraukset ja kehittää asiaan soveltuvat taloustieteelliset mallit luonnonvarojen kestävä käyttöä varten³². Onkin havaittu, että käytössä olevat päätöksenteon arviointimetodit, kuten kustannushyötyanalyysi, kuvaavat riittämättömästi luonnonvarojen ja ekosysteemien todellisia ympäristöllisiä ja sosioekonomisia arvoja³³.

Vaikka biodiversiteetin taloudellinen arvottaminen ei olekaan selkiytynyt, ei silti ole periaatteellista estettä ohjata toimintaa kestävämpään suuntaan lisäämällä lyhyellä aikavälillä toiminnan kustannuksia (esimerkiksi ympäristöveroin) tai hyötyjä (esimerkiksi ympäristötuin). Ollakseen tehokasta tällaisen taloudellisen ohjauksen tulisi kuitenkin jollakin tavoin arvioituna olla riittävässä suhteessa toiminnan todellisiin, biodiversiteettiin kohdistuviin, haittavaiku-

²⁹ Ks. Määttä K. 1999 s. 25.

³⁰ Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 107.

³¹ Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 107. Rahaa parempana mittana voisi olla energia, joka tarvitaan tietyn heikentyneen alueen luonnontilan palauttamiseen. Tällä yhtälöllä jokainen ymmärtää, miten paljon energiaa tarvittaisiin (vaikka meillä olisi tarvittava tietämys ja teknologia) ennen kuin sukupuuttoon kuollut eläin voitaisiin palauttaa henkiin ja kestäväksi kannaksi. Tällä hetkellä sukupuutto uhkaa monia uhanalaisia eläimiä; silti niille laskettu taloudellinen arvo pohjautuu lähinnä eliöyksilön käyttöarvoon. (Ks. asiasta tarkemmin Christensen 1998 s. 223.)

³² Ks. Heywood 1995 s. 787.

³³ Ks. Heywood 1995 s. 788. Ks. myös Westerlund 2000 s. 417.

tuksiin (ulkoiskustannuksiin). Taloudellista ohjausta käytetään esimerkiksi metsä- ja maataloudessa. Maanomistaja voikin saada rahoitusta kuluihin, joita aiheutuu hänen suojellessaan biodiversiteettiä enemmän kuin lain vähimmäisvaatimukset edellyttävät³⁴.

Tavallisesti taloudellinen ohjaus ankkuroidaan myös jollakin tavoin lainsäädäntöön, sillä ilman oikeudellisten ohjauskeinojen tukea taloudellinen ohjaus saattaa osoittautua riittämättömäksi biodiversiteetin turvaamisessa. ”Markkinoiden näkymättömällä kädellä” ei ole sellaista itseään korjaavaa mekanismia, jonka avulla se ottaisi huomioon biologiset menetykset ja biodiversiteetin vähenemisen. Jonkinasteinen ns. *command and control* on siis taloudellisen ohjauksen ohella tarpeen.³⁵

Nykyiset markkinoihin perustuvat ohjauskeinot eivät voi yksinään turvata luontoa. Tarvitaan erilaisten ohjauskeinojen yhdistelmiä. Taloudellisia ohjausmekanismeja on myös kehitettävä niin, että niiden taustalla on paitsi taloudelliset myös sosiaaliset ja ympäristölliset arvot.³⁶ Jaksossa 4.3.3 kuvataan sellaisia taloudellisia instrumentteja, jotka kytkeytyvät eri tavoin lainsäädäntöön. Tällöin voidaan puhua taloudellis-oikeudellisista instrumenteista.

Oikeudellinen ohjaus. Biodiversiteetin turvaamiseksi tarvitaan informatiivisen ja taloudellisen ohjauksen lisäksi julkisen vallan harjoittamaa puhtaan oikeudellista ohjausta. Tavallisesti oikeudellinen ohjaus toteutetaan hallintotoiminnalla, joten sitä kutsutaan toisinaan myös *hallinnolliseksi ohjaukseksi*³⁷. Tällainen ohjaus voi kohdentua välillisesti biodiversiteettiin vaikuttavaan päätöksentekoon tai välittömästi biodiversiteettiin vaikuttaviin toimiin. Tästä poikkeuksena ns. *ohjausperiaatteet* ulottuvat lainsäädännön kehittämisen lisäksi lähinnä välilliseen ohjaukseen eli tässä mielessä oikeusnormeja soveltavaan ratkaisutoimintaan³⁸. Toisaalta ohjausperiaate voi vähin erin konkretisoitua ensin oikeusperiaatteeksi ja sitten säännöiksi, jolloin viimeistään biodiversiteettiin vaikuttavaa toimintaa ohjaavat suoraan kyseiset säännöt. Tällaisesta konkretisoitumisesta on hyvä esimerkki YSL 4.1 §:n 3 kohdan sisältämä ”paras käyttökelpoinen tekniikka” -standardi (BAT)³⁹. Biodiversiteettiin vaikuttavien toimien (tai henkilöiden käyttäytymisen) ohjaus voi olla suoraa tai epäsuoraa.

³⁴ Ks. MetsäL 3 luku sekä KMRL 7 ja 19 §.

³⁵ Ks. Heywood 1995 s. 789.

³⁶ Ks. Di Leva 2002 s. 84 ja 95.

³⁷ Hallinnolliseen ohjaukseen painottuvia biodiversiteettioikeudellisia instrumentteja analysoidaan tarkemmin jaksossa 4.3.3.

³⁸ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 72.

³⁹ Ks. myös lupamääräyksiä koskeva YSL 43.3 § ja Kuusiniemi ym. 2001 s. 72. BAT:a voidaan pitää sanallisena standardina siinä mielessä, että kyse on tavasta yhdenmukaistaa tapauskohtaista ratkaisutoimintaa tai ainakin sen vähimmäisvaatimuksia toiminnan kulloistenkin tapauskohtaisten olosuhteiden kustannuksella (ks. Vihervuori 1998 b s. 228).

Epäsuora käyttäytymisen ohjaus jättää toimijalle laajan harkintavallan, kun taas suora ohjaus jättää hänelle vähän tai ei ollenkaan liikkumatilaa.⁴⁰

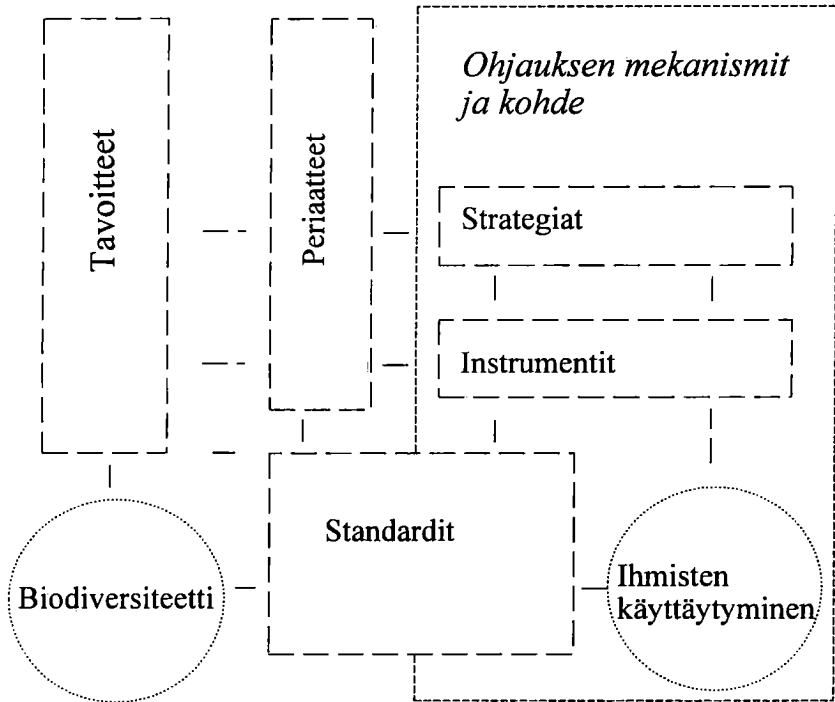
Biodiversiteettioikeudellisessa ohjauksessa taustalla on *teleologisen eli päämäärää korostavan toiminnan malli*, joka Habermasin tavoin ymmärrettynä laajenee ”strategiseksi kun toimijan menestyslaskelmaan sisältyy mahdollisuus liittää ainakin yhden muun tavoitteellisesti toimivan ratkaisuja koskevat odotukset”⁴¹. Jotta jokin tapahtuma voitaisiin ymmärtää teleologiseksi toiminnaksi, toimijalta voidaan edellyttää kahdenlaista suhdetta objektiiviseen maailmaan: hän kykenee tiedostamaan olemassa olevia ja tuottamaan toivomiaan asiantiloja. Strategialla pyritään *menestykseen* tähtääviin toimintoihin tai yksinkertaisemmin asetettujen tavoitteiden saavuttamiseen – tässä biodiversiteetin turvaamiseen – eri toiminnoissa. Strategioihin ei yleensä sisälly sellaisia oikeudellisia normeja, joita soveltamalla voitaisiin pakottaa joku muu tavoitteellisesti toimiva taho normin, sosiaalisesti toivottavan asiantilan, mukaiseen toimintaan. Tämän vuoksi tarvitaan strategioiden lisäksi joustavia säännöksiä sisältäviä instrumentteja ja muun muassa näitä säännöksiä konkretisoivia standardeja toteuttamaan strategioita.⁴² Tällaisin ohjausmekanismein operationalisoitavien oikeusnormien taustalla on laajimmillaan kansainvälisellä, EY:n tasolla ja kansallisella tasolla syntynyt *yhteisymmärrys* tärkeistä luontoa koskevista arvoista.⁴³

⁴⁰ Ks. tarkemmin Kloepfer – Winter 1996 s. 47–48.

⁴¹ Ks. Habermas 1987 s. 72.

⁴² Ks. erilaisista ympäristöpolitiikan strategioista ja niiden toteuttamisvälineistä esimerkiksi Sairinen 2000 s. 70–83. Esimerkiksi MRL:n valmistelussa lähdettiin siitä, että maakunnan suunnitteluun kuuluu strategispainotteinen maakuntasuunnitelma, jossa osoitetaan maakunnan tavoiteltu kehitys. Se vastaa pitkälle RakL:n aikana laadittuja seutusuunnitelmia ja maakuntien kehittämissuunnitelmia. Maakuntasuunnitelmassa osoitettua kehittämissuunnitelmaa täsmennetään ja toteutetaan toisaalta maakuntakaavalla, joka ohjaa muuta alueiden käytön suunnittelua, ja toisaalta alueellisella kehittämisohjelmalla. (Ks. HE:n 101/1998 MRL 25 §:ää koskevat yksityiskohtaiset perustelut.) Maakuntakaava voidaan tässä mielessä mieltää strategiaa toteuttavaksi instrumentiksi, jolla on MRL 32 §:n mukaiset oikeusvaikutukset muuhun suunnitteluun ja viranomaistoimintaan.

⁴³ Ks. strategisesta (menestyksestä) ja ei-strategisesta (yhteisymmärryksestä) myös Habermas 1987 s. 75 ja 79, standardeista Vihervuori 1998 b s. 221 ja strategioista ja instrumenteista Hollo 1991 s. 38.



Kuvio 9: Biodiversiteettioikeudellinen ohjaus.

Oikeudellisen ohjauksen keskeisiä välineitä eli mekanismeja ovat siis strategiat, instrumentit ja erilaiset standardit. Mekanismit voidaan käytäntöä yksinkertaistaen mallintaa seuraavalla tavalla: Biodiversiteettioikeuden tavoitteet täsmennetään strategioissa, joita toteutetaan instrumenttien ja standardien avulla. Strategioin, instrumentein ja standardein voidaan ohjausperiaatteiden ohella siten rakentaa siltaa ihmisten käyttäytymisen (tai viime kädessä ihmisen toiminnan) ja biodiversiteetin turvaamistavoitteen välille. Instrumenteissa asetetaan päätöksenteon puitteet pääasiassa joustavin säännöksin, joita standardit voivat konkretisoida⁴⁴. Esimerkiksi luvan myöntämisedellytyksiä voidaan tällä tavoin tämentää standardien avulla. Oikeudellisin instrumentein tapahtuva ohjaus pohjautuu asiaa yksinkertaistaen biodiversiteettioikeuden tavoitteisiin, periaatteisiin ja sääntöihin. Tosin käytännön toiminnassa tämänkin tyyppinen ohjaus on osa laajempaa erilaisten yleisten ja yksityisten intressien yhteensovittamista. Biodiversiteettioikeuden periaatteita analysoidaan tarkemmin jaksossa 4.2 ja mekanismeja jaksossa 4.3.

⁴⁴ Ks. standardien osalta Vihervuori 1998b s. 221.

4.2 OHJAUSPERIAATTEET

4.2.1 Periaatteiden erottelua säännöistä ja tavoitteista

Biodiversiteetin turvaamista edistävien tavoitteiden (turvaamispolitiikan) toimeenpano voi ainakin osittain tapahtua oikeudellisin periaattein ja säännöin. Vaikka raja tavoitteiden, oikeusperiaatteiden ja -sääntöjen välillä ei ole aina käytännössä selvä, teoreettisesti niillä on eroa⁴⁵.

Säännöistä oikeusperiaatteet eroavat yleisyysasteeltaan, arvoisällöltään ja syntyavaltaan⁴⁶. Näillä periaatteilla on myös pysyvämpi luonne kuin säännöillä⁴⁷: ne muodostavat oikeusjärjestyksen syvyyskudoksen osana oikeuskulttuuria, toisin kuin kertakäyttöisemmät oikeuden pintatason säännökset⁴⁸. Oikeusperiaatteet ohjaavat siten ihmisten käyttäytymistä yleisemmällä tasolla kuin säännöt⁴⁹. Periaatteet voivat ohjata samanaikaisesti useita toimia ja antaa jokaisessa näistä toimista yleisen suunnan päätöksentekijälle tai muulle toimijalle. Mutta toisin kuin säännöt, periaatteet eivät edellytä tarkalleen tietyn tyyppistä käyttäytymistä tai muutoin rajoita ihmisten toimintamahdollisuuksia.⁵⁰ Periaatteen edellyttämä ratkaisun suunta ei ole tässä mielessä yhtä ehdoton kuin säännön. Periaatteita voidaan luonnehtia myös joustavammiksi kuin sääntöjä, sillä periaatteet jättävät myös suhteellisesti laajemman harkinnanvaran päätöksentekijälle kuin säännöt.⁵¹ Periaatteet voivat muodostaa yleisen perustan säännöille, jotka siinä tapauksessa ilmaisevat praktisen muotoilun periaatteista. Kuitenkin säännöt voivat olla myös periaatteista riippumattomia.⁵²

Ero biodiversiteettioikeuden tavoitteiden ja periaatteiden välillä piilee tarkoituksessa. Tavoitteiden tarkoituksena on turvata biologista monimuotoisuutta yleisenä etuna, ja turvaamisperiaatteiden tarkoituksena on ohjata yleisellä tasolla ihmisten käyttäytymistä tavoitteiden toteuttamiseksi⁵³. Biodiversiteetin

⁴⁵ Oikeustieteellisessä keskustelussa on pyritty tekemään eroa toisaalta periaatteiden ja sääntöjen välille, toisaalta periaatteiden ja tavoitteiden välille. Ks. Dworkinin teokset 1978 (erityisesti s. 22–28, 90) ja 1986 sekä suomalaisesta kirjallisuudesta esimerkiksi Tolonen H. 1989 s. 345–365). Ympäristöoikeudessa tähän keskusteluun on osallistunut esimerkiksi Ranta (2001 s. 106–146), joka on tiivistänyt ”sääntö–periaate”-keskustelun osaltaan toteamukseen, ettei ehdotonta rajankäyntiä sääntöjen ja periaatteiden välille voida tehdä – ero on suhteellinen.

⁴⁶ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 70.

⁴⁷ Ks. esimerkiksi Ranta 2001 s. 109.

⁴⁸ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 70 ja Tuori 2000 s. 172 ja 196.

⁴⁹ Ks. esimerkiksi Ranta 2001 s. 145.

⁵⁰ Ks. myös Ekroos 1993 s. 74–75 ja Sands 1995 s. 185.

⁵¹ Ks. Ranta 2001 s. 130–136.

⁵² Ks. myös Sands 1995 s. 184–185 ja Ekroos 1993 s. 74.

⁵³ Dworkin (1986 s. 2–3) on todennut tavoitteen ja periaatteen erosta seuraavaa: ”Arguments of policy try to show that the community would be better off, on the whole, if a particular program were pursued. They are, in that special sense, goal-based arguments. Arguments of principle claim on the contrary, that particular programs must be carried out or abandoned because of

turvaamisperiaatteilla, kuten muillakin ympäristöoikeuden ohjausperiaatteilla, ohjataan siis ihmisten käyttäytymistä. Biodiversiteetin turvaamisperiaatteet keskittyvät ennen kaikkea turvaamissuhteeseen eivätkä oikeussubjektien välisen oikeussuhteen järjestämiseen. Biodiversiteetin turvaamisperiaatteiden ohella myös muilla alunperin ympäristöoikeudellisilla ohjausperiaatteilla voi olla merkitystä biodiversiteettioikeudessa.

Biodiversiteetin turvaamistavoitteet voivat muuttua yleisiksi oikeusperiaatteiksi esimerkiksi niin, että osana yhteiskuntapoliittisia tavoitteita ne suodattuvat tavoiteperiaatteina oikeusjärjestyksen sisälle. Toisaalta myös *biodiversiteetin turvaamisen taustalla olevista arvoista saatetaan johtaa arvoperiaatteita*, jotka vähin erin vahvistuvat oikeusjärjestyksessä oikeusperiaatteina. Tavoitteet ja arvot eivät kuitenkaan voi oikeudellisessa mielessä olla normatiivisia ennen kuin ne ovat muuttuneet oikeusperiaateiksi tai -säännöiksi.⁵⁴ Biodiversiteetin turvaamiseen ohjaavat periaatteet (turvaamisperiaatteet) voivat siten muodostua arvo- tai tavoiteperiaatteina oikeusperiaateiksi. Turvaamisperiaatteiden luokittelua tärkeämpää kuitenkin on, että niiden vakiintuminen oikeusperiaateiksi mahdollistaa biodiversiteetin turvaamisen oikeusnormein, eikä vain arvona tai tavoitteena.⁵⁵ Seuraavaksi selvitetään tarkemmin turvaamisperiaatteiden sisältöä ja vakiintumisen astetta sekä eräitä muita biodiversiteetin turvaamiseen liittyviä ohjausperiaatteita.

4.2.2 Biodiversiteetin turvaamiseen liittyvät periaatteet

Yleistä. Ohjausperiaatteiden *asema ja merkitys* (säätelyasema) oikeusjärjestyksessä muuttuu kaiken aikaa. Aluksi periaatteet on istutettava oikeusjärjestelmään. Tämän jälkeen periaatteet on rationaalisesti hyväksyttävä oikeudellisessa yhteisössä niin, että periaatteet vakiintuvat osaksi voimassa olevaa oikeutta⁵⁶. Ennen hyväksyntää ja vakiintumista periaatteet voivat toimia ennen kaikkea moraalisisina ohjeina poliittisella ja tavoitteellisella tasolla.⁵⁷ Lisäksi periaatteilla voi olla merkitystä (moraalisena) tausta-aineistona tietyissä konkreettisis-

impact on particular people, even if the community as a whole is in some way worse off in consequence. Arguments of principle are right-based.” Turvaamisperiaatteiden ”oikeusperusteisuus” ilmenee toisaalta nykyisten ja tulevien ihmiskäytöiden oikeuksina monimuotoiseen luontoon, toisaalta nykyisten sukupolvien vastuuna luonnosta ja sen kirjosta. Turvaamisperuste ei tarkoita luonnon osille myönnettäviä oikeuksia. Ks. myös periaatteen yleistettävyyssvaatimuksesta Tolonen H. 1989 s. 364–365.

⁵⁴ Ks. arvo- ja tavoiteperiaatteista ympäristöoikeudessa esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 71 ja Ranta 2001 s. 113.

⁵⁵ Ks. normin sääntelemän toiminnan käsitteestä myös Habermas 1987 s. 75.

⁵⁶ Ks. tarkemmin periaatteiden oikeudellisesta voimassaolosta esimerkiksi Ranta 2001 s. 118–127.

⁵⁷ Ks. myös Hollo 1991 s. 5 ja 37 ja Ekroos 1993 s. 75.

sa päätöksissä silloinkin, kun niiden oikeudellinen sitovuus on vielä heikko⁵⁸. Tämä koskee myös biodiversiteettioikeudellisia periaatteita. Joillakin niistä on vahva ohjausvoima, toiset niistä vasta ansaitsevat oikeudellisen yhteisön hyväksyntää. Biodiversiteettioikeudellisten periaatteiden sääntelyasemaa voidaan arvioida lainsäädännön ja oikeuskäytännön pohjalta.

*Biodiversiteettioikeudelliset periaatteet on muodostettu ympäristöoikeudellisista periaatteista biodiversiteetin turvaamistavoitteet huomioon ottaen*⁵⁹. Biodiversiteettiä turvaavat periaatteet ovat kytköksissä toisiinsa eri tavoin, ja eräitä niistä on vaikea erottaa toisistaan. Seuraava esitys kyseisten periaatteiden sääntelyasemasta ja sisällöstä perustuu pitkälti kansainvälisessä ympäristöoikeudessa, muodossa tai toisessa, tunnustettuihin periaatteisiin⁶⁰. Esitys ei edes pyri olemaan tyhjentävä, sillä periaatteiden tulkinnallinen sisältö vaihtelee eri maissa ja sisältöön vaikuttaa periaatteiden käyttöyhteys. Kansainvälisten periaatteiden rinnalle on otettu eräitä EY:n ympäristöpolitiikkaan ja kansalliseen ympäristöoikeuteen kuuluvia periaatteita⁶¹, jotka EY:ssa tai Suomessa tunnustuksen ansaittuaan voivat tulla tai ovat tulleet oikeusperiaatteina osaksi asiaan kuuluvaa oikeusjärjestystä. Vaikka yleiset oikeusperiaatteet voivat syntyä puhtaasti osana kansainvälistä oikeutta, monissa tapauksissa kansainvälisoikeudellisten periaatteiden lähtökohdat ovat eri valtioiden oikeusjärjestyksissä. Kaikissa tai useimmissa valtioissa tunnustetut oikeusperiaatteet ovat soveltamiskelpoisia kansainvälisessä oikeudessa. Kansainvälisen tuomioistuimen perussäännön 38 artiklan 1c kohdan nojalla kyseinen tuomioistuin soveltaakin sivistyneissä valtioissa tunnustettuja yleisiä oikeusperiaatteita.⁶²

Osa jäljempänä kuvattavista periaatteista kuuluu kansainväliseen ns. ”pehmeään oikeuteen” (soft law). Kyseiset periaatteet on toisin sanoen otettu vain esimerkiksi julistuksiin, muttei esimerkiksi kansainvälisiin sopimuksiin, jotka edustavat vahvaa sitovuutta (hard law) kansainvälisessä oikeudessa. Usein *soft law* ymmärretään harmaaksi vyöhykkeeksi, jossa se ei ole vahvalle laille ominaisesti binäärinen, on/ei -sitova. Klabbers on kritisoinut tätä väitettä useissa kirjoituksissaan. Hänen mukaansa laki voi olla muun muassa enemmän tai vähemmän tarkka, tehokas tai laaja soveltamisalaltaan, mutta ei enemmän tai vähemmän sitova. Palauttaisin tämän keskustelun kuitenkin siihen, että periaatteet muuttuvat sitoviksi viimeistään silloin, kun ne on

⁵⁸ Ks. periaatteiden merkityksestä päätöksenteossa myös Steele – Jewell 1998 s. 8.

⁵⁹ Ympäristöoikeuden periaatteiden joukosta on tässä tarkoituksessa valittu joitakin edustavia biodiversiteetin turvaamisen mahdollistavia periaatteita. Tämä valinta ei merkitse, etteikö muillakin oikeudellisilla periaatteilla voisi olla merkitystä biodiversiteetin turvaamisen kannalta. Esimerkiksi harkintavallan rajoitusperiaatteet voivat välillisesti, osana hallinnollista päätöksentekoa, vaikuttaa biodiversiteetin turvaamiseen tai vähenemiseen.

⁶⁰ Ks. kansainvälisen ympäristöoikeuden periaatteista esimerkiksi Bilderbeek 1992 s. 84–85 ja Sands 1995 s. 183. Ks. myös Birmie – Boyle 1995 s. 21–24.

⁶¹ Ks. esimerkiksi Jans 2000 s. 31 ja Kuusiniemi ym. 2001 s. 70–72.

⁶² Ks. Bilderbeek 1992 s. 84.

vahvistettu sitovissa kansainvälisissä ja kansallisissa oikeuslähteissä, olivat kyseiset oikeuslähteet sitten sopimuksia, säädöksiä tai sitoviksi katsottavia tuomioistuimen päätöksiä. Tosin periaatteilla voi vahvistamattakin olla moraalista tai poliittista merkitystä. Kaikista jäljempänä mainituista periaatteista voi muodostua, ellei ole jo muodostunut, oikeudellisen auditorion hyväksymisen (vahvistamisaktin) myötä sitovaa normistoa, kuten muun muassa *soft law* -tapauksia koskeva kansainvälinen oikeuskäytäntö osoittaa.⁶³

Rion sopimuksen 3 artiklassa asetettu periaate määrittelee *valtion oikeutta käyttää biologisia luonnonvarojaan*⁶⁴. Tämän periaatteen mukaisesti valtioilla on lähtökohtaisesti suvereeni oikeus hyödyntää biologisia luonnonvarojaan (suvereniteettiperiaate)⁶⁵. Toisaalta valtioilla on vastuu turvata (olla vahingoittamatta) ympäristöä ja sen osana biologista monimuotoisuutta paitsi muiden valtioiden alueella tai kansallisen lainkäyttövallan ulkopuolisilla alueilla, myös oman valtion alueella tai kansallisen lainkäyttövallan sisäpuolisilla alueilla⁶⁶. Tämän valtion vastuun voidaan nähdä heijastelevan jäljempänä kuvattavaa *biodiversiteetin turvaamisperiaatetta*. Oikeus hyödyntää ja vastuu turvata biodiversiteettiä erityisesti suhteessa muihin valtioihin tulee toteuttaa kunnioittaen YK:n peruskirjaa ja kansainvälisen oikeuden periaatteita⁶⁷. Biodiversiteettiä voivatkin turvata ainakin *kestävän kehityksen periaate* (the principle of sustainable development), *kestävän käytön periaate* (the principle of sustainable use), *ennalta varautumisperiaate tai varovaisuusperiaate* (the precautionary principle), *ennaltaehkäisyn tai ennaltaehkäisevien toimien periaate* (the principle of preventive action), *aiheuttamisperiaate* (the polluter pays principle). Biodiversiteettioikeuden kannalta muutoin relevantteja periaatteita voivat olla ainakin *tasapuolisuuden ja oikeudenmukaisuuden periaate* (the equity and equitable principle), *periaate yhteisestä mutta eriytyneestä vastuusta* (the principle of common but differentiated responsibility) sekä *periaate hyvistä naapuruu-*

⁶³ Ks. Klabbers 1996a s. 167–182, Klabbers 1996b s. 157–164 ja Klabbers 1998 s. 381–391.

⁶⁴ Rion sopimuksen 3 artikla: ”Valtioilla on Yhdistyneiden Kansakuntien peruskirjan sekä kansainvälisen oikeuden periaatteiden mukaisesti ehdoton oikeus käyttää omia luonnonvarojaan ympäristöpolitiikkansa mukaisesti ja vastuu siitä, että niiden lainkäyttövallan tai valvonnan alaiset toimet eivät vahingoita ympäristöä toisen valtion alueella tai kansallisen lainkäyttövallan ulkopuolisilla alueilla.” Ks. myös Rion sopimuksen 15 artiklan 1 kohta.

⁶⁵ Ks. tarkemmin biodiversiteetin turvaamisen kytketyymisestä valtion sisäiseen ja ulkoiseen suvereniteettiin Mutanen 2002 s. 407–411.

⁶⁶ Kansainväliset velvollisuudet ilmenevät Rion sopimuksen 3 artiklasta. Kansallinen vastuu voidaan päätellä Rion sopimuksen johdannosta, jossa sopimuspuolet ”vahvistavat, että biologisen monimuotoisuuden suojelu kuuluu koko ihmiskunnalle, vahvistavat uudestaan, että valtioilla on täysivaltainen oikeus biologisiin luonnonvaroihinsa, vahvistavat uudestaan, että valtiot vastaavat (are responsible) biologisen monimuotoisuutensa suojelusta ja biologisten luonnonvarojensa kestävästä käytöstä...”. Ks. myös esimerkiksi Bilderbeek 1992 s. 82 ja 87, Mutanen 2002 s. 414–416 ja Tolvanen 1998 s. 12–13.

⁶⁷ Ks. suvereniteettiperiaate YK:n peruskirjan 2 artiklan 1 kohdassa. Ks. muista soveltuvista periaatteista Glowka ym. 1994 s. 26 ja suvereniteetin relativisuudesta Mutanen 2002 s. 406–418.

ta ja kansainvälisestä yhteistyöstä (the principle of good neighbourliness and international co-operation).⁶⁸

Turvaamisperiaatteiden sääntelyasema ja sisältö. *Biodiversiteetin turvaaminen* saattaa muodostua sellaisenaan oikeusperiaatteeksi⁶⁹, jota voidaan käyttää esimerkiksi silloin, kun biodiversiteetti merkittävästi vaarantuu. Euroopan neuvosto on esittänyt tämän suuntaisen biodiversiteetin ylläpitämisperiaatteen ympäristönsuojelua koskevassa mallilaissaan⁷⁰. Kyseisen periaatteen mukaisesti kaikkinaisia biodiversiteettiin merkittävän haitallisesti vaikuttavia toimia on vältettävä. Nämä toimet voivat liittyä biodiversiteetin käyttöön, muuhun heikentämiseen tai jopa hoitoon (management). Biodiversiteetin turvaamisperiaatteen tulisikin rohkaista jokaista mahdollisuuksiensa mukaan biodiversiteetin osien kestäväään käyttöön, heikentymisen estämiseen ja suojeluun tai ylipäätään vastuun ottamiseen luonnosta ja sen monimuotoisuudesta⁷¹. Tästä näkökulmasta biodiversiteettioikeuteen voi muodostua oma läpäisyperiaate, jonka mukaan biodiversiteetin turvaamisen näkökulma tulee läpäisevästi sisällyttää kaikkiin ympäristöön vaikuttaviin toimiin⁷².

PerustusL 20.1 §:n ohella biodiversiteetin turvaamista (ylläpitämistä) koskevia näkökohtia on sisällytetty joihinkin alemmantasoisiiin kansallisiin säännöksiin⁷³. Biodiversiteetin turvaaminen/säilyttäminen/ylläpitäminen kaipaa lisävahvistusta oikeudellisena periaatteena, sillä sen sisältö on vielä avoin keskustelulle⁷⁴. Biodiversiteetin turvaamisperiaate voi saada täsmällisemmän sisällön myöhemmin käsiteltävistä periaatteista, lukuun ottamatta kestäväää kehitystä, joka periaatteena sijoittuu vieläkin yleisemmälle tasolle. Biodiversiteetin turvaaminen voidaankin nähdä yhtenä kestäväää kehitystä toteuttavana osatavoitteena⁷⁵.

⁶⁸ Tämä lista perustuu Sandsin (1995 s. 183) tutkimukseen ”Principles of international environmental law”. Ks. myös Glowka ym. 1994 s. 26. Periaatteita koskevat käsitykset vaihtelevat, joten kansainvälisessä oikeudessa myös monet muut periaatteet on katsottu biodiversiteetin suojelun kannalta relevanteiksi (ks. tarkemmin Bilderbeek 1992 s. 84–85).

⁶⁹ Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 82.

⁷⁰ Ks. Euroopan neuvosto 1994 s. 5.

⁷¹ Tässä mielessä PerustusL 20.1 §:n säännöstä ympäristövastuusta voidaan pitää eräänä ilmaisuena yleisestä biodiversiteetin turvaamisperiaatteesta. Ks. turvaamisperiaatteen taustalla olevista tavoitteista myös jakso 3.1.2 ja arvoista myös jakso 2.2.3.

⁷² Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 82.

⁷³ Esimerkiksi MetsäL 1 §:n mukaan ”tarkoituksena on edistää metsien taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestäväää hoitoa ja käyttöä siten, että metsät antavat kestävästi hyvän tuoton samalla, kun niiden biologinen monimuotoisuus säilytetään.” Myös Ruotsin MB 1:1.2 mukaan ”miljöbalken skall tillämpas så att... den biologiska mångfalden bevaras.” Molemmat säännökset ilmentävät biodiversiteetin ylläpitämisperiaatetta. Aikaisemmin luvussa 3 näitä lainkohtia on käytetty kuvaamaan tavoitteita. Toisaalta näillä tavoitesäännöksillä on tavoitteina tulkintavaikutusta, kun kyseisten lakien muita säännöksiä sovelletaan. Tässä mielessä ne ovat eräänlaisia tulkintasääntöjä kyseisten lakien täytäntöönpanossa. Toisaalta nämä lainkohdat voivat osaltaan ilmaista laajemman periaatteen biologisen monimuotoisuuden turvaamisesta.

⁷⁴ Ks. myös Hollo 1994a s. 47.

⁷⁵ Ks. Westerlund 1997a s. 171 ja Kuusiniemi ym. 2001 s. 77.

Kestävässä kehityksessä pyritään ihmiskunnan nykyisten perustarpeiden tyydyttämiseen viemättä tulevilta sukupolvilta samaa mahdollisuutta. Kyse on tulevien sukupolvien perusoikeudesta muun muassa ympäristöön. *Kestävän kehityksen periaatteen* eräänä tavoitteena onkin kulutuksen (muun muassa biodiversiteetin käytön ja muun heikentämisen) ja suojelun tasapainottaminen siten, että turvataan myös tulevien sukupolvien mahdollisuudet toteuttaa omia tarpeitaan. Nykyisten sukupolvien elämänlaadun edistäminen voi siten kestävän kehityksen periaatteen mukaisesti tapahtua vain ylittämättä ekosysteemien kantokykyä tai sietokynnystä.⁷⁶ Tämä ns. ekologisesti kestävä kehitys on biodiversiteettioikeuden polttopisteessä⁷⁷. Rion sopimuksen johdannossa kyseinen kestävyuden elementti kiteytetään siten, että sopimuspuolet ovat päättäneet ”vakaasti suojella biologista monimuotoisuutta ja käyttää sitä kestävästi nykyisten ja tulevien sukupolvien hyväksi”⁷⁸.

Vaikka oikeuskirjallisuudessa on epäilyjä kestävän kehityksen merkityksestä periaatteena⁷⁹ ja vaikka sen sisältö vaatiikin täsmentämistä yksittäistapauksissa, on kestävä kehitys käytetty *oikeudellisena periaatteena*, mikä ilmenee sekä lainsäädännöstä⁸⁰ että oikeuskäytännöstä⁸¹. Periaatteella on ollut merkitystä erityisesti maankäytön suunnittelua, mutta myös esimerkiksi ympäristövaikutusten arviointia⁸², koskevia kansallisia lakeja säädettäessä. Molemmat oikeudelliset instrumentit ovat keskeisiä biodiversiteetin turvaamisen kannalta.

Biodiversiteettioikeudellisesta näkökulmasta *kestävä käyttö* tarkoittaa tosiasiassa ”biologisen monimuotoisuuden osien käyttöä siten, että käytön laatu tai määrä ei pitkällä aikavälillä johda biologisen monimuotoisuuden vähenemiseen, ja joka siten tukee biologisen monimuotoisuuden mahdollisuuksia tyydyt-

⁷⁶ Alun perin kestävän kehityksen periaate muotoiltiin Brundtlandin komission raportissa vuonna 1987. Ks. myös Sands 1995 s. 198, Kuusiniemi ym. 2001 s. 76 ja Hollo 1991 s. 34.

⁷⁷ Kestävän kehityksen käsite on tapana jakaa neljään elementtiin: ekollogiseen, taloudelliseen, sosiaaliseen ja kulttuuriseen kestävyteen (ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 77).

⁷⁸ Ekologisesti kestäväan kehitykseen on esitetty laajempiakin näkökohtia. Esimerkiksi HE:ssä (101/1998 MRL 1.1 §:ää koskevat yksityiskohtaiset perustelut) kuvataan tämä elementti seuraavasti: ”Ekologisesti kestävä kehitys tarkoittaa biologisen monimuotoisuuden säilyttämistä, kestävää energian ja luonnonvarojen käyttöä, ympäristökuormituksen sopeuttamista luonnon sietokykyyn ja kestävää materiaalitaloutta (esimerkiksi rakennusten osien kierrätettävyyttä). Ekologisen kestävyuden keskeisenä tavoitteena on ilmastomuutoksen hidastaminen”.

⁷⁹ Ks. tästä keskustelusta esimerkiksi Steele – Jewell 1998 s. 9, Ekroos 1993 s. 76 ja Kuusiniemi ym. 2001 s. 76. Kuokkanen (2000 s. 290) on myös katsonut, että kestävä kehitys pitää sisällään luonnonvarojen suojelun ja hyödyntämisen välisen jännitteen, vaikka se oikeusperiaatteena pyrkiiinkin yhdistämään näitä kahta näkökulmaa.

⁸⁰ Ks. MRL 1.1 §, JäteL 1 §, MAL 1a § ja YSL 1 §:n 7 kohta.

⁸¹ Ensimmäisen kestäväan kehitykseen linkittyvän päätöksen KHO antoi vuonna 1993 (KHO 1993 A 40). Sittemmin KHO on tehnyt useita tällaisia kaavoitusta tai rakentamista koskevia päätöksiä (esim. KHO 29.9.1994 T. 4432, KHO 17.12.1997 T. 3215, KHO 1997:145 ja KHO 22.06.1999 T. 1669).

⁸² HE:n (319/1993 yleisperustelujen jakso 3.1) mukaan ”ehdotetulla lainsäädännöllä pyritään ehkäisemään haitallisten ympäristövaikutusten syntymistä. Tämä tukee kestävän kehityksen toteuttamista”.

tää nykyisten ja tulevien sukupolvien tarpeet ja toiveet”⁸³. Biologisia luonnonvaroja voidaan käyttää vain uusiutumisen rajoissa, mikä merkitsee, että kestäväällä käytöllä on vähintään kaksi ulottuvuutta: 1) tiettyjen biodiversiteetin osien käyttö ei saa peruuttamattomasti romahduttaa biologisia luonnonvaroja ja 2) niiden käyttö ei saa vahingoittaa myöskään muita biodiversiteetin osia. Biologisten luonnonvarojen käyttö voi olla paitsi suoranaista luonnonvarojen hyödyntämistä, esimerkiksi kalastamista, myös epäsuoraa kulutusta, kuten virkistyskäyttöä⁸⁴. Turvattaessa biologista monimuotoisuutta ja sen osia kaiken tyyppisen kulutuksen tulisi olla sekä nykyiset että tulevat sukupolvet huomioon ottaen kestävää (sekä horisontaalisessa että vertikaalisessa aikadimensiossa). Myös kumulatiiviset vaikutukset luonnonvarojen käytöstä tulisi ottaa mahdollisuuksien mukaan huomioon, jotta biodiversiteetin pitkän aikavälin heikentyminen voitaisiin estää.

Kestävän käytön asema on vahvistettu lainsäädännössä ja se voi näin ollen toimia biodiversiteettiä turvaavana oikeusperiaatteena. Kestävän käytön periaate on kirjattu erinäisiin säännöksiin. Esimerkiksi MetsästysL 20 §:n nojalla metsästystä on harjoitettava kestävä käytön periaatteen mukaisesti. Vastavasti KalastusL 1 §:ssä lähtökohtana on kalastuksen järjestäminen mahdollisimman suuren kestävä (pysyvän) tuoton perustalle⁸⁵. Myös MetsäL:n (1 §) tarkoituksena on edistää metsien taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävä hoitoa ja käyttöä siten, että metsät antavat kestävästi hyvän tuoton samalla, kun niiden biologinen monimuotoisuus säilytetään. MetsäL 1 §:n tavoite yhdistää kestävä käytön biodiversiteetin suojeluun. Kyseisessä lainkohdassa kestävä käyttö linkitetään myös yleisemmin kestävään kehitykseen viittaamalla taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävään kehitykseen.

Kestävä kehitystä voidaan pitää paitsi biodiversiteetin osien kestävä käytön myös niiden heikentämisen ehkäisyn eräänä taustaperiaatteena. Euroopan neuvosto on muotoillut kestävästä kehityksestä luonnonvarojen *heikentämättömyysperiaatteen*⁸⁶. Tämä periaate näyttäisi pitävän sisällään myös biologiset luonnonvarat. Kun päätavoitteena on turvata biologista monimuotoisuutta, voidaan heikentämättömyysperiaatteesta puhua seuraavassa tarkoituksessa: biodi-

⁸³ Ks. Rion sopimuksen 2 artiklan 16 kohta.

⁸⁴ Glowka ym. (1994 s. 24) esittää myös, että kansallispuistoihin suuntautuva turismi on nykyisin kaukana kestävästä käytöstä molemmissa edellä mainituissa sopimuksen merkityksissä. Kun tarkastellaan yksinomaan Suomen tilannetta, tämä väittämä ei kuitenkaan välttämättä pidä paikkaansa. Eri asia on, että virkistyskäytön laadun tai määrän pitää myös Suomessa pysyä sellaisena, ettei virkistyskäyttö pitkällä aikavälillä johda biologisen monimuotoisuuden vähenemiseen.

⁸⁵ KalastusL 1 §:n mukaiseen kestävään tuottoon kuuluu myös kotoperäisten kalalajien käyttö istutuksissa (ks. KHO 2002:12 perusteluiden 1 kohta).

⁸⁶ Ks. Euroopan neuvosto 1994 s. 5: ”In order to achieve sustainable development, natural resources such as water, air and soil shall not be degraded and in any case they shall constitute an integral part of the development process and should not be considered in isolation; in particular, irreversible effects on land should be avoided as much as possible.”

versiteettiä ja sen osia ei saa heikentää peruuttamattomalla tavalla, vaan pikeminkin ne on nähtävä osana prosesseja, joilla pyritään saavuttamaan ekologisesti kestävä kehitys. Heikentämättömyysperiaatteen nojalla tulisi siis ottaa huomioon ja välttää mahdollisuuksien mukaan sekä lineaariset että epälineaariset vaikutukset, jotka voivat peruuttamattomasti heikentää biodiversiteettiä. Osana kestävästä kehitystä tämä periaate sisältää sekä sukupolvien sisäisen että niiden välisen aikadimension.⁸⁷

Heikentämättömyysperiaate on esitelty kansainvälisessä ympäristöoikeudessa, mutta sen sääntelyasema on vielä heikko ja sisältö vielä vakiintumaton. Joitakin tätä periaatetta konkretisoivia säännöksiä on löydettävissä sekä yhteisöoikeudesta että kansallisesta lainsäädännöstä. Esimerkiksi luontodirektiivin 6 artiklan 2–4 kohdan avulla pyritään estämään Natura 2000 -alueiden suojeluarvojen heikentyminen⁸⁸. Lisäksi YSL 1 §:n 6 kohdan mukaan lain tavoitteena on edistää luonnonvarojen kestävästä käyttöä. Tavoite liittyy ennen kaikkea vesiluonnonvaraan. Pilaamisella ei pidä estää luonnonvaran muita käyttömuotoja.⁸⁹ Tässä tavoitteessa voi olla kyse myös siitä, että biodiversiteetin heikentymisen estäminen on tarpeen biologisten luonnonvarojen kestävästä käytön takaamiseksi. YSL 1 §:n 6 kohdan tavoitteesta ei kuitenkaan pidä tehdä liian pitkälle meneviä johtopäätöksiä.

Ympäristöoikeudessa painopiste on siirtynyt jälkikäteisistä toimista *varautuvaan ja ennakoivaan lähestymistapaan* (precautionary and preventive approach). Vastuu biodiversiteettiä turvaavista ennakoivista ja varautuvista toimenpiteistä on ensisijaisesti valtiolla⁹⁰. Rion julistuksen 11 artikla kehottaaakin valtioita tehokkaan ympäristölainsäädännön voimaan saattamiseen. Vastaava koskee soveltuvilta osin Euroopan yhteisöä, jonka ympäristöpolitiikka perustuu Rooman sopimuksen 174 artiklan 2 kohdan 2 virkkeessä tarkoitetuille *ennalta varautumisen periaatteille* (the precautionary principle) sekä periaatteille, joiden mukaan ennalta ehkäiseviin toimiin olisi ryhdyttävä, ympäristövahingot olisi ensisijaisesti torjuttava niiden lähteillä ja saastuttajan olisi maksettava muun muassa aiheuttamansa vahingot. Tässä sopimuskohdassa mainitaan

⁸⁷ Ks. lineaarisista ja epälineaarista vaikutuksista esimerkiksi Christensen 1998 s. 158–159 ja aikadimensioista Westerlund 1997a s. 37. Ks. myös jakso 3.3.1.

⁸⁸ Luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdassa asia on ilmaistu seuraavasti: ”Jäsenvaltioiden on toteutettava erityisten suojelutoimien alueilla tarpeellisia toimenpiteitä luontotyyppien ja lajien elinympäristöjen heikentymisen sekä niitä lajeja koskevien häiriöiden estämiseksi, joita varten alueet on osoitettu, siinä määrin kuin nämä häiriöt saattaisivat vaikuttaa merkittävästi tämän direktiivin tavoitteisiin.” Luontodirektiivin 6 artiklan 3 ja 4 kohtien turvaamismekanismi on toimeenpantu pääasiassa LSL 65 ja 66 §:llä.

⁸⁹ Ks. HE:n (84/1999) YSL 1 §:n 6 kohtaa koskevat perustelut ja myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 82.

⁹⁰ Rion sopimuksen johdanto, ”...valtiot vastaavat biologisen monimuotoisuutensa suojelusta ja biologisten luonnonvarojensa kestävästä käytöstä.” Ks. myös Rion sopimuksen 3 artiklan periaate. Suomessa valtio jakaa ympäristöperusoikeussäännös huomioon ottaen kansalaistensa kanssa vastuunsa ympäristöstä (ks. tarkemmin jakso 3.1.3).

näin ollen myös ns. ennaltaehkäisyn periaate (the preventive principle), lähdeperiaate (the source principle) ja aiheuttamisperiaate (the polluter pays principle).

Rooman sopimuksessa tarkoitettu ennalta varautumisperiaate ilmenee tiukimmillaan jäljempänä tarkasteltavana ns. varovaisuusperiaatteena⁹¹. Ennalta varautumisperiaate pyrkii merkityksellisen haitan ennalta ehkäisyyn jopa silloin, kun riskistä ei ole täyttä tieteellistä varmuutta⁹². Komissio on ohjeissaan tulkinnut ennalta varautumisperiaatetta niin, että sillä on oikeus vahvistaa aiheelliseksi katsomansa ympäristön, ihmisten terveyden sekä eläinten ja kasvien hyvinvoinnin suojelun taso⁹³. Tämä mahdollisuus ilmenee etenkin silloin, kun alustavan tieteellisen arvioinnin perusteella on kohtuulliset perusteet epäillä, etteivät näihin seikkoihin kohdistuvat vaaralliset vaikutukset ehkä ole yhteisössä sovellettavan korkeatasoisen suojelun mukaisia⁹⁴.

Ympäristöoikeudessa käytetyt 1) varovaisuusperiaate, 2) ennaltaehkäisyn periaate, 3) lähdeperiaate ja 4) suojaperiaate ilmentävät yhdessä varautuvaa ja ennakoivaa lähestymistapaa. Käytännössä tähän lähestymistapaan kuuluvien periaatteiden rajanveto ja terminologia eivät ole oikeuskirjallisuudessa vielä täysin selkiytyneet⁹⁵. Näitä neljää periaatetta analysoidaan seuraavassa mahdollisina turvaamisperiaatteina.

Varovaisuusperiaatteen mukaan tiettyihin ympäristöä suojeleviin toimenpiteisiin ryhtymistä ei estä täydellisen tieteellisen varmuuden puuttuminen tuon toimenpiteen seurauksista⁹⁶. Varovaisuusperiaate edellyttääkin, että etukäteen ryhdytään toimenpiteisiin, joilla vältetään tai vähennetään riskiä tai vaaraa biodiversiteetille tai muulle ympäristölle, kun suunnitellaan tai toimeenpannaan hankkeita tai muita toimia.⁹⁷

Rion sopimuksen johdannon 9 kohdassa varovaisuusperiaate on ilmaistu seuraavasti ”...biologisen monimuotoisuuden merkittävän vähenemisen tai häviön uhatessa varmistettujen tieteellisten todisteiden puuttumista ei tulisi käyttää syynä uhan torjumiseen tai sen vaikutusten vähentämiseen tähtäävien toimenpiteiden lykkäämiseen...”. Tämä lähestymistapa käy erinomaisesti ilmi myös Rion julistuksen 15 periaatteesta: ”Suojellakseen ympäristöä valtiot soveltavat kykyjensä mukaan laajasti näkemystä, joka ottaa huomioon varotoimenpiteet etukäteen. Mikäli vakava tai peruuttamaton vahinko uhkaa,

⁹¹ Ks. ennalta varautumisperiaatteen määritelmästä esimerkiksi Deville – Harding 1997 s. 13. Ennalta varautumisperiaatteen lähtökohtana onkin Saksan ympäristöoikeudesta ns. Vorsorgeprinzip (ks. Jans 2000 s. 33 ja Martinen ym. 1994 s. 57).

⁹² Ks. esimerkiksi Melkas 2001 s. 31–38 ja Kuokkanen 2000 s. 221.

⁹³ Ks. komissio 2000a s. 2. Ks. myös Jans 2000 s. 33.

⁹⁴ Ks. komissio 2000a s. 2. Ks. myös Rooman sopimuksen 174 artiklan 2 kohdan 1 virke.

⁹⁵ Ks. esimerkiksi Hollo 1994a s. 46–47, Salila 2001 s. 89–92, Ranta 2001 s. 159–236, Kuusiniemi ym. 2001 s. 80–81.

⁹⁶ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 80.

⁹⁷ Ks. myös Rion julistuksen 15 periaate, Euroopan neuvosto 1994 s. 5 ja Sands 1995 s. 208–213.

ympäristön tilan heikkenemistä estävien kustannustehokkaiden toimenpiteiden lykkäämistä ei saa perustella täydellisen tieteellisen varmuuden puuttumisella.”

Varovaisuusperiaatteella pyritään hallitsemaan tieteellisen näytön riittämättömyydestä aiheutuvaa epävarmuutta päätettäessä ympäristöä ja luontoa koskevista toimenpiteistä. Varovaisuusperiaatteen taustalla keskeisenä arvona on ”ekologisen tilan” turvaaminen varman tieteellisen näytön puuttuessa kriittisten rajojen rikkomiselta⁹⁸. Tässä suhteessa lähestytään jäljempänä kuvattavaa suojaperiaatetta. Varovaisuusperiaatteen lähtökohtana onkin riskin ja näytön uudelleen arviointi tästä arvonäkökulmasta⁹⁹. Perinteiset todistustaakan ja näyttötaakan jakamista koskevat opit eivät sellaisenaan ole sovellettavissa varovaisuusperiaatteeseen tukeutuvaan ratkaisutoimintaan, vaan varovaisuusperiaate edellyttää epävarmuuden, ns. harmaan vyöhykkeen, tulkitsemista ympäristön hyväksi¹⁰⁰.

Toimet, jotka todennäköisesti aiheuttavat riskin tai vaaraa ympäristölle, voidaan varovaisuusperiaatetta myötäillen toteuttaa vain, mikäli etukäteen suoritettu arviointi osoittaa, ettei toimista aiheudu merkittäviä haitallisia vaikutuksia biodiversiteetille ja muulle ympäristölle¹⁰¹. Toisaalta ympäristövaikutusten arvioinnin tulosten vahvistamat toiminnan riskit tai epävarmuustekijät saattavat edellyttää tuloksia hyödyntävässä päätöksenteossa varovaisuusperiaatteen soveltamista. Näin ollen varovaisuusperiaatetta ilmentävät erilaiset ympäristölliset lupajärjestelmät arviointineen sekä ylipäättään käännettyä todistustaakkaa tai todennäköisyyden riittävyyttä koskevat säännökset¹⁰². Myös parhaan käyttökelpoisen tekniikan hyödyntäminen voi tietyin varauksin edistää varovaisuusperiaatteen mukaista ekologisen tilan turvaamista¹⁰³. Varovaisuusperiaate voi linkittyä edellä mainittuun oikeudenmukaisuusperiaatteeseen siinä mielessä, että ennen hankkeisiin tai muihin toimiin ryhtymistä jokaisen, jonka toimet todennäköisesti aiheuttavat merkittäviä vaikutuksia ympäristölle, tulisi ottaa huomioon muiden edut – mukaan lukien intressi suojata ympäristöä.

⁹⁸ Ks. Alder – Wilkinson 1999 s. 162–163.

⁹⁹ Ks. Alder – Wilkinson 1999 s. 164–166 ja 167–169.

¹⁰⁰ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 80.

¹⁰¹ Ks. myös Alder – Wilkinson 1999 s. 157–162.

¹⁰² Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 80. Ks. myös Alder – Wilkinson 1999 s. 164–166 ja 167–169.

¹⁰³ Ks. Alder – Wilkinson 1999 s. 166. Varaukset liittyvät parhaan käyttökelpoisen tekniikan arviointiin kiinteästi kuuluvaan kustannusten ja hyötyjen (taloudellisten näkökohtien) analyysiin: Kustannukset varovaisuudesta eli parhaan tekniikan käytöstä ovat tiedossa. Sen sijaan ympäristöllisiä hyötyjä saattaa olla vaikea mitata rahassa. Näissä tilanteissa tekniikan käyttökelpoisuutta ja taloudellisuutta voi olla vaikea arvioida varovaisuusperiaatteen tarkoittamassa merkityksessä.

Varovaisuusperiaatteella näyttäisi historiallisen kehityksen ja nykyisten säännösten¹⁰⁴ perusteella olevan oikeusperiaatteen sääntelyasema sekä ympäristö- että biodiversiteettioikeudessa. Varovaisuusperiaate on viimeistään vuodesta 1982 alkaen vahvistunut vähin erin kansainvälisessä oikeudessa¹⁰⁵ ja sen juuret lienevät Keski-Euroopassa 1960- ja 1970-lukujen taitteessa¹⁰⁶. Tätä kehitystä ilmentävät myös edellä mainitut Rion julistuksen 15 artikla ja Rion sopimuksen johdannon 9 kohta. Varovaisuusperiaate (ennalta varautumisperiaate) on sisällytetty myös EY:n perustamissopimuksen 174 artiklan 2 kohdan 2 virkkeeseen. Periaate ilmenee perustamissopimuksen lisäksi eräistä yhteisön sekundaaritason säädöksistä: esimerkiksi YVA-direktiivi¹⁰⁷ ja ns. nitraattidirektiivi¹⁰⁸ perustuvat tähän periaatteeseen. Suomi on toimenpannut YVA-direktiivin YVAL:lla ja YVAA:lla ja nitraattidirektiivin VNA:lla¹⁰⁹.

Ennaltaehkäisyn periaate kytetään yhdessä varovaisuusperiaatteen kanssa usein varautumisperiaatteeksi¹¹⁰. Jos varovaisuusperiaate koskee toiminnan riskiä tai vaaraa, ennaltaehkäisyn periaate pyrkii etukäteen ehkäisemään tai ainakin minimoimaan toiminnan todennäköisiä haitallisia ympäristövaikutuksia. Yksinkertaistaen voidaan sanoa, että ennaltaehkäisyn periaatteen mukainen harkinta pohjautuu pitkälti tieteellisesti todistettuihin tai vastaavin perustein todennäköisiin ympäristövaikutuksiin. Ennaltaehkäisyn periaatteella onkin rajansa biodiversiteetin turvaamisessa. Rion sopimuksen 7 kohdassa sopimusvaltiot myöntävät tiedostavansa ”yleisen biologista monimuotoisuutta koskevan tiedon ja tietämyksen puutteen sekä tarpeen kiireellisesti kehittää tieteellistä, teknistä ja hallinnollista toimintakykyä sellaisen perusymmärryksen luomiseksi, jonka pohjalta tarvittavat toimenpiteet voidaan suunnitella ja toteuttaa”. Periaatetta ilmentävät erilaiset ennakoivalvontajärjestelyt, kuten ympäristöluvut. Tähänkin periaatteeseen liittyy velvollisuus rajoittaa päästöjä, vaikka välittömiä pilaantumista aiheuttavia seurauksia tai ympäristönlaadun muutoksia ei voitaisikaan yksittäisestä toiminnasta havaita.¹¹¹

¹⁰⁴ Myös oikeuskäytännöstä voidaan mainita KHO:n päätös 1997:148, jonka argumentoinnista teoksessa Kuusiniemi ym. 2001 s. 81 on tunnistettu varovaisuusperiaatteen elementit, vaikka periaatetta ei nimenomaisesti päätöksessä mainita.

¹⁰⁵ Ks. WCN 1982 periaate 11b: ”Activities which are likely to pose a significant risk to nature shall be preceded by an exhaustive examination; their proponents shall demonstrate that expected benefits outweigh potential damage to nature, and where potential adverse effects are not fully understood, the activities should not proceed.” Ks myös Alder – Wilkinson 1999 s. 151.

¹⁰⁶ Ks. Salila 2001 s. 91.

¹⁰⁷ Ks. erityisesti YVA-direktiivin johdannon 1 ja 2 kohta.

¹⁰⁸ Direktiivissä tarkoitettujen pilaantumislaitteiden vyöhykkeiden avulla pyritään estämään vesien enempi pilaantuminen tieteellisen epävarmuuden oloissa (ks. nitraattidirektiivin 3 artikla 2 kohta ja liite I sekä Alder – Wilkinson 1999 s. 152).

¹⁰⁹ Ks. VNA nitraateista.

¹¹⁰ Ks. esimerkiksi Salila 2001 s. 93.

¹¹¹ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 86.

Ennaltaehkäisyn periaatteella ja sen käytännön sovellutuksilla on vahva tuki sekä kansainvälisessä että kansallisessa oikeudessa. Esimerkiksi EY:n ympäristöpolitiikka sisältää perustamissopimuksen 174 artiklan 2 kohdassa ennaltaehkäisyn periaatteen. Jo EY:n kolmannessa ympäristöllisessä toimintaohjelmassa vuodelta 1983 korostetaan ennaltaehkäisyn periaatetta¹¹². Tämän toimintaohjelman keskeisin saavutus sekundaaritasolla on YVA-direktiivi. Sittemmin ympäristövaikutusten arviointimenettelyn merkitys ennalta ehkäisyssä on tunnettu kansainvälisesti Rion julistuksen 17 periaatteessa: ”Ympäristövaikutusten arviointia sovelletaan kansallisen tason välineenä sellaisten ehdotettujen toimenpiteiden osalta, joilla on todennäköisesti merkittävä haitallinen vaikutus ympäristölle ja joista toimivaltainen kansallinen viranomainen päättää”. Myös Rion sopimuksen 14 artiklassa on sovittu ympäristövaikutusten arvioinnista ja haitallisten vaikutusten minimoinnista. Ennaltaehkäisyn periaatteen toteuttaminen EY:n sekundaaritason sääntelyssä ilmenee ehkä selkeimmin vuonna 1996 annetusta ns. IPPC-direktiivistä, joka Suomessa on toimeenpantu YSL:lla ja YSA:lla.

Lähdeperiaate on kirjattu Rooman sopimuksen 174 artiklan 2 kohtaan muodossa ”ympäristövahingot olisi torjuttava ensisijaisesti niiden lähteellä”. Käytännön sovellutuksina voidaan mainita EY:ssä erilaiset emissionormit, joiden on katsottu olevan ensisijaisia keinoja verrattuna ympäristön laatuunormeihin¹¹³. Tätä periaatetta ilmentävät emissionormit on saatettu voimaan myös Suomen lainsäädännössä¹¹⁴. Myös jätteiden kuljetuksen jäsenvaltioista toiseen on katsottu olevan joissakin tapauksissa tämän periaatteen vastaista¹¹⁵. Rion sopimuksen johdannon 8 kohdan voidaan katsoa ilmentävän lähdeperiaatetta seuraavasti: ”On elintärkeää ennakoita, ehkäistä ja torjua biologisen monimuotoisuuden merkittävän vähenemisen tai häviämisen lähteet.” Tässä muodossa lähdeperiaatteella on yhteys myös edellä kuvattuun ennaltaehkäisyn periaatteeseen. *Voi-daankin todeta lähdeperiaatteella olevan vahva sääntelyasema yhteisöoikeudessa, mutta sen sisältö ja merkitys biodiversiteettioikeudessa vaatii lisätutkimusta.*

¹¹² Tämän ohjelman mukaan seuraavanlaiset olosuhteet ovat tarpeen, jotta ennaltaehkäisyn periaatteella olisi täysipainoinen merkitys: Ensinnäkin, tarvittavaa tietämystä ja tietoa on parannettava. Tieto on asetettava päätöksentekijöiden ja kaikkien asianosaisten – yleisö mukaan lukien – saataville. Toiseksi, on tarpeen kehittää ja toteuttaa menettelyitä, joilla varmistetaan asiaankuuluvien faktojen harkinta riittävän aikaisessa vaiheessa päätöksentekoa. Tämä faktojen harkinta voi koskea mitä tahansa toimintaa, joka todennäköisesti vaikuttaa merkittävästi ympäristöön. Kolmanneksi, seurataan toteutettuja toimenpiteitä ja niiden täytäntöönpanoa sekä tarvittaessa muutetaan uusiin tieteellinen ja tekninen tieto huomioon ottaen esimerkiksi direktiivien sisältämiä teknisiä standardeja. Ks. myös Jans 2000 s. 35–36.

¹¹³ Ks. Jans 2000 s. 36.

¹¹⁴ Ks. YSL 11 §:n sisältämän valtuutussäännöksen nojalla voidaan antaa muun muassa päästöjä koskevia VNA:ia

¹¹⁵ Tästä näkökulmasta tunnetuin ratkaisu on ns. Vallonian jätetapaus (EYTI 2/90).

Suojaperiaatteessa tarkastelunäkökulma lähtee ympäristön laadusta. Suojaperiaatteen perusteella luvanvaraisen toiminnan olisi pysyttävä tietyissä ympäristön laadun takaavissa rajoissa esimerkiksi niin, ettei ekosysteemin kriittinen kuormitus ylitä luvanvaraisen toiminnan vaikutuksesta. Suojaperiaate voi kuitenkin ulottua myös toimintoihin, jotka eivät tarvitse lupaa, jos tämän periaatteen mukaista suojan tasoa täsmennetään ympäristön laatua koskevin raja-arvoin.¹¹⁶ Esimerkiksi YSL 102.2 §:n 1 virkkeen nojalla kunnan on ryhdyttävä tarpeellisiin toimiin tai annettava määräyksiä liikenteen rajoittamiseksi ja päästöjen vähentämiseksi, jos valtioneuvoston asetukseen perustuva ilmanlaadun raja-arvo ylittyy. Voimassa oleva, ISL 9 §:n nojalla annettu VNp ilmanlaadusta perustuu erinäisiin yhteisöoikeuden direktiiveihin. *Suojaperiaate näyttäisi sisältävän siten käytännön sovellutuksina sekä yhteisöoikeuteen että kansalliseen lainsäädäntöön. Biodiversiteettioikeuden periaatteena se vaatii vielä kehittyä.*

Aiheuttamisperiaatteen mukaisesti jokainen, jonka toimet todennäköisesti aiheuttavat tai ovat aiheuttaneet vahinkoa ympäristölle, vastaa kokonaan ennaltaehkäisevistä ja korjaavista toimenpiteistä aiheutuvista kuluista¹¹⁷. Hankkeesta tai muusta toiminnasta vastaava on vastuussa ympäristöllisistä haitoista ja muista menetyksistä muille käyttömuodoille ja etupiireille. On kohtuullista, että henkilö joka hyötyy luonnonvarojen käytöstä, myös vastaa ympäristölle aiheutuvista kyseisen toiminnan ulkoiskustannuksista. Toisaalta vastuuta voidaan rajoittaa kohtuullisiin ennaltaehkäiseviin tai korjaaviin toimenpiteisiin¹¹⁸. Ympäristökustannusten sisäistäminen osaksi toimintoja on nykyisin kattavampaa kuin 1970-luvulla, jolloin aiheuttamisperiaate esiteltiin kansainvälisessä yhteisössä¹¹⁹. Myös biodiversiteetti on alettu nähdä intressinä (ja arvona), jonka heikentyminen on otettava huomioon pilaavan toiminnan ulkoiskustannuksena¹²⁰.

Kansainvälisessä ja kansallisessa oikeudessa on erilaisia trendejä kiristää toiminnanharjoittajan vastuuta ympäristölle aiheuttamistaan ulkoiskustannuksista. Nämä kehityssuuntaukset ovat johtaneet vastuuseen muun muassa seuraavista kustannuksista: 1) kulut toimintaa ja sen ympäristövaikutuksia koskevan tiedon ja tietämyksen kokoamisesta ja esittämisestä (ns. selvällövelvollisuus)¹²¹, 2) kulut ympäristövaikutusten arviointimenettelystä (ns.

¹¹⁶ Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 85.

¹¹⁷ Ks. myös Euroopan neuvosto 1994 s. 6.

¹¹⁸ Ks. Vihervuori 1993 s. 30.

¹¹⁹ Ks. Vihervuori 1993 s. 26.

¹²⁰ Rion julistuksen 16 periaatteen nojalla ”kansallisten viranomaisten tulisi pyrkiä edistämään ympäristökustannusten kansainvälistämistä ja taloudellisten ohjauskeinojen käyttöä, ottaen huomioon näkemyksen, jonka mukaan saastuttajan tulisi periaatteessa vastata saastumisen aiheuttamista kustannuksista huomioiden asianmukaisesti julkisen edun ja vinouttamatta kansainvälistä kauppaa ja sijoitustoimintaa”.

¹²¹ Ks. esimerkiksi YVAL 25 § ja YSL 5.1 §.

arviointivastuu)¹²², 3) kulut huolellisuudesta ja ympäristövahingon riskin minimoinnista toiminnassa (ns. huolellisuusvelvoite)¹²³, 4) kulut viranomaisen ennalta ehkäisevistä ja valvonnallisista toimenpiteistä, kuten toiminnan vaikutusten seurannasta (ns. seurantavastuu)¹²⁴, 5) kulut ympäristövahingoista (ns. vahingonkorvausvastuu)¹²⁵, sisältäen joskus jopa vahingot biodiversiteetin osille¹²⁶, 6) kulut toiminnan vahingollisten päästöjen vuoksi tarpeellisesta ympäristön puhdistamisesta ja ennallistamisesta (ns. ennallistamisvastuu)¹²⁷ sekä 7) kulut sallittujen häittojen poistamisesta ja vähentämisestä (esimerkiksi ns. kalatalousvelvoitteena vesistöjä koskevissa pilaamistai rakentamisluvissa)¹²⁸. Aiheuttamisperiaate voi konkretisoitua muullakin tavoin, esimerkiksi standardien tai maksujen asettamisen kautta sekä yhteisöoikeudessa että kansallisessa oikeudessa¹²⁹. Aiheuttamisperiaatteen voidaan sanoa kohdistuvan eräitä muita ympäristöllisiä ohjausperiaatteita selkeämmin lainsäädäntövaiheeseen¹³⁰.

Aiheuttamisperiaate on sisällytetty muun muassa Rooman sopimuksen 174 artiklan 2 kohtaan, josta linkki biodiversiteetin heikentymisen estämiseen voi rakentua ensisijaisesti pilaantumisen torjunnan kautta. Ympäristövastuuta koskevassa direktiiviehdotuksessa lähdetäänkin pilaamisen torjunnasta ja biodiversiteetin heikentymisen estämisestä. Biologiselle monimuotoisuudelle aiheutuneista vahingoista on tarkoitus vastata aiheuttamisperiaatteen mukaisesti.¹³¹ Konkreettisenä yhteisöoikeuden tuloksena on Suomessa YSL:lla toimeenpantu ns. IPPC-direktiivi. Edellä kuvattu linkki hahmottuu tarkasteltaessa YSL 1 §:n tavoitteista kahta ensimmäistä rinnan: ”1) ehkäistä ympäristön pilaantumista sekä poistaa ja vähentää pilaantumisesta aiheutuvia vahinkoja; 2) turvata terveellinen ja viihtyisä sekä luonnontaloudellisesti kestävä ja monimuotoinen ympäristö”. YSL 1 §:n 2 kohdan perusteluissa todetaan, että ”kestävällä luonnontaloudella tarkoitettaisiin tällöin erityisesti eri tasoisten ekosysteemien toimivuuden turvaamista haitallisten päästöjen vaikutuksilta. Pilaantumisen ehkäisy liittyy myös lajistollisesti monimuotoisen ympäristön turvaamiseen ja siten myös luonnon monimuotoisuuden suojeluun”¹³². YSL 4.2 § tunnustaa aiheuttamisperiaatteen seuraavassa muodossa: ”Ympäristön pilaantumisen

¹²² Ks. esimerkiksi YVAL 22 §.

¹²³ Tätä voidaan kutsua myös vahinkojen minimoimisen periaatteeksi, joka sisältää velvollisuuden pitäytyä toiminnassa ympäristön sietokyvyn rajoissa, eli sopeutua ympäristönkäytön edellytyksiin, ja minimoida haitalliset vaikutukset ympäristölle. Toinen vaatimus ilmenee esimerkiksi VL:ssa (2:3) toiminnanharjoittajan huolellisuusvelvoitteena. (Ks. myös Hollo 1991 s. 32.)

¹²⁴ Ks. YSL 46 § ja VL 2:14, Sands 1995 s. 217 ja Vihervuori 1993 s. 30.

¹²⁵ Ks. Vihervuori 1993 s. 30–31 ja Jans 2000 s. 38.

¹²⁶ Ks. YVL 6 §.

¹²⁷ Ks. Sands 1995 s. 217.

¹²⁸ Ks. YSL 44 § ja VL 2:22.

¹²⁹ Ks. myös Jans 2000 s. 38.

¹³⁰ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 258.

¹³¹ Ks. tarkemmin ympäristövastuuta koskevan direktiiviehdotuksen s. 3–5.

¹³² Ks. HE:n (84/1999) YSL 1 §:n 2 kohtaa koskevat yksityiskohtaiset perustelut.

vaaraa aiheuttavan toiminnan harjoittaja vastaa vaikutuksien ennaltaehkäisystä ja ympäristöhaittojen poistamisesta tai rajoittamisesta mahdollisimman vähäisiksi¹³³, mikä YSL 1 §:n 2 kohdan tavoitteen valossa merkitsee myös biodiversiteetin heikentymisen estämistä. VL:n ja YSL:n edellä mainittu kalatalousvelvoite antaa erään esimerkin, millä tavoin aiheuttamisperiaate voi käytännön sääntelyssä liittyä biodiversiteetin tai sen osien turvaamiseen¹³⁴.

Tiivistäen voidaan todeta, että aiheuttamisperiaatteen muuttaminen vahvaksi biodiversiteettioikeudelliseksi periaatteeksi edellyttää, että biodiversiteetin heikentyminen ja muuttaminen sisällytetään selvästi toimintojen ulkoiskustannuksiin. Tässä näkökulmassa lähtökohtana korostuu toimijakeskeisyyden sijasta ekologinen vaikuttavuus¹³⁵. Näin ollen jokaisen, jonka toimet aiheuttavat (tai todennäköisesti aiheuttavat) peruuttamatonta vahinkoa biodiversiteetille, tulisi vastata periaatteessa kokonaan ennalta ehkäisevistä ja korjaavista toimenpiteistä kertyvistä kuluista. Tässä on huomattava, ettei aiheuttamisperiaate ole tässä merkityksessä vain kustannusten kohdentamisprinsiippi, vaan biodiversiteettioikeudellinen ohjausperiaate, joka pyrkii rajoittamaan biodiversiteetin muuttamista ja heikentymistä edellyttämällä aiheuttajan vastaavan ympäristövaikutusten ehkäisemisestä ja vaurioituneen ympäristön kunnostamisesta.¹³⁶ Myös korvattaviin ympäristövahinkoihin voitaisiin tästä lähtökohdasta entistä selvemmin sisällyttää vahingot (yleisenä ja/tai yksityisenä etuna pidettävälle) biodiversiteetille¹³⁷. Asia ei kuitenkaan ole näin yksinkertainen; vahvasti biodiversiteettiä turvaavan aiheuttamisperiaatteen omaksuvassa sääntelyssä yhteensopi vuutta muuhun oikeusjärjestykseen on arvioitava punnitsemalla rinnatusten eri perusoikeussäännöksiä, etenkin ympäristöperusoikeutta ja omaisuuden suojaa¹³⁸. Biodiversiteetin turvaamisessakin aiheuttamisperiaatteen soveltamisen lähtökohtana tulee olla merkittävät luonnon pilaantumista aiheuttavat hankkeet eivätkä esimerkiksi tavanomaiset maa- ja metsätaloushankkeet. Aiheuttamisperiaatteen laajentaminen biodiversiteetin turvaksi vaatiikin lisäselvitystä, joten on todettava, että vaikka kyseinen periaate on vahvistettu ympäristöoikeudellisena periaatteena, sen sisältö ja sääntelyasema ei ole vielä vakiintunut biodiversiteettioikeudessa. *Aiheuttamisperiaatteen asema oikeusperiaatteena pilaantumisen torjunnassa on selvä, mutta sen vahvistuminen biodiversiteetin heikentymistä ja muuttamista ehkäisevänä oikeusperiaatteena on vasta käynnistynyt.*

¹³³ Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 78.

¹³⁴ Tämän instrumentin toimivuutta voidaan tosin kritisoida biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta: Paradoksaalista kyllä, pahimmillaan kalanistutus, etenkin yhdessä toiminnan haittojen kanssa (esim. vesivoiman rakentamisessa), voi heikentää vesistön luontaisia kalakantoja ja niiden geneettistä monimuotoisuutta.

¹³⁵ Ks. Westerlund 1993 s. 236–237 ja Kuusiniemi 2001 s. 270.

¹³⁶ Ks. myös Kuusiniemi 2001 s. 257 ja 270.

¹³⁷ Ks. vastuusta myös ympäristövastuudirektiiviehdotuksen s. 3 ja 38–41 (2 artiklan 1 kohdan 2 ja 18 alakohta, 3 artiklan 1 ja 2 kohta).

¹³⁸ Ks. myös Kuusiniemi 2001 s. 271.

Muista biodiversiteetin turvaamiseen liittyvistä ohjausperiaatteista. Jäljempänä kuvattavat ohjausperiaatteet järjestävät ensisijaisesti valtioiden tai muiden oikeussubjektien välisiä suhteita, eivätkä ns. turvaamissuhteita. Vä-lillisesti niillä voi olla kuitenkin vaikutusta myös biodiversiteetin turvaamis-sessa. Nämä periaatteet tarvitsevat lisätutkimusta ja sisällön selventämistä tullakseen aidoksi biodiversiteettiä turvaaviksi oikeusperiaatteiksi.

Oikeudenmukaisuuden periaate voidaan linkittää PerustusL 20 §:n ympä-ristövastuusaännökseen. Kyseinen periaate ilmenee ensinnäkin mahdollisuu-tena esittää vaatimuksia silloin, kun joku toiminnallaan vaarantaa ympäris-töllisen perussuojan, esimerkiksi peruuttamattomalla tavalla luontoa ja sen monimuotoisuutta, sekä toiseksi velvollisuutena pidäytyä, vähintään lain osoittamissa rajoissa, toimenpiteistä, jotka merkitsevät ympäristön laadun liiallista huonontumista esimerkiksi biologisen monimuotoisuuden osalta. Oikeudenmukaisuuden periaatetta voidaan pitää myös ihmisen toimintaa ohjaavana tavoitteena, koska sen perusteella osalliset tahollaan myötävaikut-taisivat toistensa oikeutettujen ympäristötarpeiden tyydyttämiseen esimer-iksi biologisen monimuotoisuuden osia hyödynnettäessä.¹³⁹ Tässä mielessä oikeudenmukaisuusperiaate on sisällytetty monin tavoin kansainväliseen oi-keuteen luonnonvarojen oikeudenmukaisen jaon vaatimuksena¹⁴⁰. Biodiver-siteettioikeudelliseen ajatteluun liitetty oikeudenmukaisuuden periaate ko-rostaa siis kolmea näkökohtaa: 1) biodiversiteetin turvaamista koskevaa perussuojaa vaarantavaa tahoä kohtaan on voitava esittää vaatimuksia; 2) biodiversiteetin käytössä ja muussa heikentämisessä on pitäydyttävä vähin-tään lain osoittamissa rajoissa; 3) biodiversiteetin käytössä ja muussa hei-kentämisessä on otettava huomioon muiden (nykyisten ja tulevien sukupol-vien) oikeutetut biodiversiteettiin liittyvät tarpeet. Nykysukupolven sisäinen oikeudenmukaisuus tulisi toteutua esimerkiksi ”pohjoinen -etelä” -akselilla.

Rion sopimus luo perustan biologisista luonnonvaroista saadun hyödyn *tasapuolisen ja oikeudenmukaisen jaon periaatteelle*. Tämä periaate ei siis rajoitu ainoastaan perintöaineksen käyttöön, vaan koskee laajemmin erilaisia biodiversiteettiä koskevia toimenpiteitä (käyttö, heikentäminen, hoito ja suo-jelu). Rion sopimuksen tavoitteisiin kuuluu ”...perintöaineksen käytöstä saa-dun hyödyn oikeudenmukainen ja tasapuolinen jako, johon kuuluu myös asianmukainen perintöaineksen saanti ja asiaankuuluvan teknologian siirto, ottaen huomioon kaikki tähän ainekseen ja teknologiaan kuuluvat oikeudet, sekä asianmukainen rahoitus”¹⁴¹. Rion sopimuksen johdannossa tunnuste-taan monien perinteistä elämäntapaa vaalivien alkuperäis- ja paikallisyhteis-öjen läheinen ja perinteinen riippuvuus biologisista luonnonvaroista, minkä vuoksi siinä katsotaan toivottavaksi ”jakaa biologisen monimuotoisuuden suojelua ja sen osien kestäväää käyttöä koskevasta perinteisestä tietämykses-tä, uudistuksesta ja käytännöstä saatu hyöty oikeudenmukaisesti”. Biodiver-siteettioikeudessa periaate voidaan kiteyttää niin, että biologisista luonnon-varoista saatava hyöty on jaettava mahdollisuuksien mukaan tasapuolisesti ja oikeudenmukaisesti.

¹³⁹ Ks. Hollo 1991 s. 32. Ks. myös ympäristövastuudirektiiviehdotuksen s. 3.

¹⁴⁰ Ks. Sands 1995 s. 204–205.

¹⁴¹ Ks. Rion sopimuksen 1 artikla.

Sands on sijoittanut tasapuolisen ja oikeudenmukaisen jaon periaatteen osaksi kestävästä kehitystä. Tasapuolisen ja oikeudenmukaisen jaon periaate voidaan yhdistää Rion julistuksen tarkoittaman oikeudenmukaisuuden periaatteen avulla paitsi nykyisten, myös tulevien sukupolvien hyväksi tapahtuvaan ympäristönsuojeluun ja biodiversiteetin turvaamiseen.¹⁴²

Periaate yhteisestä mutta eriytyneestä vastuusta on kehittynyt tasaveroi-suusnäkökohdista kansainvälisessä oikeudessa. Periaate ottaa huomioon kehitysmaiden erityistarpeet. Rion julistuksen 7 periaatteen mukaan: ”Valtiot toimivat yhteistyössä maailmanlaajuisen kumppanuuden hengessä säilyttääkseen maapallon ekosysteemin terveyden ja koskemattomuuden, suojellakseen sitä ja palauttaakseen sen ennalleen. Koska valtiot vaikuttavat eri tavoin maapallon ympäristön tilan huonontumiseen, niillä on yhteinen mutta kullakin erilainen vastuu. Teollisuusmaat myöntävät vastuunsa, joka niillä on kansainvälisissä pyrkimyksissä kestävään kehitykseen, ottaen huomioon omien yhteiskuntiansa maailman ympäristölle asettamat paineet ja niiden hallussa olevat teknologiat ja taloudelliset voimavarat.” Periaate sisältää kaksi osaa: 1) yleisen vastuun ympäristön, tässä asiayhteydessä biosfääriin, suojelusta sekä 2) teollisuus- ja kehitysmaiden erilaisten olojen huomioon ottamisen.¹⁴³ Tämä periaate on myös Rion sopimuksen taustalla¹⁴⁴. Biodiversiteettioikeudellisena periaatteena se voidaan kiteyttää seuraavasti: 1) Globaalin biodiversiteetin turvaaminen kuuluu yhteisesti kaikille valtioille, mutta 2) biodiversiteetin turvaamisessa voidaan ottaa huomioon kehitysmaiden erityisolot.

*Periaatteella hyvästä naapuruudesta ja kansainvälisestä yhteistyöstä*¹⁴⁵ saattaa myös olla merkitystä biodiversiteetin turvaamisen kannalta. Tätä periaatetta on usein käytetty viitaten maksimiin *sic utere tuo, ut alienum non laedas* ja myöhemmin se on sisällytetty muun muassa Rion julistuksen 27 periaatteeseen: ”Valtioiden ja ihmisten on toimittava yhteistyössä hyvässä uskossa ja kumppanuuden hengessä täyttäessään periaatteita, jotka sisältyvät tähän julistukseen sekä kansainvälisen oikeuden edelleen kehittämisessä kestävästä kehityksen alalla.” Kyseinen periaate saattaa olla tärkeä monissa kansainvälisissä sitoumuksissa, kuten rajat ylittävien ympäristövaikutusten selvittämisessä¹⁴⁶, sekä muussa tiedon vaihdossa, konsultaatioissa ja ilmoittamisessa koskien biodiversiteetin turvaamista¹⁴⁷. Myös Rion sopimuksen 3 artiklan periaate kuvastaa valtioiden vastuuta ympäristöstään ja biodiversiteetistään hyvän naapurisuuden ja kansainvälisen yhteistyön hengessä. Lisäksi Rion sopimuksen 5 artiklassa korostetaan valtioiden välistä yhteistyötä biodiversiteetin turvaamisessa niiden lainkäyttövallan ulkopuolelle jäävillä alueilla. Tämän periaatteen mukaisesti valtioiden on siis toisaalta varmistettava biodiversiteetin turvaaminen yhteistyössä muiden valtioiden kanssa ja

¹⁴² Ks. Rion julistuksen 3 periaate, Sands 1995 s. 199 ja 204–205 ja yllä mainittu kestävästä kehityksen periaate.

¹⁴³ Ks. myös Sands 1995 s. 217 ja Melkas 2001 s. 27.

¹⁴⁴ Tämä selittää Rion sopimuksen monissa artikloissa olevan sanamuodon ”mahdollisuuksien mukaan ja soveltuvin osin”. Tällä sanamuodolla tuskin on haluttu rajoittaa kyseisestä sopimuksesta seuraavia vastuita kehittyneissä maissa. Ks. Rion sopimuksen johdanto.

¹⁴⁵ Alun perin ilmaistu YK:n peruskirjan 74 artiklassa.

¹⁴⁶ Ks. Espoon sopimuksen 2 artikla.

¹⁴⁷ Ks. myös Sands 1995 s. 198.

toisaalta valtioilla on vastuu siitä, että niiden lainkäyttövallan tai valvonnan alaiset toimet eivät vahingoita biodiversiteettiä toisen valtion alueella tai kansallisen lainkäyttövallan ulkopuolisilla alueilla.¹⁴⁸

Tavoitteet turvaamisperiaatteiden tulkintaperustana. Edellä kuvatuissa ohjausperiaatteissa havaitaan useita kytkentöjä biodiversiteetin turvaamistavoitteisiin. Asia voidaan nähdä toisinkin: biodiversiteettioikeuden tavoitteiden voidaan ajatella muodostavan tulkintaperustan, kun kansainväliset ja kansalliset ympäristöoikeuden ohjausperiaatteet muutetaan ja täsmennetään biodiversiteettioikeuden turvaamisperiaatteiksi¹⁴⁹.

Nämä periaatteet turvaavat ympäristön elollista osaa eivätkä esimerkiksi kaunista maisemakuvaa. Taustalla olevat turvaamistavoitteet huomioon ottaen niillä pyritään lainsäätämistä ja hallinnollista päätöksentekoa ohjaamalla ennen kaikkea biologisen monimuotoisuuden turvaamiseen¹⁵⁰. Tässä oikeudellisesti merkittävässä suhteessa ne poikkeavat esimerkiksi seuraavassa jaksossa tarkasteltavista hallinto-oikeudellisista periaatteista.

4.2.3 Hallinto-oikeudelliset periaatteet biodiversiteettiä turvattaessa

Turvaamisperiaatteiden suhde hallinto-oikeuden periaatteisiin. Biodiversiteettioikeus osana oikeusjärjestystä ei voi olla erillään muista oikeudenaloista, vaan esimerkiksi hallinto-oikeuden periaatteet ohjaavat turvaamisperiaatteiden ohella biodiversiteettiä koskevaa päätöksentekoa¹⁵¹. Näiden periaatteiden välillä on kuitenkin merkittävä ero siinä oikeudellisesti relevantissa relaatioissa, jota varten kyseiset periaatekokonaisuudet on muodostettu. Hallinto-oikeudelliset periaatteet turvaavat yleisesti ottaen yksityishenkilöä julkisen vallan väärinkäytöksiltä, mutta biodiversiteettioikeudelliset periaatteet turvaavat biologista monimuotoisuutta sekä julkisen että yksityisen vallan haitallisilta toimilta¹⁵². Näiden periaatteiden turvaamiskohde sijaitsee toisin sanoen eri relaatioissa¹⁵³. Yleisesti ottaen näiden periaatteiden välille ei siten pitäisi syntyä konflik-

¹⁴⁸ Ks. tarkemmin jakso 3.1.3.

¹⁴⁹ Ks. taulukko jaksossa 6.2.

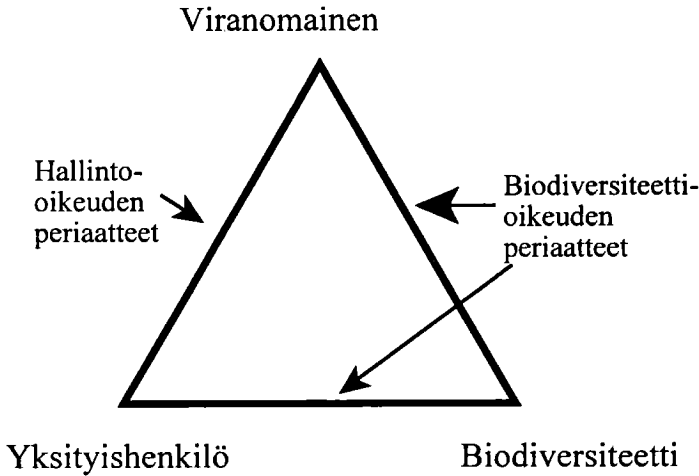
¹⁵⁰ Ks. myös jakso 3.1.2.

¹⁵¹ Voidaan tietysti aiheellisesti kysyä, mikä on näiden periaatteiden soveltamisala, kun harkinta on sidottu tiukasti tiettyihin säännöksiin. Näkisin, ettei ongelmaa sinänsä ole, jos joustavat säännökset jättävät tilaa periaatteiden punninnalle päätöksenteossa. Vihervuori (1989 s. 276) on katsonut, että esimerkiksi MAL 3 §:n suojatut intressit määrittävät yhdessä MAL 6 §:n kanssa lupaharkinnan sallitut premissit niin, ettei oikeudenvastaisuutta tarvitse enää perustella harkintavallan väärinkäyttämistä koskevilla periaatteilla. ”Selkeä” normi on hänen mukaansa ainakin periaatteessa tehokkaampi ja ehdottomampi kuin mikään hallinnon johtavista periaatteista.

¹⁵² Ks. myös jakso 3.2.4.

¹⁵³ Ks. myös jakso 3.3.1.

teja. Biodiversiteetin turvaaminen kuitenkin korostaa joitakin näkökohtia sovellettaessa hallinto-oikeuden periaatteita.



Kuvio 10: Turvaamisperiaatteiden suhde hallinto-oikeuden periaatteisiin.

Harkintavallan rajoitusperiaatteet. Biodiversiteettioikeudellinen päätöksenteko julkishallinnossa ei voi tukeutua vain turvaamisperiaatteisiin, vaan myös esimerkiksi harkintavallan yleiset rajoitusperiaatteet ohjaavat päätösharkintaa. Tässä yhteydessä on syytä kuitenkin korostaa, että hallinnon perustan muodostaa *laillisuusperiaate*¹⁵⁴, oli sitten kyseessä laillisuus- tai tarkoituksenmukaisuusharkinta. Harkintavallan yleiset rajoitusperiaatteet eivät siten saa viedä ratkaisutoimintaa ja siihen liittyvää harkintaa lain asettaman kehyksen ulkopuolelle. Viranomaistoiminta *contra legem* tai *ultra legem* on laillisuusperiaatteen mukaisesti kiellettyä.¹⁵⁵

Harkintavallan väärinkäytön minimoimiseksi biodiversiteetin turvaamista koskevat viranomaisten toimivaltuudet ja tehtävät olisi pyrittävä ilmaisemaan lainsäädännössä mahdollisimman selkeästi. Käytännössä säännökset eivät tässä suhteessa voi olla täysin aukottomia, vaan päätöksentekijä joutuu väistämättä pohtimaan *tarkoitussidonnaisuuden periaatteen* valossa sallittuja ja kiellettyjä päätöspremissejä¹⁵⁶.

¹⁵⁴ Ks. myös jakso 3.2.3.

¹⁵⁵ Ks. Laakso 1990 s. 203.

¹⁵⁶ Ks. sallituista ja kielletyistä päätöspremisseistä Laakso 1990 s. 243. Ks. tarkoitussidonnaisuuden periaatteesta kaavoituksessa esimerkiksi Syrjänen 1999 s. 160.

Biodiversiteetin turvaamispäätösten tulee perustua ainakin asiaankuuluviin *objektiivisesti* hyväksyttäviin tosiseikkoihin, kuten luonnontieteelliseen ja yhteiskuntatieteelliseen tietoon (faktat) – tai ainakin yleisesti hyväksyttävissä oleviin epävarmuustekijöihin (riskit) – sekä sääntöihin ja periaatteisiin (oikeusnormit). Biodiversiteetin turvaaminen hallintopäätöksissä ei saa perustua mielivaltaan eikä asiaankuulumattomiin sivuvaikuttimiin¹⁵⁷. Biodiversiteettiäkin koskevissa päätöksissä hallintotoiminnalle vieraita perusteita voivat tilanteesta riippuen olla ystävien suosinta, päätöksentekijän henkilökohtaisen hyödyn tavoittelu tai julkisyhteisön erityisten taloudellisten etujen tavoittelu¹⁵⁸.

Biodiversiteettioikeudessa *suhteellisuusperiaatteen* voidaan katsoa merkitsevän myös sitä, ettei yksilön oikeuksia tule päätöksissä rajoittaa enempää kuin biodiversiteetin turvaamiseksi on tarpeen lainsäädännön ja oikeusperiaatteiden edellyttämällä tavalla. Biologisen monimuotoisuuden suojelun näkökulmasta suhteellisuusperiaatteen ytimeksi voidaan kiteyttää kielto olla asettamatta omistajalle ankarampia rajoituksia kuin suojelutavoite edellyttää¹⁵⁹. Ensisijaisesti onkin pyrittävä käyttämään yksilön kannalta mahdollisimman lieviä keinoja biodiversiteetin turvaamistavoitteen saavuttamiseksi. Silloinkin, kun biodiversiteetin turvaaminen edellyttää pakkokeinoja – esimerkiksi hallintopakkoa – on toimen ankaruus määriteltävä kohtuulliseksi suhteessa teon tai laiminlyönnin laatuun ja moitittavuuteen¹⁶⁰.

Suhteellisuusperiaate ja biodiversiteetin turvaamisperiaatteet saattavat joissakin tilanteissa ohjata joustavin normein tehtävää päätöstä eri suuntiin etenkin, kun biodiversiteetin turvaaminen otetaan huomioon julkisena intressinä. Esimerkiksi varovaisuusperiaatteen mukaan tiettyihin ympäristöä suojeleviin toimenpiteisiin ryhtymistä ei estä täydellisen tieteellisen varmuuden puuttuminen tuon toimenpiteen seurauksista¹⁶¹. Varovaisuusperiaate edellyttää päätöspremisseihin, faktoihin liittyvän epävarmuuden sattuessa, että joustavaa normia koskevassa intressivertailussa painotetaan ympäristönäkökohtia ja tässä mielessä usein julkisia intressejä. Suhteellisuusperiaate puolestaan korostaa intressivertailussa, ettei päätöspremissien epävarmuutta saa käyttää julkisen intressin maksimoimiseen eikä yksipuoliseen edistämiseen, vaan huomiota on kiinnitettävä yksityisen asemaan.¹⁶² Näistä lähtökohdista varovaisuusperiaate on heti ensi näkemältä tai, kuten Kuusiniemi toteaa, ”*prima facie* ristiriidassa suhteellisuusperiaatteen kanssa”. Mitään yleistä tulkintasääntöä varovaisuusperiaatteen ja suhteellisuusperiaatteen välille ei voida antaa, vaan näiden joustavien

¹⁵⁷ Ks. myös Laakso 1990 s. 213. Ks. myös Syrjänen 1999 s. 158.

¹⁵⁸ Ks. myös Mäenpää 2000 s. 198.

¹⁵⁹ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 249.

¹⁶⁰ Ks. myös Mäenpää 2000 s. 198.

¹⁶¹ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 80.

¹⁶² Ks. Laakso 1990 s. 216.

periaatteiden suhde määrittäyty niille yksittäistapauksissa annettavan painoarvon perusteella.¹⁶³

Biodiversiteetin turvaamisen taustalla olevat arvot ja yleisen edun mukaiset tavoitteet saattavat konkreettisessa tilanteessa olla *liian abstrakteja* suhteessa hallintotoimen kohteen yksityiseen intressiin, jota päätöksentekijä pyrkii suhteellisuusperiaatteen mukaisesti ymmärtämään. Jos vertailu tehdään ahtaasti yhden aktuaalisen kiinteistönomistajan ja tällä hetkellä näköpiirissä olevien yleisten etujen välillä, tulkintatulos saattaa vinoutua esimerkiksi tulevien sukupolvien etujen turvaamisen kannalta¹⁶⁴. Tiettyä varovaisuutta onkin noudatettava, jos laissa asetettuja biodiversiteetin turvaamistavoitteita lähdetään tulkitsemaan suhteellisuusperiaatteen valossa (aineellinen suhteellisuus). Sen sijaan biodiversiteettiä koskevassa päätöksenteossa on aina tilaa ns. *instrumentaalille suhteellisuudelle*, jossa itse tavoitetta ei kyseenalaisteta, mutta keinojen valinnassa otetaan huomioon erilaisten seuraamusten ja rajoitusten ankaruus yksilön kannalta.¹⁶⁵

Yleisenä oikeudenmukaisuus- ja oikeusturvaperiaatteena *yhdenvertaisuusperiaate* näyttäisi lähtökohdiltaan soveltuvan myös biologista monimuotoisuutta koskeviin päätöksiin. Käytännössä tilanne on toinen, sillä *yhdenvertaisuusperiaatteen kaavamainen soveltaminen voi johtaa lain mukaisten biodiversiteetin turvaamistavoitteiden syrjäytymiseen päätöksenteossa*¹⁶⁶. Tämä tilanne saattaa syntyä esimerkiksi poikkeuslupaharkinnassa. Lähtökohtaisesti hakijan on esitettävä poikkeamisen edellytykset ja muut perustelut hakemuksensa tueksi. Aikaisemmin myönnetyt poikkeusluvut olosuhteissa, jotka riittävästi vastaavat uuden poikkeuslupahakemuksen olosuhteita, voivat kuitenkin kääntää perusteluvollisuuden viranomaiselle, jonka on pystyttävä perustelemaan olosuhteiden erilaisuus objektiivisesti. Kysymys onkin siitä, milloin yhdenvertaisuuden loukkaus on *prima facie* eli todistusvoimaltaan niin vahva, että perusteluvastuu siirtyy viranomaiselle, ja varsinkin siitä, katsooko muutoksenhakutuomioistuin tasapuolisuuden kuitenkin edellyttävän luvan myöntämistä, vaikka merkityksellisiä eroja vertailutapausten välillä on olemassa. Jos viranomainen tällaisissa tilanteissa kaavamaisesti noudattaa yhdenvertaisuusperiaatetta päätyen myöntämään poikkeuksia tavan takaa, normiston tavoitteet biodiversiteetin turvaamisesta vesittyvät lopulta.¹⁶⁷

¹⁶³ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 256.

¹⁶⁴ Ks. tämän johtopäätöksen perustasta tarkemmin Kuusiniemi 2001 s. 240–257. Myös Syrjänen (1999 s. 150) on havainnut, että taaja-asutusta (RakL 5.1 §, nykyisin MRL 16 §:n mukaisia suunnittelutarve-alueita) koskevissa poikkeusluvuissa on korostunut maanomistajien yhdenvertaisuus ja yksittäisen omistajan maaomaisuuden turva. Tällä tavoin painottuneessa intressipunninnassa yleisen edun ja lain ration painoarvo on puolestaan heikentynyt.

¹⁶⁵ Ks. Westerlund 1996 s. 254–256 ja 284. Ks. myös Kuusiniemi 2001 s. 241.

¹⁶⁶ Kuusiniemi (2001 s. 221–233) on tutkinut asiaa laajemminkin oikeuskäytännön pohjalta.

¹⁶⁷ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 230–231. Ks. myös yhdenvertaisuudesta kaavoituksessa Syrjänen 1999 s. 155.

Biodiversiteettiin liittyvässä päätöksenteossa onkin tärkeää selvittää, onko todella kyseessä sellainen yhdenvertaisuusperiaatetta *rikkova tilanne*, jossa epä johdonmukaisesti oikeus tai etuus evätään, vaikka toisessa luonto- ja muilta olosuhteiltaan samankaltaisessa tilanteessa se on hyväksytty¹⁶⁸. Toisaalta samanaikaisesti on otettava huomioon lain tavoitteet, päätöksen kokonaisvaikutukset ja päätöksen perustana oleva – etenkin uusi – tieto koskien muun muassa biologista monimuotoisuutta. Tällainen kokonaisharkinta saattaa hyvinkin avata perustellun syyn erilaiseen kohteluun tai jopa aikaisemmasta päätöslinjasta poikkeamiseen, esimerkiksi rantayleiskaavojen rakentamisoikeuksien osalta. Biodiversiteetin turvaamis päätöksissä tosiasialliset tilanteet saattavatkin vaihdella niin, ettei täysin samanlaisia päätöksentekotilanteita välttämättä muodostu. Tällöin yhdenvertaisuusperiaatteesta ei kuitenkaan poiketa, vaan erilaiseen kohteluun on perusteltu syy. Vaikka itse periaate on määritelmällisesti suhteellisen tarkkarajainen, sen soveltamisessa ongelman saattaa muodostaa kahden tapauksen riittävän ja relevantin samankaltaisuuden arvioiminen. Tämä korostuu yleensäkin ympäristöoikeudessa, jossa merkitykselliset olosuhteet vaihtelevat suuresti sekä ajassa että paikassa.¹⁶⁹

Edellä analysoidun perusteella voidaan kiteyttää seuraava havainto: kun päätöksentekoon lisätään harkintavallan rajoitusperiaatteiden ohella biodiversiteettiä turvaavia periaatteita, jälkimmäisten periaatteiden huomioon ottaminen *suhteellistaa* eräiltä osin ensin mainittuja rajoitusperiaatteita, vaikka molemmat periaateryhmät vaikuttavat eri relaatioissa. Näiden kahden ryhmän periaatteiden osalta ei ole kyse vain siitä, että niitä punnitaan keskenään, vaan myös siitä, että ainakin turvaamisperiaatteet vaikuttavat päätöksenteossa harkintavallan rajoitusperiaatteiden *tulkinnalliseen sisältöön*.

Muut hallinnon ohjausperiaatteet. Edellä kuvattujen vakiintuneiden harkintavallan rajoitusperiaatteiden lisäksi hallinto-oikeudessa on kehittymässä oikeusvarmuutta ja luottamuksensuojaa sekä kohtuusajattelua korostavia periaatteita. Toisaalta harkintaan kohdistuu erilaisia prosessuaalisia paineita esimerkiksi julkisuusperiaatteen muodossa. Seuraavassa on mainittu joitakin biodiversiteetin turvaamiseen liittyviä näkökohtia sovellettaessa muita hallinnon ohjausperiaatteita.

Luottamuksensuojan eräänä muodollisena piirteenä voidaan pitää viranomaistoiminnan (esimerkiksi ympäristölupien) pysyvyyttä, mikä korostaa muodollista oikeusvarmuutta, yksilöllistä oikeussuojaa ja luottamusta taloudellisen toiminnan jatkuvuuteen entisiin edellytyksin. Kyseinen näkökulma on kuitenkin liian suppea tilanteissa, jotka koskevat monitahoisia intressiverkostoja sisältä-

¹⁶⁸ Kuusiniemi (2001a s. 228–230) on tutkinut samankaltaisuuteen liittyviä analogia-avaimia käyttäen esimerkkinä LSL 31 §:ää, joka koskee luontotyyppin muuttamiskiellosta poikkeamista.

¹⁶⁹ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 218–219. Ks. myös yhdenvertaisuudesta ympäristönsuojelussa Vihervuori 1984 s. 176, 178–179 ja Kuusiniemi 2001 s. 231–233 sekä maa-ainesten ottamisessa Vihervuori 1989 s. 277.

viä ympäristöllisiä hallintotoimia, kuten lupia. Luvanvaraisessa toiminnassa, joka aiheuttaa todennäköisesti biodiversiteetin merkittävää heikentymistä tai muita merkittäviä haitallisia ympäristövaikutuksia, kollektiiviset ympäristön-suojelutavoitteet – koskien haitankärsijöiden, tulevien sukupolvien ja luonnon itseisarvoista suojelemista – pakottavat tinkimään toiminnanharjoittajan luottamuksensuojasta. Tarve muuttaa luvan tai muun hallintoimen sisältöä tai peruuttaa lupa voi olla seurausta myös useista aineellisista näkökohdista. Pysyviä luontoa kuormittavia oikeuksia ei voidakaan pitää hyväksyttävänä, vaan muodollinen oikeusvarmuus ja ennustettavuus saavat antaa tilaa materiaaliselle oikeudenmukaisuudelle ja aineelliselle hyväksyttävyydelle.¹⁷⁰ Tämä ympäristölupia koskeva havainto voidaan yleistää laajemminkin sellaisten hallintotoimien pysyvyyteen, joilla vaikutetaan merkittävästi luontoon ja sen monimuotoisuuteen. Poikkeuksena yleistyksestä ovat kuitenkin peruuttamattoman – kertaluontoisen tai pysyvän – hankkeen mahdollistavat päätökset. Tällaisen kertaluontoisen toimenpiteen, kuten luontotyypin ominaispiirteet turmelevan hakkuun, mahdollistaa esimerkiksi LSL 31 §:n mukainen poikkeuslupa. Pysyviä hankkeita ovat puolestaan esimerkiksi MRL 125 §:n tarkoittamaa rakennuslupaa vaativien rakennusten rakentaminen. Näissä tapauksissa kysymys luvan pysyvyydestä ei luontoarvojen menettämisen jälkeen ole enää biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta aiheellinen.¹⁷¹

Biodiversiteettioikeudessa kohtuullisuus voi yksilöä koskevan (esimerkiksi yksittäisen luvanhakijan) näkökulman lisäksi tulla tarkasteltavaksi muiden osallisten ja viranomaisten näkökulmasta. Tämä on tyypillistä biodiversiteettiä ja muuta ympäristöä koskevissa, monia intressejä yhteensovittavissa päätöksissä. Näissä tilanteissa individuaalisen kohtuuden merkitys suhteellistuu, sillä biodiversiteettiä turvattaessa kohtuutta on arvioitava esimerkiksi oikeudenmukaisuusperiaatteen pohjalta¹⁷². Kohtuuteen liittyvätkin biodiversiteettioikeudessa muiden osallisten ja yhteisen edun näkökulmat.

KHO 1973 A II 76: Hakemuksessa oli pyydetty poikkeuslupaa taaja-asutuskiellosta omakotitalon rakentamiseksi vanhan asuinrakennuksen sijaan rakennuspaikalle, joka sijaitsi valtakunnallisesti merkittävällä muinaismuistialueella tai sen välittömässä läheisyydessä. KHO katsoi, että ottaen huomioon rakentamisen mahdollisesti tuhoisan vaikutuksen kysymyksessä olevan muinaismuiston säilymiseen, asianomaisille viranomaisille oli tarpeen varata kohtuullinen aika rakentamisen vaikutusten selvittämiseen mainitulta kannalta. Asian tässä vaiheessa ei hakemuksen tueksi siten voitu katsoa esitetyn erityisiä syitä.

¹⁷⁰ Ks. Kuusiniemi 2001 s. 236. Ks. myös esimerkiksi YSL 58.1 § ja 59.1 §.

¹⁷¹ Ks. myös Kuusiniemi 2001 s. 237. Tosin periaatteessa rakennuksen purkaminen saattaisi vähin erin palauttaa vastaavat luontoarvot menetettyjen tilalle.

¹⁷² Ks. myös jakso 4.2.2.

Tarkoituksenmukaisuusperiaate voi edistää biodiversiteetin turvaamista yleisenä etuna. Kyseisen periaatteen soveltaminen tästä näkökulmasta on tosin mahdollista vain sellaisissa päätöksissä, jotka jättävät tilaa tarkoituksenmukaisuusharkinnalle. Näin ei välttämättä ole kaikissa päätöksissä. Esimerkiksi, jos tietyt biodiversiteetin turvaamisnäkökohdat eivät ole päätösharkinnassa sallittuja premissejä, tiukan oikeusharkintaisissa hallintotoimissa on mahdollista, ettei näihin turvaamisnäkökohtiin voida kiinnittää huomiota, vaikka tämä lupa tai muu toimi olisikin biodiversiteettiä yleisenä etuna parhaiten edistävä, järjikepäisin ja soveliaim tapa. Biodiversiteetin turvaamisen kannalta onkin keskeistä, että ympäristöön vaikuttavia lakeja säädettäessä kiinnitetään huomiota läpäisyperiaatteen hengessä myös biodiversiteetin turvaamisen tarkoituksenmukaiseen toteutumiseen¹⁷³.

Monet hallintomenettelyä ohjaavat periaatteet voivat tukea biodiversiteetin turvaamista¹⁷⁴. Tärkeimmät menettelylliset periaatteet on täsmennetty PerustusL 21 §:ssä oikeusturvaa ilmentäviksi perusoikeuksiksi. Säännöksen ensimmäisessä momentissa korostetaan jokaisen oikeutta siihen, että toimivaltainen viranomainen käsittelee asian asianmukaisesti ja ilman aiheetonta viivytystä. Asianmukaisen käsittelyn ja oikeusturvan saatavuutta koskevat vaatimukset täsmentyvät kyseisen säännöksen toisessa momentissa menettelyllisiksi perusoikeuksiksi, joita ovat ”käsittelyn julkisuus sekä oikeus tulla kuulluksi, saada perusteltu päätös ja hakea muutosta, samoin kuin muut oikeudenmukaisen oikeudenkäynnin ja hyvän hallinnon takeet”. Nämä on turvattava lailla. Mäenpää mainitsee muina hyvän hallinnon takeina esimerkiksi virkavastuun ja siihen liittyvän mahdollisuuden vaatia rangaistusta lainvastaisen toimenpiteen tai laiminlyönnin vuoksi taikka korvausta lainvastaisen hallintotoimen aiheuttamasta vahingosta.¹⁷⁵

Hyvän hallinnon periaatteen voidaan katsoa koostuvan ensinnäkin PerustusL 21 §:n säännöksessä luetelluista seikoista. Mäenpään mukaan PerustusL 21.2 §:ssä mainitulla hyvän hallinnon käsitteellä tarkoitetaan ripeää ja asianmukaista menettelyä, käsittelyn julkisuutta, kuulemisoikeutta, päätöksen perustelemista ja oikeusturvan saatavuutta¹⁷⁶. Toiseksi siihen kuuluvat muun

¹⁷³ Esimerkiksi KaivosL 6.1 §:n mukaiset valtauksen esteet eivät sisällä asianmukaisia biodiversiteetin turvaamista koskevia harkintaperusteita. Vaikka KaivosL 71.2 §:n nojalla LSL:n erinäiset säännökset koskevat myös kaivostoimintaa ohjaavia päätöksiä, KaivosL:n säännökset eivät mahdollista riittävällä tavalla (läpäisyperiaatteen mukaisesti) biodiversiteettiä turvaavaa harkintaa. Ongelmia voi muodostua haettaessa valtausta alueille, joissa avainbiotoopit on suojeltu suoraan Metsäl 10.3 §:n nojalla tai KMRL 19 §:n nojalla määräaikaisin ympäristötukisopimuksin, tai alueille, jotka ovat LSL 25 §:n nojalla rauhoitettu määräaikaisin sopimuksin. (Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 577–578, 627, 1035 ja 1043 sekä jaksot 3.3.1 ja 4.2.2).

¹⁷⁴ Ks. tarkemmin Bilderbeek 1992 s. 84–85.

¹⁷⁵ Ks. PerustusL 118 §. Ks. Mäenpää 2000 s. 273–274.

¹⁷⁶ Ks. Mäenpää 2000 s. 274 sekä HE:n (1/1998) PerustusL 21 §:ää koskevat perustelut ja HE:n (309/1993) HM:n 16 §:ää koskevat perustelut.

muassa hallinnon palveluperiaate, virkatoiminnan puolueettomuus ja asian käsittelyn objektiivisuus, jota ohjataan esteellisyysäännöksiin. Näistä PerustusL 21 §:n hyvän hallinnon takeista, kuten julkisuudesta, voidaan säätää lailla vähäisiä poikkeuksia ja rajoituksia. Poikkeus tai rajoitus ei saa merkitä hyvää hallintoa koskevan pääsäännön muuttumista eikä tässä mielessä yksilön perusoikeuksien vaarantumista.¹⁷⁷

Hyvän hallinnon vaatimus liittyy myös julkisen vallan delegointiin muille kuin viranomaisille tilanteessa, jossa delegointi on tarpeen tehtävän tarkoituksenmukaiseksi hoitamiseksi. PerustusL 124 §:n 1 virkkeen perusteella julkisen hallintotohtävän antaminen on lailla tai lain nojalla mahdollista muulle taholle, kunhan ei vaaranneta perusoikeuksia, oikeusturvaa tai muita hyvän hallinnon vaatimuksia. PerustusL 124 §:n 2 virkkeen nojalla ”merkittävää julkisen vallan käyttöä sisältäviä tehtäviä voidaan kuitenkin antaa vain viranomaiselle”. HE:n mukaan ”merkittävänä julkisen vallan käyttämisenä olisi säännöksen yhteydessä pidettävä esimerkiksi itsenäiseen harkintaan perustuvaa oikeutta käyttää voimakeinoja tai puuttua muuten merkittävällä tavalla yksilön perusoikeuksiin”. Näin ollen julkisen vallan delegointiin muille kuin viranomaisille on suhtauduttava suurin varauksin, jos esimerkiksi PerustusL 15 §:n tarkoittamaan yksityisen omaisuuden suojaan tultaisiin puuttumaan päätöksenteossa merkittävällä tavalla, kuten lunastuksella, tai jos esimerkiksi PerustusL 20.2 §:n mukaista jokaisen elinympäristöä koskevia vaikutusmahdollisuuksia aiottaisiin muun yleisen edun vuoksi rajoittaa merkittävästi ennen päätöksentekoa¹⁷⁸.

Hyvään hallintoon linkittyä myös PerustusL 22 §:n tarkoittamalla tavalla perusoikeuksien ja ihmisoikeuksien toteutumisen turvaaminen. Tämä tarkoittaa muun muassa PerustusL 20 §:n huomioon ottamista ympäristöä koskevassa päätöksenteossa.¹⁷⁹

Biodiversiteettiä koskevassa hallinnossa ovat mukana myös Euroopan ihmisoikeussopimukseen kuuluvat periaatteet. PerustusL 22 §:n nojalla ”julkisen vallan on turvattava perusoikeuksien ja ihmisoikeuksien toteutuminen”¹⁸⁰. Myös Euroopan unionia koskevan sopimuksen 6 artiklan 2 kohdassa viitataan¹⁸¹ suoraan Euroopan ihmisoikeussopimuksen perusoikeuksiin: Näitä perusoikeuksia pidetään unionissa arvossa voimassa olevina yleisinä oikeusperiaatteina. EYTI valvoo unionin toimielinten osalta tietyin edellytyk-

¹⁷⁷ Ks. HE:n (1/1998) PerustusL 21 §:ää koskevat perustelut ja HE:n (309/1993) HM:n 16 §:ää koskevat perustelut sekä Mäenpää 2000 s. 274.

¹⁷⁸ Esimerkiksi merkittäviä haitallisia ympäristövaikutuksia aiheuttavan hankkeen tiedottamisesta ja kuulemisesta voidaan YVAL 21 §:n mukaan tarpeellisilta osin poiketa, jos hanketta koskevat tiedot ovat maanpuolustuksen kannalta salassa pidettäviä. Päätöksentekoa pohjustavaa arviointimenettelyä voivat siten koordinoida ja valvoa vain viranomaiset. Edes periaatteellista mahdollisuutta delegoida yhteysviranomaisen tehtäviä muille kuin viranomaisille ei ole.

¹⁷⁹ Ks. myös jakso 5.4.1.

¹⁸⁰ Ks. myös L ihmisoikeussopimuksen hyväksymisestä.

¹⁸¹ Ks. Maastrichtin sopimuksen johdanto ja 11 artikla.

sin näiden perusoikeuksien toteuttamista¹⁸². Tätä kautta saattaa esimerkiksi omaisuuden suojan tasapainottaminen biodiversiteetin turvaamisintressin kanssa saada puolin ja toisin uusia argumentointiperusteita¹⁸³. Tässä mielessä on syytä mainita myös Euroopan unionin perusoikeuskirja (2000), joka tosin ei ole, ainakaan toistaiseksi, oikeudellisesti sitova asiakirja. Sillä saattaa kuitenkin olla varsinaisten oikeuslähteiden ohella ainakin moraalista merkitystä perusteltaessa yhteisöoikeudellisia päätöksiä. Perusoikeuskirjan ympäristönsuojelua koskeva 37 artikla on muotoiltu seuraavasti: ”Ympäristönsuojelun korkea taso ja ympäristön laadun parantaminen on sisällytettävä unionin politiikkoihin ja varmistettava kestävä kehityksen periaatteen mukaisesti”. Määttän tulkinnan mukaan tämä artikla kuvastaa osaltaan laajempaa kehitystä, jonka pohjalta ympäristön voidaan katsoa sisältyvän yhteisöoikeuteen ihmis- ja perusoikeutena¹⁸⁴. Tämä johtopäätös heijastuu laajemmin myös ympäristöä koskevan yhteisöoikeuden tulkintavaikutukseen ja välittömään vaikutukseen¹⁸⁵. Myös muutoin kansainvälisten ympäristöperusoikeuksien kehittyminen voi tuoda biodiversiteetin turvaamiseen merkittäviä uusia näkökohtia¹⁸⁶.

Hallintomenettelyä ohjaavista periaatteista *julkisuusperiaate* on avainasemassa koottaessa tietoa biodiversiteettiä koskevaa päätöstä varten¹⁸⁷. Vaikka kyseessä on ennen kaikkea tiedon julkisuutta ohjaava periaate, biodiversiteettiä koskevan päätösharkinnan kannalta on hyvin keskeistä, miten ympäristötieto kulkee osallisten välillä ja mikä tieto lopulta välittyy päätöksenteon premisseiksi. Asianmukaisten faktojen merkitys korostuu erityisesti joustaviin normeihin pohjautuvassa päätösharkinnassa. Julkisuusperiaatteella on merkitystä lähtökohtana myös biodiversiteetin turvaamista edistämään pyrkivässä ympäristövaikutuksen arviointimenettelyssä ja siihen sisältyvässä vuorovaikutuksessa¹⁸⁸.

Hallintomenettelyä ohjaavissa periaatteissa on PerustusL 21 §:ään viitaten vahva *oikeusturvaelementti*. Periaatteilla pyritään turvaamaan yksilön oikeuksia erilaisissa viranomaisten päätöksentekomenettelyissä. Näiden periaatteiden ohjaama oikeusrelaatio syntyy asiaa yksinkertaistaen asianosaisen ja viranomaisen välille. Biodiversiteetti voi saada turvaa hallintomenettelyä ohjaavien periaatteiden avulla lähinnä *välillisesti* – esimerkiksi niin, että näiden periaatteiden edellyttämä asianosaisen kuuleminen tai ympäristötiedon julkisuus tuo päätöksentekoon siinä huomioon otettavia luonnonsuojeluintressejä. Ennalta voi kuitenkin olla vaikea määritellä biodiversiteettiä turvaavaa tahoja, joten

¹⁸² Ks. tarkemmin Maastrichtin sopimuksen 46 artiklan d kohta.

¹⁸³ Ks. myös Mäenpää 1999 s. 236–238.

¹⁸⁴ Määttä (2001b s. 265–322, erityisesti 315–316) on pohdiskellut tarkemmin perusoikeuskirjan ympäristösäännöksen merkitystä asiaa koskevassa artikkelissaan.

¹⁸⁵ Ks. Määttä 2001b s. 316–320.

¹⁸⁶ Ks. esimerkiksi Tukholman julistuksen 1 periaate sekä Bilderbeek 1992 s. 88–93.

¹⁸⁷ Ks. julkisuusperiaatteesta PerustusL 12.2 § ja 50 § sekä JulkisuusL 1 §.

¹⁸⁸ YVAL 20 §:ssä aiemmin olleet salassapitosäännökset kumottiin (L eräiden salassapitosäännösten kumoamisesta) JulkisuusL:n säätämisen yhteydessä. Vrt. YVAL 21 §.

myös muiden tahojen kuin asianosaisten *riittävä osallistuminen* biodiversiteettiä koskevaan päätöksentekoon tulisi periaatteellisella tasolla turvata hallintomenettelyssä. Hallintolainkäytössä ympäristötiedon julkisuus muuttuu lähinnä asianosaisten oikeudeksi tiedonsaantiin¹⁸⁹. Tämä voi olla merkityksellinen seikka luonnon kirjoa koskevien tietojen huomioon ottamisen kannalta (sekä *ex ante* että *ex post*), sillä biodiversiteettiä turvaavien tahojen osallistuminen päättyy tosiasiallisesti hallintopäätökseen, ellei heillä ole oikeutta valittaa ja saada asianosaisasemaa muutoksenhaussa¹⁹⁰.

Biodiversiteetin turvaamisnäkökulman korostaminen tukee yleisesti ottaen ympäristöhallinnon avoimuutta ja läpinäkyvyyttä¹⁹¹. Biodiversiteettiä turvaavissa päätöksissä korostuu *avoimuuden kautta tapahtuvan justifioidun merkityksen* sekä silloin, kun yleinen suojeluintressi syrjäyttää yksityisen intressin, että päinvastaisessa tilanteessa. Tämä näkökulma saa tukea ympäristöperusoikeudesta. PerustusL 20.2 § huomioon ottaen julkisen vallan on pyrittävä turvaamaan jokaiselle mahdollisuus vaikuttaa elinympäristöönsä koskevaan päätöksentekoon. Ympäristöä koskevassa lainsäädännössä kolmansien osallistumismahdollisuuksia onkin pyritty lisäämään¹⁹². Ellei tiedottamisesta ja osallistumisesta ole erityissäännöksiä, kolmansien osallistuminen on mahdollista lähinnä HMenL 13 §:n mukaisen vireilläolosta ilmoittamisen yhteydessä.

4.3 OHJAUSMEKANISMIT

4.3.1 Yleistä

Biodiversiteettioikeudessa pyritään erilaisin *ihmisen toimintaa ohjaavin mekanismein* saavuttamaan luonnon ja sen kirjon turvaamistavoitteet. Tässä tarkoituksessa annettavat strategiat, instrumentit ja standardit kannustavat biologisen monimuotoisuuden säilyttämiseen (suojaus ja heikentymisen estäminen) ja sen osien kestäväan käyttöön¹⁹³, joten niitä voidaan kutsua yhteisesti *biodiversiteettiä turvaaviksi mekanismeiksi*. Nämä mekanismit ohjaavat ihmisen toimintaa ns. biodiversiteetin turvaamissuhteessa niin, että ohjaus voi kohdistua suoraan biodiversiteettiin vaikuttavaan ihmisten toimintaan tai välillisesti sellaista toimintaa ohjaavaan päätöksentekoon¹⁹⁴.

¹⁸⁹ Ks. HLL 34.3 § ja JulkisuusL 11 §. Ks. myös YSL 98 § ja KHO 1996 A 9.

¹⁹⁰ Ks. tarkemmin jakso 5.3.2.

¹⁹¹ Tästä poikkeuksena saattavat olla eräät suojelukohteet, joiden vaarantuminen saattaa edellyttää salassapitoa (ks. JulkisuusL 24.1 §:n 14 kohta).

¹⁹² Ks. esimerkiksi YSL 37.2 §.

¹⁹³ Ks. myös jakso 3.1.2.

¹⁹⁴ Ks. myös jaksot 3.3.2 ja 4.1.2.

Biodiversiteettioikeudellisten mekanismien *turvaamiskohde* poikkeaa perinteisestä oikeusturvakeinojen kohteesta, mikä ero on tärkeää tunnistaa kehitettäessä ja käytettäessä turvaamismekanismeja. Turvan kohteena ei ole yksityinen kansalainen, vaan biologinen monimuotoisuus (lajit, ekosysteemit, geenit ja niiden kirjon), jota turvataan paitsi julkisen vallan myös yksityisten henkilöiden merkittävän haitallisilta toimilta. Nämä turvaamismekanismit täydentävät perinteisiä yksilön oikeusturvakeinoja hallintomenettelyssä ja päätöksenteossa.¹⁹⁵

Turvaamismekanismeilla on erilaisia tehtäviä: Niillä voidaan välttää tai minimoida luonnolle ja sen kirjolle aiheutuvia haitallisia vaikutuksia¹⁹⁶, ja eräät niistä saattavat tukea biologisen monimuotoisuuden ja kestäväen käytön huomiointiin ottamista päätöksissä¹⁹⁷. Turvaamismekanismeilla saatetaan säännellä ja hoitaa ”biologisen monimuotoisuuden suojelun kannalta tärkeitä biologisia luonnonvaroja sekä suojelualueilla että niiden ulkopuolella niiden suojelun ja kestäväen käytön varmistamiseksi”¹⁹⁸. Ne voivat siten ohjata esimerkiksi riista-, metsä- ja maataloutta kestävämpään suuntaan. Turvaamismekanismit voivat myös ”edistää suojelualueiden välittömässä yhteydessä sijaitsevien alueiden ympäristöä säästävää ja kestävää kehitystä tavoitteena edistää näiden alueiden suojelua”¹⁹⁹. Lisäksi niillä voi olla muita biodiversiteettiin liittyviä tehtäviä.

Eri mekanismityypit ovat käytännössä *vuorovaikutuksessa* toistensa kanssa eikä aina voida selkeästi todeta, mistä toinen mekanismi alkaa ja mihin toinen niistä loppuu. Kuitenkin teoreettisessa kategorisoinnissa eri tyypit voidaan erottaa toisistaan.

4.3.2 Strategiat

Strategioita voidaan biodiversiteettioikeudessa nimittää lain laadinta- tai tulokintaohjelmiksi, joilla pyritään sovittamaan tietyt ympäristölliset, taloudelliset ja muut poliittiset vaatimukset osaksi oikeusjärjestystä²⁰⁰. Strategioita voidaan luonnehtia myös yleiseksi lähestymistavaksi, jolla pyritään jonkin ongelman ratkaisemiseen. Strategia on lisäksi tarkoituksenmukaista instrumenttien, voimavarojen ja erilaisten mahdollisuuksien hyödyntämistä pitkän aikavälin tavoitteiden saavuttamiseksi.²⁰¹ Strategiat asettavat politiikan toteuttamisvälineinä eräänlaiset puitteet oikeudelliselle ohjaukselle, jota käytännössä toteutetaan oikeudellisten instrumenttien ja standardien avulla²⁰².

¹⁹⁵ Ks. myös jaksot 3.2.4 ja 4.2.3.

¹⁹⁶ Ks. Rion sopimuksen 10 artiklan b kohta.

¹⁹⁷ Ks. Rion sopimuksen 10 artiklan a kohta.

¹⁹⁸ Ks. Rion sopimuksen 8 artiklan c kohta.

¹⁹⁹ Ks. Rion sopimuksen 8 artiklan e kohta.

²⁰⁰ Ks. myös Hollo 1991 s. 38.

²⁰¹ Ks. Sairinen 2000 s. 55.

²⁰² Ks. erilaisten ympäristöstrategioiden vaikutuksesta sääntelyuudistuksiin ja niissä käytettäviin ohjausinstrumentteihin Sairinen 2000 s. 70–83. Ks. myös Anttonen 2000 s. 18–19 ja jakso 4.1.3.

Rion sopimuksen 6 artiklan a kohdassa kehoitetaan sopimusvaltioita laatimaan uusia kansallisia biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön strategioita, suunnitelmia ja ohjelmia tai muuntamaan nykyisiä strategioita, suunnitelmia tai ohjelmia tähän tarkoitukseen. Tällaiset strategiat ovat yleisiä *biodiversiteettipolitiikan toteuttamisvälineitä*, joissa hyödynnetään biologista monimuotoisuutta koskevaa laadullista ja määrällistä tietoa sekä asetetaan perusta luonnon ja sen kirjon turvaamiselle. Esimerkkinä sellaisista politiikan välineistä mainittakoon EY:n biodiversiteettistrategia ja osin myös ”Kestävää kehitystä koskeva Euroopan unionin strategia”. Toimintaohjelmat ovat puolestaan käytännönläheisempiä biodiversiteettipolitiikkaa toteuttavia keinoja, joilla pyritään ennalta erittelemään tarvittavat biodiversiteettiä turvaavat toimet.²⁰³ Tällainen strateginen asiakirja on esimerkiksi Suomen biologista monimuotoisuutta koskeva kansallinen toimintaohjelma 1997–2005²⁰⁴.

Sekä yleiset strategiat että erityiset toimintaohjelmat voivat ohjata *läpäisyperiaatteen* mukaisesti viranomaisia ja viranomaisten päätöksentekoa muillakin yhteiskunnan sektoreilla kuin ympäristöpolitiikassa. Biodiversiteettioikeudellista läpäisyperiaatetta kuvastaa myös Rion sopimuksen 6 artiklan b kohdassa asetettu velvoite ”sisällyttää biologisen monimuotoisuuden suojelu ja kestävä käyttö mahdollisuuksiensa mukaan ja soveltuvin osin yhteiskunnan eri sektoreiden sisäisiin ja niiden välisiin suunnitelmiin, ohjelmiin ja toimintaperiaatteisiin”. Viranomaisten ohjaaminen elävän luonnon kirjon turvaamiseen voi siis toteutua myös muiden kuin varsinaisen ympäristöpolitiikan suunnitelmien, ohjelmien ja toimintaperiaatteiden kautta.

Suomen biologista monimuotoisuutta koskevassa kansallisessa toimintaohjelmassa (1997–2005) on tarkasteltu voimassa olevaa lainsäädäntöä ja tehty eräitä parannusehdotuksia²⁰⁵. Tämän toimintaohjelman mukaan ”biodiversiteettisopimuksesta aiheutuvat kansalliset lainsäädännön muuttamistarpeet eivät ole yksiselitteisesti määriteltävissä ja rajattavissa yleissopimuksen monien määräysten väljästä kirjoittamistavasta johtuen. Osa velvoitteista voidaan toteuttaa muunlaisin kuin ensisijaisesti oikeudellisin keinoin... Ainakin on selvää, että joidenkin suojatilanteiden selkeä ohittaminen ja aukkojen jättäminen lainsäädäntöön voi hyvinkin olla sopimuksen kannalta kyseenalaista.” Asian voi ilmaista täsmällisemmin: Tällaisten aukkojen jättäminen lainsäädäntöön vie mahdollisuuden ohjata normatiivisin keinoin ihmisten toimintaa ja siten erään mahdollisuuden implementoida Rion sopimus. Kuten edellä todettiin, taloudellisen ja informaatio-ohjauksen keinot eivät aina ole riittäviä turvaamistavoitteen saavuttamiseksi, joten joissakin tapauksissa Rion sopimus voi jäädä panematta täytäntöön, jos kansalliseen lainsäädäntöön ei tehdä sopimuksessa tarkoi-

²⁰³ Ks. Heywood 1995 s. 927.

²⁰⁴ Ks. ympäristöministeriö 1997 erityisesti s. 23–25.

²⁰⁵ Ks. ympäristöministeriö 1997 s. 55–62.

tettujen suojatilanteiden vaatimia muutoksia²⁰⁶. Asianmukaisten ohjauskeinojen ja -instrumenttien *valintaan* olisikin kiinnitettävä erityistä huomioita toteuttaessa biodiversiteettistrategioita.

4.3.3 Instrumentit

Yleistä. Biodiversiteettioikeuden tavoitteiden saavuttamiseksi tarvitaan oikeudellisia instrumentteja. Ympäristöoikeus sisältää erilaisia instrumentteja eri tehtäviin, kuten pilaamisen torjuntaan, terveydensuojeluun ja luonnonsuojeluun, mutta kaikki niistä eivät sovellu biodiversiteetin turvaamiseen. Niistä onkin valittava sopivimmat *biodiversiteettioikeuden instrumenteiksi*. Nämä instrumentit ovat standardeja monimuotoisempia mekanismeja, joilla ohjataan ihmisten käyttäytymistä strategioissa asetettujen tavoitteiden mukaiseen suuntaan. Toisaalta ne voivat olla hyvinkin neutraaleja mekanismeja, joilla pyritään erilaisten intressien yhteensovittamiseen.

Ympäristöoikeuden instrumenttien takana on usein erilaisia strategioita, jotka saattavat olla erisuuntaisia, jopa ristiriitaisia. Tosiasiassa nämä ympäristöoikeuden piiriin luettavat instrumentit voivat:

1) suoranaisesti rohkaista biodiversiteetin vahingoittamiseen;	2) epäsuorasti rohkaista biodiversiteetin vahingoittamiseen;
3) epäsuorasti rohkaista biodiversiteetin turvaamiseen;	4) suoranaisesti rohkaista biodiversiteetin turvaamiseen.

Taulukko 2: Ristiriitaiset instrumentit ja biodiversiteetti.

Tämän vuoksi on tärkeää tiedostaa ne suorat ja välilliset vaikutukset biologiselle monimuotoisuudelle, joita oikeudelliset instrumentit (ohjausmekanismeina) saattavat aiheuttaa. Biodiversiteettioikeuden instrumenteilla pyritään normitasolla turvaamaan biologista monimuotoisuutta²⁰⁷.

Biodiversiteettioikeuden instrumenttien *tausta ja tarkoitus* tekevät niistä monikäyttöisiä. Perinteisesti muun ympäristön ohella biodiversiteetin turvaamiseen käytetyt instrumentit ovat olleet hallinnollisia lupa- tai muita päätösmenettelyitä tai ilmoitusmenettelyitä. Näiden instrumenttien noudattamiseen liittyy tavallisesti pakottavia elementtejä, kuten velvollisuus hakea lupaa ja siihen liittyvä sanktio velvollisuuden rikkomisesta (command and control)²⁰⁸. Toisaalta on

²⁰⁶ Ks. jakso 4.1.3.

²⁰⁷ Ks. kannustavista ja kannustamattomista instrumenteista myös Glowka ym. 1994 s. 63–64. Ks. edellä olevan taulukon alaruutujen tavoitteet.

²⁰⁸ Ks. esimerkiksi MetsästysL 10 § ja 72.1 §:n 6 kohta.

haluttu lisätä esimerkiksi Rion sopimuksen 11 artiklassa tarkoitettuja taloudellisesti ja yhteiskunnallisesti perusteltuja toimenpiteitä, jotka kannustavat biologisen monimuotoisuuden suojeluun ja sen osien kestävään käyttöön. Tällaisia voivat olla esimerkiksi ympäristötuet ja verohelpotukset.²⁰⁹ Vaikka kyseisten taloudellispainotteisten instrumenttien käyttöönotto perustuu yleensä vapaaehtoisuuteen, kuten ympäristötuissa, saattavat instrumentin vastaiset toimet näisäkin tilanteissa olla sanktioituja. Esimerkiksi tukiehtojen vastainen toimenpide voi johtaa tuen epäämiseen ja takaisinperimiseen²¹⁰. Ympäristöä ja ympäristövaikutuksia koskevan tiedon kokoamiseen ja lisäämiseen painottuvista instrumenteista mainittakoon esimerkiksi Rion sopimuksen 14 artiklan 1 ja 2 kohdan mukaiset ympäristövaikutusten arviointimenettelyt. Näillä menettelyillä pyritään tukemaan hankkeiden, suunnitelmien ja ohjelmien toteuttamista ja niitä koskevien hallintopäätösten tekemistä. Kyseisille instrumenteille on kuitenkin yhteistä se, että ne ovat *oikeudellisia tai ainakin ankkuroituvat eri tavoin lainsäädäntöön*²¹¹.

Biodiversiteettioikeudellisia instrumentteja voidaan, asiaa toki yksinkertaistaen, kuvata *normikimpuiksi*, sillä instrumentit koostuvat erityyppisistä normeista²¹². Tässä yhteydessä erilaisista oikeusnormeista riittää yksinkertaistuksena, että instrumentit voivat sisältää sekä menettely- että sisältönormeja. Menettelynormit ohjaavat esimerkiksi osallistumista, asianosaisuutta ja päätöksen-

²⁰⁹ Ks. Glowka ym. 1994 s. 63–64.

²¹⁰ Ks. esimerkiksi VNA maatalouden ympäristötuesta 39 ja 42 §.

²¹¹ Ks. ankkuroinnin tarpeesta myös Glowka ym. 1994 s. 64. Myös muut kuin oikeudelliset mekanismit voivat vaikuttaa päätöksentekijän ja muiden ihmisten toimintaan. Esimerkiksi moraaliset velvoitteet voivat ohjata ihmisten käyttäytymistä kestävämpään ja biodiversiteettiä paremmin huomioon ottavaan suuntaan.

²¹² Oikeudellisessa väitöskirjassa ei yleensä ole tapana lähteä määrittelemään oikeusnormia. Olen kuitenkin havainnut määrittelyn tarpeelliseksi keskustellessani FIBRE-tutkimusohjelman aikana muiden tieteenalojen edustajien kanssa. Säädetty normi syntyy kahdesta perusedellytyksestä. Ensinnäkin normin tulkinnan perusta on lakitekstissä ja toiseksi normin täytyy olla voimassa oikeusjärjestyksessä. Normi muodostetaan säännöksestä (normipropositio) eli tukeutumalla tiettyssä tarkoituksessa annettuun tiettyyn kielelliseen ilmaisuun lakitekstissä (normiformulointi). Tavallisesti käyttäytymistä ohjaava normi (käyttäytymisnormi) sisältää kaksi osaa: 1) kuvauksen vaaditusta käyttäytymisestä ja 2) kuvauksen seurauksista, jotka kohtaavat eri tavoin käyttäytyvää henkilöä. (Ks. normin käsitteestä esimerkiksi Aarnio 1987 s. 61–62.) Normi voi olla myös oikeusperiaate, joka on hyväksytty osaksi voimassa olevaa oikeusjärjestystä. Tällöin oikeusperiaate on osana oikeuskulttuuria velvoittava eikä sen voimassaoloon tarvita välttämättä oikeuden pintatason säännöstä. Toisinaan oikeusperiaatteet ovat kuitenkin saaneet vahvistuksen lakien säännöksissä. (Ks. myös jaksot 4.2.1 ja 4.2.2.) Käyttäytymisnormien ohella muita normityyppejä ovat toimintanormit, konstituivat normit ja menettelynormit. Toimintanormeja käytetään apuna yhteiskuntaelämän ohjauksessa ja palveluiden tuottamisessa. Toimintanormeihin kuuluvat viranomaisten päätöksenteon rajoja määrittelevät intressipunnintanormit sekä yleensä viranomaistoiminnan tavoitteita ja keinoja määrittelevät tavoite/keinonormit. Toimintanormeihin liittyvät myös viranomaisten resursseja rajaavat normit. Konstituoviin normeihin kuuluvat julkista vallan käyttöä järjestävät toimivaltanormit, organisaationormit ja kvalifikaationormit, kuten kelpoisuus virkaan. (Ks. normien luokittelusta tarkemmin Laakso 1990 s. 16–27 ja Kuusiniemi ym. 2001 s. 158–159.)

teon muotoa. Sisältönormit puolestaan ohjaavat esimerkiksi päätösharkintaa tai arvioinnin sisältöä. Instrumenttien sisältönormit ovat usein joustavia ja niitä täydennetään monesti viittauksilla joustavia normeja konkretisoiviin standardeihin, esimerkiksi emissioita tai ympäristön laatua koskeviin raja-arvoihin. Instrumentit eivät tyhjenny normeihin, vaan viimeistään niihin kytkeytyvässä päätöksenteossa hyödynnetään muitakin kuin oikeudellisia elementtejä²¹³. Lisäksi instrumentit voivat sisältää turvaamistavoitetta täsmentäviä erilaisia konseptioita²¹⁴.

Biodiversiteettiä turvaavat oikeudelliset instrumentit voidaan *luokitella* monin tavoin. Instrumentteja voidaan ryhmitellä, kuten ohjauskeinoja yleensä, esimerkiksi sen mukaan, mitä keinoja ohjaamisessa tai turvaamisessa painotetaan. Instrumentit voivat antaa tietoa biologisesta monimuotoisuudesta esimerkiksi ympäristövaikutusten arviointi- tai muissa osallistumismenettelyissä (biodiversiteetin turvaaminen informaatio-ohjauksella). Ne voivat ohjata biologisten luonnonvarojen käyttöä tai käytön suunnittelua esimerkiksi ympäristöluvin tai kaavoituksen avulla (biodiversiteetin turvaaminen hallinnollisella ohjauksella). Nämä instrumentit voivat maksuin tai tuin ohjata käyttämään kestävämmän biologisen monimuotoisuuden eri osia (biodiversiteetin turvaaminen taloudellisella ohjauksella). Biologisen monimuotoisuuden säilyttämisestä voidaan myös sopia (biodiversiteetin turvaaminen sopimukseen perustuvalla ohjauksella).²¹⁵ Lisäksi erät näistä instrumenteista voidaan muovata ns. navigointi-instrumenteiksi²¹⁶.

Michanek on jakanut biodiversiteettiä turvaavat instrumentit kahteen pääkategoriaan: 1) Kontrolli-instrumentit sisältävät muun muassa ympäristöluvut, valvonnan ja sanktiot. Nämä instrumentit hän on mieltänyt defensiivisiksi. 2) Strategiset instrumentit puolestaan mahdollistavat muun muassa ekosysteemien, habitaattien ja lajien aluesuojelun. Michanek kutsuu strategisia instrumentteja offensiivisiksi, koska hallitus ja viranomaiset voivat omasta aloitteestaan aloittaa suojelun. Tässä tutkimuksessa käytetyn instrumentti-käsitteen sisältö poikkeaa joiltain osin Michanekin määrittelystä.²¹⁷

²¹³ Ks. myös jakso 5.4.1.

²¹⁴ Ks. konseptioista myös jakso 4.4.3.

²¹⁵ Ks. ympäristönkäytön ohjauskeinoista esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 97–113.

²¹⁶ Ks. myös jakso 4.4.2.

²¹⁷ Ks. Michanek 1994 s. 169. Tässä tutkimuksessa oikeudelliset instrumentit on ymmärretty oikeudellisen ohjauksen työkaluiksi. Nämä instrumentit voivat koostua sekä sisältöä että menettelyä koskevista normeista. Instrumentit voidaan siten mieltää normikimpuksi ja tässä mielessä niitä eivät voi olla yksittäiset standardit tai esimerkiksi sanktion sisältämät käyttäytymisnormit. Toisaalta instrumentit eivät voi olla strategioita, tiettyyn yleiseen päämäärään pyrkiviä politiikan toteuttamisvälineitä, siinä mielessä kuin strategiat tässä tutkimuksessa ymmärretään. Tässä tutkimuksessa omaksuttu malli on toki vain yksi lähestymistapa muiden joukossa ja käsite oikeudellinen instrumentti voi esiintyä kirjallisuudessa eri merkityksissä (ks. instrumenteista ja strategioista myös Kloepper 1998 s. 194–197).

Seuraavissa jaksoissa biodiversiteetin turvaamiseen liittyvät instrumentit on jaettu viiteen ryhmään: 1) informatiiviset instrumentit, 2) hallinnolliset instrumentit, 3) taloudelliset instrumentit, 4) sopimukset instrumentteina ja 5) instrumenttien yhdistelmät. Tarkoitus on esitellä yleisesti instrumentit (vähintäänkin säännöksiin kytkeytyneinä) oikeudellisina ohjausmekanismeina, vaikka joitakin rajapintoja biodiversiteetin turvaamiseen kuvataankin. Tutkimuksen 5 luvussa paneudutaan tarkemmin ympäristövaikutusten arviointiin sekä ympäristöä koskeviin lupiin, ilmoituksiin ja tukiin biodiversiteettiä turvaavina instrumentteina.

Informatiiviset instrumentit. Biodiversiteettiä turvaavilla informatiivisilla instrumenteilla on erilaisia tehtäviä eikä niitä voida rajata yksinomaan biodiversiteettioikeuden alaan. Näillä instrumenteilla voidaan koota sekä välittää päätöksiä ja hankkeiden toteuttamista varten tietoa biodiversiteettistä ja siihen kohdistuvista vaikutuksista. Niissä voi olla myös ihmisen toiminnan ohjaamiseen liittyviä kasvatuksellisia elementtejä. Lisäksi instrumentit voivat edistää ympäristöä koskevan viranomaistiedon saatavuutta tai yritysten ympäristötiedon hallintaa. Erityisesti viimeksi manittuun tehtävään liittyy myös muita kuin biodiversiteettioikeudellisia kysymyksiä. Näin ollen turvaamisinstrumentin soveltamiseen saattavat vaikuttaa esimerkiksi immateriaalioikeudet, julkisuus- ja salassapitosäännökset sekä tietoon liittyvät sopimus- ym. vastuut²¹⁸.

Ympäristövaikutusten arviointi (YVA) on eräs tyypillisimmistä informatiivisista instrumenteista²¹⁹. Arviointi voi koskea sekä hankkeita että ohjelmia ja suunnitelmia²²⁰. YVAL 1 §:n mukaan kyseisen lain tavoitteena on edistää ympäristövaikutusten arviointia ja niiden yhtenäistä huomioon ottamista suunnittelussa ja päätöksenteossa sekä samalla lisätä kansalaisten tiedonsaantia ja osallistumismahdollisuuksia. Nämä tavoitteet voidaan kiteyttää ympäristötiedon osalta seuraavasti: arviointimenettelyn tarkoitus on 1) tiedon kokoaminen ympäristöstä ja hankkeen vaikutuksista ympäristöön, 2) tiedon välittyminen hankkeen suunnitteluun ja toteuttamiseen, viranomaisten päätöksentekoon sekä kansalaisille, 3) tiedon huomioon ottaminen hankkeen suunnittelussa ja toteuttamisessa sekä viranomaisten hanketta koskevassa päätöksenteossa, 4) kansa-

²¹⁸ Ks. ympäristötiedon hallintaan liittyvistä muista oikeudellisista kysymyksistä esimerkiksi Heywood 1995 s. 663–665.

²¹⁹ Ks. Hollo 2001 s. 15. Vastoin tässä tutkimuksessa omaksuttua kantaa, ympäristövaikutusten arviointia on kirjallisuudessa pidetty myös sellaisena suunnittelua ja päätöksentekoa tukevana menettelynä, joka ei varsinaisesti ole informaatio-ohjausta (ks. esimerkiksi Heywood 1995 s. 663–665, 1046–1047). Myös Sairinen (2000 s. 38) sijoittaa teoksessaan YVA:n osaksi suunnittelua, vaikka toisaalta samassa teoksessa katsotaan informaatiopolitiikkaan kuuluvan sellaisia YVA:n elementtejä kuin yleisön kuuleminen, osallistuminen, erilaisten hankkeiden ympäristövaikutusten inventointi ja seuranta.

²²⁰ Ks. esimerkiksi Rion sopimuksen 14 artiklan 1a ja 1b kohdat.

laisten mahdollisuus osallistumalla kritisoida, puolustaa tai täydentää koottavaa ja koottua tietoa²²¹.

Ympäristövaikutusten arviointimenettelyn loppuvaiheessa tiedot kootaan tavallisesti arviointiselostukseen (eli selostukseen hankkeiden, suunnitelmien tai ohjelmien toteutumisen ympäristövaikutuksista). Arviointimenettelyn alussa voidaan koostaa myös arviointiohjelma (eli eräänlainen arvioinnin työohjelma). Molemmat arviointiasiakirjat laaditaan yleensä silloin, kun vaikutukset biologiselle monimuotoisuudelle ja muulle ympäristölle ovat todennäköisesti merkittäviä. Arviointiselostukseen voidaan sisällyttää tietoa myös biodiversiteettiin kohdistuvista vaikutuksista. Puutteet tällaisessa tiedossa ja tietämyksessä kuvataan tavallisesti arviointiasiakirjoissa. Arviointiselostus ja siitä annetut lausunnot otetaan huomioon asianomaista hanketta, suunnitelmaa ja ohjelmaa koskevassa päätöksenteossa, esimerkiksi erilaisissa lupapäätöksissä.²²²

Muita tiedolliseen ohjaamiseen pyrkiviä järjestelmiä ovat esimerkiksi ympäristöasioiden hallinta- ja auditointijärjestelmät, ympäristömerkit ja metsäsertifiointi. Yritysten ympäristöjärjestelmistä tärkeimmät ovat standardi SFS-ISO 14001 ja EMAS -järjestelmä. Nämä järjestelmät voivat tulevaisuudessa lisätä yritysten itsesääntelyä ja siten vähentää tarvetta esimerkiksi hallinnolliseen lupaohjaukseen. Esimerkiksi metsähallitus on rakentanut SFS-ISO 14001 standardiin perustuen toimintaansa koskevan ympäristöhallintajärjestelmän. Myös erilaisin ympäristömerkinnöin (ekosertifikaatein) pyritään tiedottamaan kuluttajalle tuotteen ekotaseesta ja vaikuttamaan siten kuluttajan ostopäätöksiin. Tällaiset ympäristö- ja laatusertifiointijärjestelmät ovat markkinapohjaisia. Esimerkiksi metsätaloudessa niiden tavoitteena on ohjata metsien hoitoa ja käyttöä taloudellisesti, ekologisesti, sosiaalisesti ja kulttuurisesti kestäväan suuntaan ja siten edistää metsätuotteiden markkinointia.²²³

²²¹ Ks. hankkeiden arviointimenettelystä tiedon tuottajana myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 330 ja 505. Myös kaavojen vaikutusten selvittäminen voidaan nähdä muun muassa tiedon kokoamisvälineenä (ks. Kokko 1997 s. 25 ja Väättäinen 1995 s. 104).

²²² Ks. arviointimenettelyistä yleensä esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 505–538 ja Kokko 1997 s. 25–43. Ks. arviointi- tai vastaavista selostuksista esimerkiksi YVAL 2.1 §:n 4 kohta ja 10 §, YVAA 12 §, MRL 29.2, 40.2 ja 55.3 § sekä MRA 10, 17 ja 25 §. Ks. arviointi- tai vastaavista ohjelmista esimerkiksi YVAL 2.1 §:n 3 kohta ja 8 §, YVAA 11 § sekä MRL 63 §. Biodiversiteettiin kohdistuvien vaikutusten selvittämisestä ks. esimerkiksi YVAL 4 §:n soveltamisala ja 2.1 §:n 1 kohdan ympäristövaikutusten määrittelmä, joka sisältää vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen, sekä LSL 65 §. Myös erilaisia, esimerkiksi lajeja ja niiden habitaatteja koskevia, metodeja on kehitetty biodiversiteettivaikutusten arvioimiseksi (ks. Canter 1996 s. 343–434). Ks. arvioinnin puutteiden kuvaamisesta esimerkiksi YVAA 12.1 §:n 5 kohta. Ks. arvioinnin tulosten huomioon ottamisesta esimerkiksi YVAL 13 § ja LSL 66.1 §.

²²³ Ks. näistä ohjauskeinoista esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 112 ja 113. Ks. standardointitoiminnasta yleensä esimerkiksi Vihervuori 1998 b s. 229–233. Ks. yritysten ympäristöjärjestelmistä esimerkiksi EMASA ja metsähallituksen ympäristöhallintajärjestelmästä maa- ja metsätalousministeriö 1997a s. 63 ja Metsähallitus 1997 s. 10. Ks. EMAS -järjestelmästä ja itsesääntelyn mahdollisuudesta Kumpula 2002 s. 195–200. Ks. metsätalouden sertifiointijärjestelmän tavoit-

Hallinnolliset instrumentit. Hallinnolliset instrumentit antavat viranomaisille mahdollisuuden ohjata ihmisten toimia ja *tarvittaessa pakottaa ihmiset toimimaan toivotulla tavalla* eli esimerkiksi turvaamaan biodiversiteettiä. Nämä instrumentit muodostavat siten osan julkisen vallan sääntelytoimista²²⁴. Hallinnollisille instrumenteille on tyypillistä, että ne mahdollistavat viranomaisten tai siihen rinnastettavien tahojen, kuten metsäkeskusten, harkintavallan käytön. Hallinnollisten instrumenttien avulla päätöksentekoa ohjataan usein ns. joustavin säännöksin, mikä jättää laillisuusperiaatteen puitteissa tilaa viranomaisten harkinnalle. Instrumentteihin linkittyviä hallintopäätöksiä ja -menetelyitä ohjaavat erilaiset hallinto-oikeudelliset periaatteet. Biodiversiteettiä koskevassa päätöksenteossa korostuvat myös turvaamisperiaatteiden ohjausvaikutus sekä sellaiset erityispiirteet kuten tavoitteellisuus, epävarmuus ja arvosidonnaisuus. Molemmilla seikoilla on suuri merkitys tulkittaessa instrumentteihin sisältyviä joustavia normeja päätöksenteossa.²²⁵ Seuraavassa esitellään 1) lupa-, 2) ilmoitus-, 3) in situ -suojelu- ja 4) kaavoitusinstrumentit²²⁶. Näiden välineiden avulla voidaan hallinnoida ja ohjata prosesseja ja toimia, jotka todennäköisesti merkittävästi kohdistuvat tai vaikuttavat luontoon ja sen kirjoon, tai vain lähtökohtaisesti suojella biodiversiteettiä miltä tahansa toimilta²²⁷.

Biodiversiteetin turvaamiseen liittyviä lupia voi olla vaikea luokitella niiden tehtävien perusteella²²⁸. Näkökulmasta riippuen samakin lupa voidaan nähdä esimerkiksi *ohjaavana tai suojaavana hallintolupana*. Hallintolupaa on ylei-

teista esimerkiksi maa- ja metsätalousministeriö 1997a s. 65 ja Anttonen 2000 s. 64–65. Ks. ympäristömerkeistä esimerkiksi YmpäristömerkkiA. Ks. ympäristömerkkijärjestelmän kriittisistä esimerkeistä Lähteenoja 2000 s. 29.

²²⁴ Valtioilla on eräänlainen poliisivalta kontrolloida lakien edellyttämällä tavalla ihmisten käyttäytymistä (oikeastaan toimintaa) yleisen edun, esimerkiksi luonnon suojelun nimissä (ks. Heywood 1995 s. 1039). Näillä, tosin PerustusL:n rajaamalla, valtaoikeuksilla valtiot voivat lähtökohtaisesti kieltää, rajoittaa tai sallia tietyt biodiversiteettiin liittyvät toimet tai ainakin etukäteen vaatia ilmoitusta sellaisista toimista. Valtiot voivat valtaoikeuksiaan käyttäen myös suojella esimerkiksi tiettyjä lajeja, habitaatteja, alueita ja maisemakohteita.

²²⁵ Ks. hallinnollisesta päätöksenteosta yleisesti esimerkiksi Laakso 1990 s. 187–264 ja Mäenpää 2000 s. 348–380 ja ympäristöratkaisujen erityispiirteistä Kuisiniemi ym. 2001 s. 169. Ks. myös jaksot 4.2.2, 4.2.3, 4.4.2 ja 4.4.3 ja 5.4.1.

²²⁶ Luvussa 5 analysoidaan tarkemmin suurpetojen pyyntiä ja avainbiotooppeja koskevia ennakkovalvontainstrumentteja.

²²⁷ Sellaiset prosessit ja toimet, kuten kestäättömät metsienhakuut ja maatalouden käytännöt, kosteikkoalueiden työttö ja kuivatus, vierasperäisten lajien leviäminen luontoon, kaupungistuminen sekä liikakalastus, asettavat biologiselle monimuotoisuudelle suoria uhkia (ks. Glowka ym. 1994 s. 36). Ks. *in situ* -suojelusta esimerkiksi Rion sopimuksen 8 artikla.

²²⁸ Alun perin Mäenpää on ryhmitellyt hallintoluvat tehtävien perusteella viiteen luokkaan:

1) *valvonnalliset luvat* mahdollistavat luvanvaraiseksi määriteltyjen toimintojen valvonnan niihin liittyvien mahdollisten epäkohtien vuoksi. Näillä luvilla on usein perinteisen poliisiluvan piirteitä; niiden tehtävänä on varmistaa yleisen järjestyksen ja turvallisuuden säilyminen.
2) *Ohjaaville luville* on tyypillistä sääntelyn yhteiskunnallinen tavoitteellisuus. Tavoitteena ei ole ensi sijassa norminmukaisuuden valvonta, vaan yhteiskuntasuhteiden hallinnollinen ohjaus yhteiskunnan edun toteuttamiseksi.

sesti *luonnehdittu* ennakkovalvontakeinoksi, jolla varmistetaan toiminnan normien mukaisuudesta, mahdollistetaan vaikutusten arviointi ja kansalaisten kuuleminen sekä estetään korjaamattomien vaurioiden syntyminen. Lupa palvelee myös oikeussuhteiden järjestelyä paitsi lupaviranomaisen ja hakijan välisessä vertikaalisessa suhteessa myös horisontaalisissa suhteissa toiminnanharjoittajan, naapureiden ja muiden haitankärsijöiden välillä. Luvalla pyritään vastaamaan paitsi luvanhakijan myös kolmansien vaatimukseen oikeussuojasta. Lisäksi lupapäätös on perustana jälkivalvontaviranomaisten toimenpiteille.²²⁹

Luvalla on aineellisten vaatimusten konkretisaationa *vahva yhteys standardeihin*. Lupainstrumentin sisältönormit voivat sisältää viittauksia (yleensä valtioneuvoston asetuksin annettaviin) standardeihin, kuten vaarallisten aineiden raja-arvoihin ja ympäristön laatumormeihin, jotka on otettava huomioon esimerkiksi lupamääräysten harkinnassa. Vaikka luvan myöntäminen perustuu yleensä oikeusharkintaan, päätöksentekoa ohjaavat normit ovat tavallisesti niin joustavia, että viranomaiselle jää yksittäistapauksissa mahdollisuus standardeistakin huolimatta suhteellisen vapaaseen harkintaan. Esimerkiksi YSL 51 §:n nojalla annettu lupamääräys voi tietyin edellytyksin olla ympäristönsuojelulain tai jätelain nojalla annettua asetuksessa yksilöityä vähimmäisvaatimusta ankarampi. Lupapäätös onkin epätyypillinen lainsoveltamispäätös, joka tulevaisuuteen suuntautuvana ja sitä ohjaavana tavoitteellisenä ratkaisuna formuloi lain joustavat käsitteet ja alemmanasteiset normit yksilöidyiksi, toimintakohtaisiksi velvoitteiksi. Lupavelvoitteet voivat koskea esimerkiksi toimia, jotka vahingoittavat tiettyjä luontotyyppisiä. Tässä tarkoituksessa päätöksentekijä voi myös antaa lupamääräyksiä poistaakseen ja vähentääkseen haitallisia vaikutuksia biodiversiteetille ja valvoakseen kyseisiä vaikutuksia, sekä asettaa muut lupaehtot, kuten määrääjän toiminnalle.²³⁰

3) *Suojaavilla luvilla* pyritään turvaamaan muitakin yhteiskunnallisia arvoja ja yleisiä intressejä kuin järjestystä ja turvallisuutta (muun muassa puhdas ympäristö ja kansalaisten terveys). Toisin kuin valvonnalliset luvat, suojaavat luvat puuttuvat tuotantoprosessiin velvoittamalla prosessin toimintaperiaatteille ainakin osaksi vieraiden päämäärien ja tavoitteiden huomioon ottamiseen.

4) *Oikeuksia perustavilla tai muotoavilla luvilla* on kaksoisvaikutus sekä julkis- että yksityisoikeudellisine piirteineen. Lupapäätöksen oikeusvaikutukset saattavat ulottua kolmansienkin asemaan ja oikeuksiin.

5) Yleisin *muunlaisten lupien* tehtävä on joustavuuden toteuttaminen liittämättä lupapäätöksen tekemiseen laajempia tavoitteita. (Ks. Mäenpää 1992 s. 59–75 ja Kuusiniemi ym. 2001 s. 93–94.)

²²⁹ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 94–95 ja esimerkiksi YSL 6 ja 7 luku. Ks. oikeussuojasta Vihervuori 2002 s. 348.

²³⁰ Ks. ympäristölupaharkinnasta myös Ekroos ym. 2001 s. 227–228 ja 240–241 ja Kuusiniemi ym. 2001 s. 94. Ks. joustavista luvan myöntämisedellytyksistä esimerkiksi YSL 42 § sekä oikeusharkinnasta ja siihen liittyvästä joustavien lupasäännösten konkretisoinnista asetuksien standardein esimerkiksi YSL 41.1 § ja 10 §. Ks. luontotyyppien suojelusta esimerkiksi Heywood 1995 s. 1042 sekä siihen liittyen esimerkiksi LSL 29–31 § ja YSL 41.3 §. Ks. lupamääräyksistä ja -ehdoista esimerkiksi YSL 43–49 § ja 51 §.

Asianmukaisen lupapäätöksen ja -menettelyn myötä syntyy *toiminnanharjoittajaa lähtökohtaisesti suojaava oletama* luvanmukaisen toiminnan lainmukaisuudesta. Luvan antama suoja sulkee pois hallintopakon käytön ja rangaistusvastuun, mutta ei esimerkiksi yleistä ympäristövaikutusten selvilläolovelvollisuutta ja ympäristövahingon korvausvastuuta.²³¹ Tämä suoja ei ole ehdoton eikä ikuinen, vaikka toiminnanharjoittajan luottamusta lupapäätöksen pysyvyyteen lähtökohtaisesti suojattaisiinkin (luottamuksensuojaperiaate)²³². Luvat voidaan tavallisesti muuttaa tai jopa peruuttaa, jos toiminta ei vastaa lupaehtoja tai toiminnan tai sen ympäristön olosuhteet ovat muulla tavoin huomattavasti muuttuneet. Luvat voidaan joissakin tapauksissa myöntää myös määräaikaisina.²³³

Joissakin tapauksissa joustavat lupasäännökset mahdollistavat siis luvan muuttamisen tai peruuttamisen ympäristöä koskevien *huomattavien olosuhdemuutoksien* vuoksi. Biodiversiteettiä koskevat olosuhdemuutokset ovat huomattavia esimerkiksi silloin, kun biodiversiteetin uhanalaisia osia ei voida enää turvata pitkällä aikavälillä ympäristöluvan edellyttämällä tavalla. Luvan muuttaminen tai peruuttaminen luo jännitteen lupanhaltijan oikeusturvan ja biodiversiteetin turvaamisen välille. Näistä hallintotoimista päätettäessä onkin otettava huomioon myös suhteellisuusperiaate ja muutenkin toiminnanharjoittajan oikeusturva. Samalla on kuitenkin huomattava, että uusia olosuhteita vastaa-mattoman lupapäätöksen muuttaminen voi lisätä aineellista (esimerkiksi ympäristöperusoikeuteen liittyvää kolmansien) oikeusturvaa, kun tarkastelua ei rajoiteta toiminnanharjoittajan ja lupaviranomaisen väliseen suhteeseen.²³⁴

Toiminnan aloittamisesta tehtävillä *ilmoituksilla* voi olla sekä informatiivinen että hallinnollinen merkitys. Viranomaiset saavat ilmoituksien avulla tietoa tietyistä toimista ja käynnistävät hallintomenettelyn ilmoituksen johdosta, jos se tiedon perusteella katsotaan tarpeelliseksi²³⁵. Toisin kuin lupamenettelyssä, viranomaiset eivät vahvista ilmoituksia päätöksin. Ilmoituksen mukainen toimipide voidaan toteuttaa, mikäli viranomainen ei reagoi tiettyssä määräjassa. Mikäli viranomainen ilmoitusta tarkistaessaan havaitsee, ettei ilmoitus tai toi-

²³¹ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 94. Ks. myös YSL 5.1 § ja tämän lainkohdan perustelut (HE 84/1999) sekä YVAL 25 § ja YVL 7 §.

²³² Ks. tarkemmin Kuusiniemi 2001 s. 236 ja jakso 4.2.3.

²³³ Ks. esimerkiksi YSL 58 ja 59 §. Ks. lupien määräajoista esimerkiksi YSL 55.1 § ja vrt. esimerkiksi LSL 29–31 §.

²³⁴ Ks. ennaltalaskettavuuden ja ympäristönsuojelun välisestä jännitteestä Kuusiniemi 1992 s. 734–736. Ks. YSL:n mukaisesta aineellisesta oikeussuojasta Vihervuori 2002 s. 355–360. Biodiversiteettiä turvaavaa tulkintaa voidaan hakea esimerkiksi YSL 58.1 §:n 4 kohdalle ”olosuhteet ovat luvan myöntämisen jälkeen olennaisesti muuttuneet”, kun otetaan huomioon YSL 1 §:n seuraavat tavoitteet: 1) turvata terveellinen ja viihtyisä sekä luonnontaloudellisesti kestävä ja monimuotoinen ympäristö, 2) edistää luonnonvarojen kestävää käyttöä ja 3) torjua ilmastonmuutosta ja tukea muuten kestävää kehitystä. Ks. luvan muuttamisesta ja peruuttamisesta myös koko YSL 58 ja YSL 59 § sekä Ekroos ym. 2001 s. 274–276.

²³⁵ Ks. esimerkiksi Metsäl 14 §.

minta, jota ilmoitus koskee, täytä lain edellytyksiä, viranomaisen tulee tavallisesti pyytää täydentämään ilmoitusta ja aloittaa neuvottelut toiminnanharjoittajan kanssa sekä joissakin tapauksissa pysäyttää toiminta alkuunsa²³⁶. Viranomaisen on siis tarvittaessa käytettävä pakkovaltaa toiminnan lainmukaisuuden – esimerkiksi lain edellyttämän biodiversiteetin turvaamisen – varmistamiseksi²³⁷. Mäenpää on todennut ilmoitus- ja lupamenettelyjen välisen eron olevan liukuva, sillä vaikka ilmoitusmenettelyssä kielteinen päätös ei olekaan mahdollinen, ilmoituksen johdosta tehtävät hallintotoimet muistuttavat usein lupapäätöstä²³⁸. Käytännössä ero voi olla merkittävä, jos kaikkia ilmoituksia ei ehditä tarkastaa²³⁹. Toisin kuin lupamenettelyssä, saattavat ilmoitusmenettelyssä lain tavoitteiden ja jopa erityissäännösten vastaiset toimet läpäistä muodollisesti viranomaiskontrollin. Kun viranomainen harkitsee ilmoituksen tarkastamisen jälkeen esimerkiksi neuvottelujen käynnistämistä tai pakkokeinoja, voivat esimerkiksi hallinto-oikeuden ja biodiversiteettioikeuden periaatteet täydentää käynnistymis- ja pakkokeinoharkintaa ohjaavia joustavia normeja vastaavalla tavalla kuin lupaharkinnassa²⁴⁰.

Ilmoitusmenettelyissä vastuuta lain noudattamisesta on siirretty lupamenettelyä enemmän toiminnanharjoittajille. Viranomaisen ei puutu ilmoituksen johdosta lain edellytykset täyttävään toimintaan. Ilmoitusmenettelyn avulla voidaan järjestää paitsi ilmoituksen tekijän ja vastaanottavan viranomaisen välisiä suhteita, myös periaatteessa ilmoituksen tehneen toiminnanharjoittajan, naapureiden ja muiden toiminnan vaikutusten kohteiden välisiä horisontaalisia suhteita²⁴¹. Ilmoitusmenettelyn avulla pyritään kuitenkin usein tietoisestikin keventämään hallintoprosessia niin, ettei kolmansien kuulemista tarvita. Joissakin tapauksissa tämä on perusteltua. Joissakin tapauksissa horisontaalisten suhteiden järjestämättömyys saattaa heikentää biodiversiteetin suojaa.²⁴²

²³⁶ Ks. esimerkiksi Metsäl 15 ja 16 §.

²³⁷ Ks. esimerkiksi VL 21:2. Ks. myös hallintopakoon liittyvästä haittaa kärsivän henkilön vireillepano-oikeudesta LSL 57.2 §.

²³⁸ Ks. Mäenpää 1992 s. 71.

²³⁹ Metsäl 14 §:n mukaisten metsänkäyttöilmoitusten kohdalla ollaan lähellä tätä tilannetta. Esimerkiksi vuonna 1999 metsänkäyttöilmoituksia tehtiin yhteensä 99 180 kpl (ks. Lähteenoja 2000 s. 66). Käytännössä tosin metsäkeskusten kokemusperäinen tieto toimialueen metsänomistajista ja suojelukohteista voi ohjata metsänkäyttöilmoitusten tarkastamista niin, että todennäköiset laiminlyönnit saadaan seuloottua paremmin kuin mitä voitaisiin olettaa tarkasteltaessa ilmoitusmenettelyn tehokkuutta pelkästään normitasolla.

²⁴⁰ Ks. päätöksenteosta myös jakso 5.4 ja periaatteista jakso 4.2.

²⁴¹ Ks. kolmansille ilmoittamisesta ilmoitusmenettelyssä esimerkiksi YSL 63 §.

²⁴² Ks. esimerkiksi TSL 15.2 §, YSL 63 § ja MRL 129.2 §. Ilmoitusmenettely ei hevoin sovellu-kaan toimintoihin, jotka merkitsevät esimerkiksi biodiversiteetin peruuttamatonta tuhoutumista (ks. myös Vihervuori 1989 s. 237).

Esimerkiksi Metsäl:ssa ei edellytetä, että metsänkäyttöilmoituksesta tiedotettaisiin kolmansille. Metsänkäyttöilmoitukset ovat HMenL 1.1 §:ssä tarkoitettua hallintomenettelyä, jossa sovelletaan HMenL 13 §:n vireilläolosta ilmoittamissäännöksiä²⁴³. Metsänkäyttöilmoituksen tekemisen jälkeen metsäkeskuksen onkin ilmoitettava asian vireilläolosta, mikäli HMenL 13 §:n edellytykset täyttyvät. Nämä edellytykset ovat sangen tiukat. Jos ilmoituksen mukaiset hakkuut tuhoaisivat huomattavasti esimerkiksi metsän suojelu- tai virkistysarvoja laajalla alueella, vireilläolosta ilmoittaminen on todennäköisesti tarpeen. Toisaalta HMenL 13 §:n edellytyksiä ei tosiasiaassa arvioida lainkaan, jos ilmoitusta ei ehditä tarkastaa määräajassa. Käytännössä tarkastamatta jättäminen voi merkitä sitä, ettei millään muulla taholla kuin metsäkeskuksella maanomistajan tai muun ilmoituksen tekijän ohella ole mahdollisuutta saada tietoa hakkuista ja reagoida niistä annettuihin ilmoituksiin. Metsäl 14 §:n ennakkovalvontaa voidaan pitää tältä osin heikkona instrumenttina. Valvonnan toteutumista ei ole katsottu tarpeelliseksi vahvistaa järjestämällä Metsäl:n nojalla horisontaaliset oikeussuhteet, kuten naapurien kuulemiset, mikä voi joissakin tapauksissa aiheuttaa arvokkaiden luonnonarvojen tuhoutumisen.

Ilmoituksen tekeminen ei anna toiminnanharjoittajalle samanlaista luottamussuojaa kuin on lupapäätös. Ilmoituksesta huolimatta (tai pikemminkin sen johdosta) häneen voi kohdistua pakkokeinoja ilmoitukseen liittyvän toimenpiteen estämiseksi tai muuttamiseksi. Toiminnanharjoittaja kantaa myös rangastusvastuun lainvastaisesta toiminnasta²⁴⁴. Lisäksi häntä koskee selvilläolovelvollisuus toimintansa ympäristövaikutuksista sekä mahdollinen korvausvelvollisuus²⁴⁵.

Suojelu voidaan perinteisessä mielessä ymmärtää hallinnolliseksi instrumentiksi, jonka avulla kielletään tietyn alueen tai lajin käyttö kokonaan tai rajoitukseksi ajaksi. Kuitenkin nykyisin suojelu *in situ* mielletään laajemmin niin, että se sisältää myös aktiivisen suojelukohteen hallinnoinnin ja sallii tietyt kestäväen käytön toimet suojelussa. Lajien ja luontotyyppien suojelu onkin kytketty esimerkiksi LSL:n säännöksissä eri tavoin niiden suotuisan suojelutason saavuttamiseen ja säilyttämiseen. Suojeluinstrumentteihin sisältyvät myös erilaiset säännökset suojelun suunnittelusta ja toteuttamisesta. Biodiversiteetin ja sen osien suojelu voikin oikeudellisten instrumenttien avulla saada monia erilaisia muotoja. Laajimmillaan suojeluinstrumentit lähestyvät toimintaa ohjaavia instrumentteja, sillä aktiivinen suojelu ei rajoitu perinteiseen luonnonsuojelulainsäädäntöön, vaan esimerkiksi MetsästysL sisältää riistalajeja suojaavia säännöksiä (muun muassa metsästyskaudesta, rauhoituksista, pyyntirajoituksista,

²⁴³ Ks. HE 88/1981 s. 8. Metsänkäyttöilmoitukset eivät kuitenkaan tarkastamisvaiheessa ole HMenL 1.1 §:n tarkoittamia asianosaisasioita, koska ilmoituksen tarkastamisesta ei tehdä hallintopäätöstä (ks. myös HE:n 63/1996 Metsäl 14 §:ää koskevat yksityiskohtaiset perustelut). Metsänkäyttöilmoituksiin ei sovelleta HMenL 14–28 §:n säännöksiä.

²⁴⁴ Ks. esimerkiksi Metsäl 18 §.

²⁴⁵ Ks. esimerkiksi YSL 5 §, YVAL 25 § ja YVL 7 §.

kielleyistä pyyntimenetelmistä, riistansuoja-alueista sekä kaupan rajoituksista ja kielloista). Tässä yhteydessä on tyydyttävä lyhyesti esittelemään olemassa olevia suojeluinstrumentteja, jotka on voidaan ryhmitellä pääpiirteissään 1) aluesuojeluun, 2) ekosysteemien, biotooppien ja luontotyyppien suojeluun sekä 3) lajien suojeluun.²⁴⁶

Aktiivisen suojelun myötä *aluesuojelu* on alettu ymmärtää varsinaisia luonnonsuojelualueita laajemmin. Varsinaisilla luonnonsuojelualueilla monet ihmisten toimet on ekosysteemin ja muiden biodiversiteetin osien turvaamiseksi kielletty joko kokonaan tai ainakin niitä on huomattavasti rajoitettu. Suomessa luonnonsuojelualueet luokitellaan 1) kansallispuistoihin, 2) luonnonpuistoihin ja 3) muihin luonnonsuojelualueisiin. Kansallispuistoissa ja luonnonpuistoissa luontoa muuttava toiminta on LSL 13.1 §:n mukaisesti kielletty. LSL 13 §:n kiellon estämättä kansallispuistoissa ja luonnonpuistoissa ovat LSL 14 §:n mukaan sallittuja sellaiset toimenpiteet, joita luonnonsuojelun alueen asianmukainen hoito tai käyttö edellyttää ja jotka eivät vaaranna alueen perustamistarcoitusta. Muu suojelun alue voidaan rauhoittaa ja sen rauhoituksesta voidaan poiketa LSL 17.3 §:n nojalla soveltuvilta osin vastaavalla tavalla. Kun kaikki biodiversiteettiä koskevat suojelun alueet luokitellaan, ottaen huomioon niiden pääasiallinen suojelun tarkoitus ja toteuttamistapa sekä ekologisesti kestävä käyttö, aluesuojeluun kuuluvat esimerkiksi luonnonsuojelun alueiden ulkopuolelle jäävät Natura 2000 -verkoston alueet, maisema-alueet, luonnonmuistomerkit ja riistansuoja-alueet.²⁴⁷ Uutena mahdollisesti toteutuvana keinona met-

²⁴⁶ Ks. oikeudellisista suojelukeinoista myös Heywood 1995 s. 1039. Ks. *in situ* -suojelusta yleensä Rion sopimuksen 8 artikla ja esimerkiksi Glowka ym. 1994 s. 39–51. Ks. monimuotoisuuden suojelun toteuttamisesta esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 992–996. Ks. LSL 2 luvun mukaisesta suojelun suunnittelusta ja 7 luvun mukaisesta toteuttamisesta tarkemmin esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 1002–1010 ja 1058–1069 ja Similä 1997 s. 45–62 ja 169–201. Ks. suotuisasta suojelutasosta LSL:n mukaisen suojelun kriteereinä Kallio 2001 s. 115–194 ja jakso 4.4.3.

²⁴⁷ Ks. aluesuojelusta esimerkiksi LSL 3 luku ja aluesuojelusta laajassa merkityksessä esimerkiksi Toivanen 1998 s. 116–245. Ks. Myös IUCN on luokitellut suojelun alueet kuuteen kategoriaan sen mukaan, mitä varten alueita ylläpidetään (engl. manage):

- 1) Varsinainen suojelu: Näitä alueita ylläpidetään tieteellistä tarkoitusta ja alkuperäisluonnon suojelua varten (esimerkiksi LSL 12 §:n luonnonpuistot).
- 2) Ekosysteemin suojelu ja virkistyskäyttö: Näitä alueita ylläpidetään lähinnä ekosysteemin suojelemiseksi ja ihmisten virkistyskäyttöä varten (esimerkiksi LSL 11 §:n kansallispuistot).
- 3) Luonnon erityispiirteiden suojelu: Näitä kohteita ylläpidetään erinaisten luonnon erityispiirteiden ja muodostelmien suojelemiseksi (esimerkiksi LSL 23 §:n luonnonmuistomerkit).
- 4) Aktiivisesti hallinnoiden tapahtuva suojelu: Näitä alueita suojellaan hallinnon avulla puuttamalla alueen käyttöön (esimerkiksi LSL 4 luvun luontotyyppien/ LSL 47 §:n lajien suojelu hallinnollisina rajauksina, eräät Natura 2000 -verkoston alueet).
- 5) Maiseman (engl. seascape or landscape) suojelu: Näitä alueita ylläpidetään maiseman suojelemiseksi ja virkistyskäyttöä varten (esimerkiksi LSL 32 §:n maisema-alueet).
- 6) Ekosysteemien kestävä käyttö: Näitä alueita ylläpidetään pääasiassa luonnollisten ekosysteemien osien kestäväksi käyttämiseksi (esimerkiksi MetsästysL 39 §:n riistansuoja-alueet). (Ks. Glowka ym. 1994 s. 23.)

sien ekologisesti kestävässä käytössä voidaan mainita ns. *luonnonhoitoalueet*, joilla pyritään sovittamaan yhteen luonnonsuojelu, metsienhoito ja -käyttö sekä muu alueen taloudellinen käyttö²⁴⁸.

Ekosysteemien, biotooppien ja luontotyyppien suojelu voidaan nähdä myös omana ryhmänään. Eräs käytännön sovellutus tällaisesta suojelusta on Suomessa toteutettu LSL 4 luvun luontotyyppisuojaus, Metsäl 3 luvun avainbiotooppien suojelu ja VL 1:15a ja 1:17a:n pienvesien suojelu²⁴⁹. Luontotyyppien suojelemiseksi ei perusteta luonnonsuojelualueita, vaan esimerkiksi avainbiotooppien ja pienvesien osalta suojelu toteutetaan suoraan lain nojalla. Vain LSL 4 luvun luontotyyppiä koskevan LSL 29.1 §:n kiellon voimaantulo edellyttää, että alueellinen ympäristökeskus on LSL 30.1 §:n mukaisesti päätöksellään määritellyt suojeltuun luontotyyppiin kuuluvan alueen rajat ja antanut päätöksen tiedoksi alueen omistajille ja haltijoille. Tällöinkään ei ole kyse varsinaisesta luonnonsuojelualueen perustamisesta. Luontotyyppien suojelusta voidaan poiketa vain luvalla.²⁵⁰

Lajien suojelussa on lajien kategorisoinnin avulla pyritty ohjaamaan ihmisten käyttäytymistä. Kansalliset kategoriat ovat 1) rauhoitettu laji, 2) uhanalainen laji ja 3) erityisesti suojeltu laji. Yhteisöäädökset tuovat vielä kaksi lisäkategoriaa, joita ovat luontodirektiivin tarkoittama 4) tiukan suojelun laji ja 5) CITESA:n tarkoittama laji.

MetsästysL 5.1 §:ssä tarkoitetut riistaeläimet rauhoitetaan MetsästysL 37 §:n nojalla. Kaikki MetsästysL 5 §:ssä mainitsemattomat nisäkä- ja lintulajit ovat suoraan LSL 38.1 §:n nojalla rauhoitettuja. Muut LSL 37 §:ssä tarkoitetut eliölajit voidaan rauhoittaa LSL 38.2 §:n tai 42 §:n nojalla. Nämä lajit on lueteltu LSA:n liitteissä. Rauhoituksen täytäntöönpano on liitteessä olevien lajien osalta vaikeaa etenkin silloin, kun rauhoitettuja lajeja ovat vähemmän tunnettuja ja vaikeasti identifioitavissa.

Eriyisesti suojeltuja lajeja ovat uhanalaiset lajit, joiden häviämishuht on ilmeinen. Eriyisesti suojeltavan lajin säilymiselle tärkeän esiintymispaikan hävittäminen tai heikentäminen on kielletty. Kielto tulee voimaan, kun alueellinen ympäristökeskus on päätöksellään määritellyt erityisesti suojeltavan lajin esiintymispaikan rajat ja antanut päätöksen tiedoksi alueen omistajille ja haltijoille.

Euroopan yhteisön lajisuojelua koskevat LSL 49 §:n erityissäännökset. Kyseisiä lajeja suojellaan muun muassa kieltämällä niiden lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen sekä niiden yksilöiden hallussapito ja myyminen. Näistä kiellosta voidaan poiketa tietyin edellytyksin.²⁵¹

²⁴⁸ Ks. valtioneuvosto 2002 s. 5.

²⁴⁹ Ks. pienvesien suojelun oikeuskäytännöstä KHO 2001:8, KHO 1.11.2001 T. 2701 ja KHO 19.03.2003 T. 587.

²⁵⁰ Ks. esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 1037–1049 ja Similä 1997 s. 107–132. Vrt. Tolvanen 1998 s. 184–205. Ks. myös jakso 2.1.5.

²⁵¹ Ks. lajien suojelusta Suomessa esimerkiksi Similä 1997 s. 145–167 ja Kuusiniemi ym. 2001 s. 1051–1057.

Lajien suojeluun kuuluu joissakin tapauksissa esimerkiksi esiintymispaikan, toisin sanoen *lajien elinympäristöjen suojeleminen*. Tällöin elinympäristöjen suojelu kytketään suoraan tiettyihin suojeltaviin lajeihin toisin kuin esimerkiksi edellä kuvatussa luontotyyppisuojelussa. Selvää rajanvetoa eri suojelukategorioiden välille ei kuitenkaan voida tehdä, sillä *aluesuojelu sekä ekosysteemien, biotooppien ja luontotyyppien suojelu palvelee myös lajien suojelua*. Esimerkiksi luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdan mukainen luontotyyppien heikentymisen estäminen ja Ramsarin sopimuksen 4 artiklan 1 kohdan mukainen luonnonsuojelualueiden perustaminen kosteikoille (vesiperäisille alueille) sekä LSL 32 §:n mukaiset maisemansuojelualueet edistävät myös lajien monimuotoisuuden turvaamista, vaikka niissä varsinainen suojelukohde on osittain tai kokonaan toinen.²⁵²

Kaavoituksessa sovitetaan yhteen erilaisia maankäyttöintressejä ja suunnitellaan alueidenkäyttöä. Suomessa laaditaan kolmenlaisia kaavoja: maakunta-kaavoja, yleiskaavoja ja asemakaavoja. Maakuntakaavat kattavat useamman kunnan alueen ja antavat yleispiirteisen kuvauksen maakuntien suunnitellusta maankäytöstä. Yleiskaavat ja yksityiskohtaisemmat asemakaavat laaditaan lähinnä yhden kunnan alueelle. Maakuntakaava ohjaa yleis- ja asemakaavoitusta ja yleiskaava asemakaavoitusta.²⁵³

Kaavoitukseen sisältyy *ympäristövaikutusten selvitysmenettely* yleisön osallistumismahdollisuuksineen. Kaavat sisältävät kartan, johon on tehty aluevarauksia alueiden käyttöä ja suojelua varten, sekä selostuksen, joka toimii myös kaavan toteutumisen ympäristövaikutuksia kuvaavana asiakirjana. Suomessa alueiden käytön suunnittelun tavoitteena on muun muassa edistää luonnon monimuotoisuuden ja muiden luonnonarvojen säilymistä. Niinpä nämä luonnonarvot on otettava huomioon kaavan *aluevarauksia* tehtäessä ja annettaessa esimerkiksi *suojelemääräyksiä* alueille, joilla on erityisiä luonnonarvoja. Yleis- ja asemakaavamääräyksiä voidaan nimenomaisesti antaa myös kaavan toteutumisen todennäköisesti haitallisten ympäristövaikutusten estämiseksi tai rajoittamiseksi.²⁵⁴

²⁵² Myös tästä tutkimuksesta poikkeavia suojelukeinojen kategorisointeja on esitetty. Esimerkiksi Tolvasen mukaan ”biologisen monimuotoisuuden säilyttämisen perusteella luonnonsuojelun tavoitteeksi on määriteltä peruoittamattomien muutosten, kuten lajien sukupuuttoon kuoleamisen ja ekosysteemien häviämisen, estäminen”. Keinoina tämän tavoitteen saavuttamiseen on alue-suojelu, lajien suojelu ja biologista monimuotoisuutta uhkaavien toimintojen sääntely. (Ks. Tolvanen 1998 s. 116.) Toisinaan aluesuojelun ja lajien suojelun välimuotoina on pidetty esimerkiksi lajien elinympäristön ja luontotyyppien suojelua (ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 1001).

²⁵³ Ks. eri kaavamuodoista MRL 4, 5 ja 7 luku. Kunnat voivat tietyissä tilanteissa laatia yleiskaavan yhteistyössä näiden kuntien alueelle (MRL 6 luku). Ks. ohjausvaikutuksesta tarkemmin MRL 32, 39.1 § ja 54.1 § ja esimerkiksi Hallberg ym. 2000 s. 176–178, 204–205 ja 250–255 sekä Ekroos – Majamaa 2000 s. 190–191 ja 242–243.

²⁵⁴ Ks. luonnonarvoista kaavoituksessa MRL 1.1 §, 5.1 §:n 4 kohta, 22.2 §, 28.3 §:n 6 kohta, 39.2 §:n 8 kohta, 54.2 §. Ks. kaavojen esitystavoista MRL 29, 40 ja 55 §. Ks. vuorovaikutus- ja arviointimenettelystä MRL 6 ja 9 § sekä 8 luku. Ks. suojelemääräyksistä MRL 30 §:n 2 virke,

Kaavoilla on oikeusvaikutuksia. Ne ohjaavat paitsi alemman asteista kaavoitusta myös muuta suunnittelua ja viranomaistoimintaa. Kaavoilla voidaan lisäksi rajoittaa rakentamista ja eräitä muita toimintoja²⁵⁵. Muista kaavamuodoista poiketen yleiskaava voidaan laatia myös kokonaan oikeusvaikutuksettomana. Erityisesti asemakaavojen toteuttamiseksi voidaan lunastaa maa-alueita yleisiin tarpeisiin, kuten puistoalueiksi, ja maksaa korvauksia erityisistä vahingoista maanomistajille. Biodiversiteettiä turvaavien kaavojen tosiasialliseksi toimeenpanemiseksi voidaan käyttää myös kunnan etuosto-oikeutta. Kyse on tällöin lähinnä virkistyskäyttöä ja luonnonsuojelua järjestävistä kaavoista.²⁵⁶

Taloudelliset instrumentit. Säädöksiin kytketyin taloudellisin instrumentein voidaan turvata biologista monimuotoisuutta vaikuttamalla *toiminnan kustannuksiin*. Taloudellinen ohjaus voidaan legitimoida seuraavasti: Talousyksiköt saattavat toiminnallaan aiheuttaa ulkoisvaikutuksia (eksternaliteetteja) eli sellaisia ympäristöhaittoja tai -hyötyjä, joita ne eivät ota huomioon toiminnassaan. Nämä vaikutukset eivät siten allokoidu taloudessa optimaalisesti, vaan muodostuu markkinahäiriöitä. Ulkoishyötyjä syntyy esimerkiksi silloin, kun yritys – esimerkiksi viljelijä yrittäjänä – lisää toimintansa ohessa luonnon monimuotoisuutta. Ulkoishaittoja syntyy silloin, kun yritys toimintansa ohessa vähentää luonnon monimuotoisuutta. Täysin sääntelemättömässä tilanteessa kilpailuedun saavat ne talousyksiköt, jotka ulkoistavat toimintansa kustannukset julkishyödykkeisiin, esimerkiksi biodiversiteettiin, kohdistuviksi. Toisaalta varsinaisen liiketoiminnan ulkopuoliset, biodiversiteettiä lisäävät hyödyt saattavat aiheuttaa yritykselle kilpailijaa enemmän kustannuksia.²⁵⁷

41 §:n 3 virke ja 57.1 §:n 3 virke. Ks. ympäristövaikutuksia koskevista määräyksistä MRL 41.1 §:n 2 virke ja 57.1 §:n 2 virke. Ks. myös Hallberg ym. 2000 s. 153–163, 220–225, 275–279, Ekroos – Majamaa 2000 s. 154–158, 202–207, 262–270 ja Kokko 1997 s. 89–99.

²⁵⁵ Esimerkiksi MRL 43.2 §:n mukaisesti yleiskaavalla voidaan rajoittaa maisemaa muuttavia toimenpiteitä.

²⁵⁶ Ks. oikeusvaikutuksista MRL 32, 33, 42–45 ja 58 § ja esimerkiksi Hallberg ym. 2000 s. 176–190, 225–231, 287–290. Ks. lunastuksista ja korvauksista erityisesti MRL 106 ja 108 § sekä LunL ja esimerkiksi Hallberg ym. 2000 s. 382 ja 400–401. Ks. etuostosta EtuostoL 1 §. Ks. suunnitelmien toteuttamisen keinoista yleensä myös Heywood 1995 s. 1041–1042.

²⁵⁷ Ks. taloudellisen ohjauksen perusteista esimerkiksi Määttä K. 1999 s. 6. Biodiversiteettiä voidaan pitää sellaisena julkishyödykkeenä, jota kulutetaan yhteisesti. Biodiversiteetin turvaamisen kannalta ongelmallinen on kuitenkin väite, jonka mukaan julkishyödykkeissä yhden henkilön kulutus ei likimäärin ajatellen vähennä toisen kulutusta, toisin sanoen lisäkuluttajasta koituva rajakustannus on nolla (ks. Anttonen 2000 s. 10). Tämä on ehkä jotenkin ajateltavissa globaalien biodiversiteetin osalta. Tilanne on kuitenkin toinen, kun puhutaan biodiversiteetin osista. Esimerkiksi avainlajin kestävämpien metsästys voi romahduttaa koko ekosysteemin ja yhdenkin metsästäjän toiminta voi vähentää muiden samasta ekosysteemistä saamia hyötyjä. Myös eri henkilöiden kulutuksesta aiheutuvat yhteisvaikutukset saattavat olla kohtalokkaita luonnolle ja vähentää peruuttamattomasti luonnon monimuotoisuutta. Biodiversiteettiä voidaan pitää yhteisesti kuluttavana julkishyödykkeenä vain siinä mielessä, ettei se voi olla täysin yksityisessä omistuksessa (ks. myös Anttonen 2000 s. 16).

Ympäristöverot ja -tuet ovat tyypillisimmät taloudelliset instrumentit, joilla tällaisiin liiketoiminnan ulkoisvaikutuksiin voidaan puuttua. Vaikka taloudellinen ohjaus perustuu lähtökohtaisesti esimerkiksi toiminnanharjoittajien itseohjautuvuuteen, itse ohjausinstrumentit ankkuroituvat säädettyihin normeihin ja kytkeytyvät oikeusperiaatteisiin esimerkiksi niin, että rahoituksen varmistamiseksi säädetään ympäristötukeen tarvittavista julkisista ympäristörahoista, mutta samalla julkiset ympäristötuet ja muu rahoitus yksityisille eivät kuitenkaan saisi loukata aiheuttamisperiaatetta.²⁵⁸ Tukea ei voida siten käyttää kompensoimaan toiminnan aiheuttamia vahinkoja biodiversiteetille, vaan estämään ja vähentämään niitä.

Biodiversiteetin turvaamiseen kannustava vero-ohjaus voidaan toteuttaa eri tavoin. Joissakin maissa on kiinteistöveroja laskettu sellaisten maanomistajien osalta, jotka ylläpitävät luonnonalueita noudattaen tiettyjä hoitosuunnitelmia ja -ohjeita. Vastaava veronalennus voi koskea myös luonnonsuojelutarkoitukseen varatun maa-alueen siirtoon liittyviä veroja.²⁵⁹ Esimerkiksi Suomessa luonnonsuojelua edistävälle yleishyödylliselle yhteisölle testamentatun tai lahjoitetun maa-alueen saaja voidaan vapauttaa perintö- ja lahjaverosta²⁶⁰. On myös mahdollista, että tietyt toimijat, joiden toiminnasta on biodiversiteetille sellaisia haitallisia vaikutuksia, joita ei voida välttää kohtuullisin kustannuksin, kompensoivat julkiselle intressille aiheuttamaansa haittaa maksamalla ympäristöveroja tai -maksuja²⁶¹. Nämä verot ja maksut voidaan suhteuttaa kannustintyyppisesti toimintojen päästöihin: mitä vähäisemmät päästöt, sitä alhaisemmat verot tai maksut²⁶². Taloudellisin instrumentein voidaan myös rajoittaa biologisten luonnonvarojen tuhoamista. Esimerkiksi USA:ssa kaikki liittovaltion tuet evätkään maanomistajalta, joka kuivattaa kosteikkoalueita maanviljelykseen²⁶³. EY:n maatalouden ympäristöohjelmalla pyritään puolestaan edistämään yhteisön maatalous- ja ympäristöpolitiikan tavoitteiden saavuttamista tukemalla ympäristön suojelemiseen ja maaseudun ylläpitämiseen tähtäviä maatalouden

²⁵⁸ Ks. taloudellisten ohjauskeinojen pohjautumisesta oikeusnormeihin esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 105 ja Lähteenoja 2000 s. 30. Ks. myös aiheuttamisperiaatteen soveltamisalasta luonnon monimuotoisuutta turvattaessa esimerkiksi Kuusiniemi 2001 s. 270 ja jakso 4.2.2.

²⁵⁹ Ks. Heywood 1995 s. 1044.

²⁶⁰ Ks. PLVL 2 §.

²⁶¹ Tällaisena maksuna voidaan pitää esimerkiksi YSL 44 §:n nojalla määrättävää kalatalousmaksua.

²⁶² Ks. myös Määttä K. 1999 s. 59.

²⁶³ Ks. Heywood 1995 s. 1044. Mielenkiintoinen sovellutus toiminnan ympäristöhaittojen kompensoinnista on LSL 69.2 §:n säännös, jonka nojalla ympäristöministeriön on välittömästi ryhdyttävä toimenpiteisiin, joilla korvataan muun muassa viranomaisen 66 §:n 2 tai 3 momentin nojalla hankkeelle myöntäneestä luvasta aiheutunut Natura 2000 -verkoston yhtenäisyyden tai luonnonarvojen heikentyminen (ks. myös luontodirektiivin 6 artiklan 4 kohta). Voidaankin kysyä, kohdentuuko tässä säännöksessä vastuu toiminnan ulkoiskustannuksista aiheuttamisperiaatteen mukaisesti.

tuotantomenetelmiä (maatalouden ympäristötuki)²⁶⁴. Seuraavassa kuvataan maatalouden ympäristötuki-instrumentin käyttöä biodiversiteetin turvaamisessa²⁶⁵.

*Maatalouden ympäristötuki jakautuu muodollisesti varsinaiseen ympäristötukeen ja erityistukeen*²⁶⁶. Molemmat tukimuodot sisältävät muodollisesti kahdentyyppisiä toimia (hallinto- ja oikeustoimia), jotka käytännössä limittyvät ympäristötukihakemuksessa. Ensimmäiseksi maanviljelijä hakee tukea ja liittää tarvittaessa hakemukseen suunnitelman toimenpiteistä, joilla pyritään täyttämään ympäristötuen myöntämisen edellytykset. Näiden tietojen pohjalta asianomainen viranomainen päättää tuen myöntämisestä (hallintotoimi: ympäristötukipäätös). Toisessa toimessa maanviljelijä sitoutuu ympäristötuen ehtojen noudattamiseen sitoumuksella tai erityistuessa sopimuksella (oikeustoimi: sitoumus tai sopimus). Tukipäätöksen myötä tukisitoumus hyväksytään ja maanviljelijä saa vastikkeeksi tietyn rahamäärän ympäristötukea. Erityistuen osalta tehdään myös tukisopimus hakemuksesta. Pinta-alahakemuksen perusteella tuen maksamisesta päätetään vuosittain. Tukipäätös sisältää kaikki hallinnollisen päätöksen edellytykset, vaikka samalla käytännössä vahvistetaan maanviljelijän antama sitoumus tai hyväksytään hänen tarjoamansa sopimus maatalouden ympäristön hoidosta tai suojelusta. Seuraavassa keskitytään maatalouden varsinaiseen ympäristötukeen.²⁶⁷

Maatalouden varsinaista ympäristötukipäätöstä varten hakemuksissa annettavat tiedot liittyvät viljelijän ominaisuuksiin, hyvään maatalouskäytäntöön, viljelijän hallussa olevan pellon ominaisuuksiin ja riittävään pinta-alaan²⁶⁸. Sen sijaan tukihakemuksissa ei kerätä etukäteen tietoa alueen biologisesta monimuotoisuudesta. Säännökset eivät tätä myöskään edellytä.

Jos tukihakemus on puutteellinen, toisin sanoen sitä ei ole täytetty täydellisesti eikä siinä ole annettu kaikkia tarvittavia tietoja, tukihakemus (ja samalla sitoumus) voidaan lähtökohtaisesti ns. yhdennetyn järjestelmän mukaisesti hylätä²⁶⁹. Tätä ei kuitenkaan saa tehdä HMenL 2 § huomioon ottaen ennen kuin hakemusasikirjat toimittaneelle on HMenL 9 §:n mukaisesti ”varattu tilaisuus poistaa puute, jollei se ole tarpeetonta”. HMenL 21 §:n mukaan ”asianosaiselle on tarvittaessa asetettava kohtuullinen määräaika asiakirjassa olevan puutteen poistamista, selityksen antamista ja selvityksen esittämistä varten sekä samalla ilmoitettava, ettei määräajan noudattamatta jättäminen

²⁶⁴ Ks. Maaseudun kehittämisä VI luku ja erityisesti 22 artikla. Ennen EY:hyn liittymistä maatalouden ympäristöpolitiikkaa toteutettiin Suomessa lähinnä informaatio-ohjauksella. Myös EY:n ympäristötuki toimeenpantiin Suomessa alunperin niin, että se on tosiasiaa viljelijöiden toimeentulotuen eikä niinkään ympäristöpolitiikan väline. (Ks. Jokinen 1995 s. 95 ja 99.)

²⁶⁵ Luvussa 5 analysoidaan tarkemmin metsätalouden ympäristötukea.

²⁶⁶ Ks. VNA maatalouden ympäristötuesta 3 §:n 4 ja 5 kohta.

²⁶⁷ Ks. VNA maatalouden ympäristötuesta 7, 8, 11, 40 ja 41 §.

²⁶⁸ Ks. VNA maatalouden ympäristötuesta 4–6, 9, 10 ja 14 §.

²⁶⁹ Ks. VNA maatalouden ympäristötuesta 3.1 §:n 3 kohta ja 40.2 §:n 1 virke.

estä ratkaisemasta asiaa”.²⁷⁰ Myös hakemuksen myöhästymiseen sovelletaan yhdenntyn järjestelmän seuraamuksia²⁷¹.

Maatalouden varsinaisen ympäristötuen saaminen edellyttää, että maanviljelijä tekee kirjallisen sitoumuksen sekä perus- että lisätoimenpiteistä²⁷². Viljelijän sitoutuessa ympäristötuen perus- ja lisätoimenpiteisiin, hän samalla edistää EY:n maaseudun kehittämisasetuksen (1257/1999) 22 artiklan mukaisia maatalouden ympäristön suojelutavoitteita²⁷³. Kyseessä onkin eräänlainen ennako-oletus toimenpiteiden ympäristön- ja luonnonsuojelullisesta tehosta, mikä tosin tarkistetaan seurannalla ja jälkivalvonnalla. Hakemuksen ja sitoumuksen mukaisuutta seurataan ympäristötuen maksamisen yhteydessä, sillä ensimmäisen sitoumusvuoden jälkeen on vuosittaisella pinta-alatukihakemuksella haettava ympäristötuen maksatusta ja täytettävä tuen saamiselle asetetut vaatimukset²⁷⁴. Viljelijän on myös ilmoitettava hakemisen jälkeisistä olosuhdemuutoksista ja lisäksi viranomaiset valvovat, että viljelijät toimivat hakemuksen ja sitoumuksen mukaisesti tarkastamalla tuettavia tiloja²⁷⁵. Entä millä tavoin tukiharkinnassa voidaan tarkistaa edellä kuvatun ennako-oletuksen paikkansa pitävyys?

Luonnon monimuotoisuutta edistävät perus- ja lisätoimenpiteet sisältävät olettaman positiivisista vaikutuksista biodiversiteetille ilman perusteellisia tuettavan kohteen inventointeja²⁷⁶. Olettama on tarpeen ympäristötukipäätösten nopeuden ja joustavuuden näkökulmasta, mutta samalla on todennäköistä, että vahva ennako-olettama heikentää ekologisen tiedon kokoamista ja välittymis-

²⁷⁰ Ks. asiakirjojen täydentämisestä esimerkiksi Mäenpää 2000 s. 301 ja 302.

²⁷¹ Ks. VNA maatalouden ympäristötuesta 40.2 §:n 2 virke ja A yhdenntystä järjestelmästä (3508/1992) muutoksineen (1593/2000).

²⁷² Ks. VNA maatalouden ympäristötuesta 3.1 §:n 4 kohta. Perustoimenpiteitä ovat 1) viljelyn ympäristösuunnittelu ja -seuranta; 2) peltokasvien peruslannoitus; 3) kasvinsuojelu; 4) pientareet ja suojakaistat; 5) luonnon monimuotoisuuden ja maiseman ylläpitäminen; ja 6) kotieläintilan perustoimenpide (ks. VNA maatalouden ympäristötuesta 15.2 §). Lisätoimenpiteitä puolestaan ovat 1) tarkennettu lannoitus; 2) peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus; 3) kotieläintilan lisätoimenpiteet: lantalan ammoniakkipäästöjen vähentäminen, tuotantoeläinten hyvinvoinnin edistäminen ja maitohuoneen pesuvesien käsitteleminen; 4) maatilan monimuotoisuuskohteet; ja 5) puutarhatilan lisätoimenpiteet: tarkennettu ravinteiden seuranta, typpilannoituksen tarkentaminen liukaisen typen mittauksen avulla ja katteen käyttö monivuotisten puutarhakasvien rikkakasvitorjunnassa (ks. VNA maatalouden ympäristötuesta 16.1 §).

²⁷³ Näin ollen suojelutavoitteilla pyritään edistämään:

”– maatalousmaan hyödyntämistä, jossa otetaan huomioon ympäristön, maiseman ja sen ominaispiirteiden, luonnonvarojen, maaperän ja geneettisen monimuotoisuuden suojeleminen ja parantaminen,

– ympäristölle suotuisaa viljelyn laajaperäistämistä ja laajaperäisten laidunjärjestelmien hoitoa,
– luonnonarvoltaan merkittävien uhattujen viljely-ympäristöjen säilyttämistä,
– maatalousmaan maiseman ja historiallisten ominaispiirteiden ylläpittoa,
– maatalouskäytäntöjen ympäristösuunnittelua”.

²⁷⁴ Ks. VNA maatalouden ympäristötuesta 7 §.

²⁷⁵ Ks. VNA maatalouden ympäristötuesta 52 ja 55 §.

²⁷⁶ Ks. VNA maatalouden ympäristötuesta 15 ja 16 § ja MMMA ympäristötuen perus- ja lisätoimenpiteistä 13 ja 17 §.

tä tukipäätökseen, sillä tukipäätökset tehdään pitkälti niiden tietojen perusteella, joita hakijan edellytetään hakemuksessa ja siihen liittyvässä sitoumuksessa antavan. RahoitusL 11.1 §:n sanamuoto ”ympäristötuki voidaan myöntää” viittaa joustavaan harkintaan, joten viranomaisella näyttäisikin olevan harkintavaltaa evätä tuki oletettaman kumoavien tietojen perusteella. Tuen myöntämiselle tuskin on perusteita, jos maatalouden ympäristötuesta annetun VNA 2.2 §:n mukaisia tavoitteita – esimerkiksi luonnon monimuotoisuuden huolehtimisesta – ei voida tosiasiaassa saavuttaa tai edistää. Ennakko-oletuksesta voidaankin poiketa, jos tarkemmat selvitykset osoittavat, ettei tuesta olisi tietyllä kohteella hyötyä luonnon monimuotoisuuden turvaamisessa, vaikka hakija esittääkin tällaisia perus- tai lisätoimenpiteitä hakemuksessaan ja siihen liittyvässä sitoumuksessa. Lisäselvitystä, esimerkiksi alueen ekologisesta tilasta, jossa tuettavia toimenpiteitä on tarkoitus tehdä, voidaan hankkia lähinnä HMenL 12 §:n mukaisia selvityksiä pyytämällä²⁷⁷.

Ympäristötuen hakija sitoutuu omaehtoisesti tiettyihin ennalta määriteltyihin perus- ja lisätoimenpiteisiin, jotka sisältävät *vain yhtenä vaihtoehtona luonnon monimuotoisuuden edistämisen*. Luonnon monimuotoisuuden turvaamisen kannalta ympäristötuen merkittävä heikkous onkin siinä, ettei viljelijä välttämättä tukea saadakseen sitoudu lainkaan välittömiin biodiversiteetin ylläpitämistoimenpiteisiin, vaan korkeintaan välillisesti siihen vaikuttaviin esimerkiksi kotieläintilan perus- ja lisätoimenpiteisiin. Ympäristötuki ei siis kohdistu välttämättä suoraan biodiversiteetin turvaamiseen. Vaikka ympäristötukea saavat perustoimenpiteet sisältäisivät suoraan biodiversiteetin turvaamisnäkökohtia, viljelijä ei välttämättä valitse lisätoimenpiteeksi luonnon monimuotoisuuden edistämistä. Näiltä osin ei tuen edellytysharkinnassa voida tilannetta korjata, vaan maanviljelijä itse priorisoi toimenpiteet, joiden osalta tuen myöntäminen harkitaan. Toisaalta kun viljelijä valitsee lisätoimenpiteeksi luonnon monimuotoisuuskohteet, hän sitoutuu samalla koulutukseen, jossa kartoitetaan kyseiset kohteet ja selvitetään, miten niitä voidaan hoitaa²⁷⁸. Kyseistä informaatio-ohjausta on pidettävä myönteisenä asiana biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta.

Tuen edellytysten harkintaan kytkeytyy myös *tuen ehtojen harkinta*. RahoitusL 53 §:ssä nimenomaisesti mainitut tukipäätöksen ehdot korostavat maksamista ja takaisinperintää eli siten seikkoja, joilla pyritään varmistamaan perus- ja lisätoimenpiteiden toteutuminen käytännössä. Ehdoina olisi pyrittävä varmistamaan myös näiden toimenpiteiden ekologinen tehokkuus paikallisissa olosuhteissa.

Hallinnon sisällä maa- ja metsätalousministeriön ja viime kädessä komissio voivat *tarkastaa* maatalouden ympäristötukipäätökset²⁷⁹. Tarkastuksella pyri-

²⁷⁷ Ks. keinoista hankkia selvitystä asian valmistelussa myös Mäenpää 2000 s. 305–312.

²⁷⁸ Ks. MMMA ympäristötuen perus- ja lisätoimenpiteistä 17 §.

²⁷⁹ Ks. A yhdenmetystä järjestelmästä 11 artikla.

tään varmistamaan, että toimenpiteet toteutetaan tukipäätöksen ja sitoumuksen mukaisesti, mutta sillä ei niinkään varmisteta toimenpiteiden laatua ympäristön ja biodiversiteetin kannalta. Biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta olisi kuitenkin tärkeää, että nämä jälkimmäiset seikat otettaisiin huomioon paitsi tukipäätösten ehdoissa myös tukipäätöksiä tarkastettaessa. Tukien todellisten ympäristövaikutusten seurannan kautta voitaisiin päästä tehokkaampaan tulokseen seuraavilla tukikierroksilla.

Tukiehtojen noudattamisen seuranta tapahtuu vuoden välein uuden tukierän maksamisen yhteydessä²⁸⁰. Kunnan maaseutuelinkeinoviranomaisen olisi kuitenkin kyettävä myös tarkastusten välillä valvomaan tuen käyttöä ja opastamaan sopimuspuolta tukiehtojen mukaisiin toimiin, jotta tuettu biodiversiteetti voitaisiin varmasti säilyttää. Tässä suhteessa viljelijöiden koulutus on ensiarvoisen tärkeää. Biodiversiteetin turvaamisen kannalta ongelmana voivat olla myös lyhyet tukikaudet. Viiden vuoden tukikausien päätyminen voi merkitä, ettei viljelijä omasta tai muusta syystä halua jatkaa luonnon monimuotoisuutta turvaavia perus- ja lisätoimenpiteitä.

Ympäristötukien valvontaa ja takaisinperintää koskeva sääntely on hajautunut useaan eri säädökseen. Kun nämä säädökset vielä sisältävät osin ristiriitaisia normeja, voimassa oleva normisto on tuensaajan oikeusturvan kannalta ongelmallinen²⁸¹. Myös Suomen lainsäädäntöön otetut viittaussäännökset kokonaisuun neuvoston ja komission asetuksiin tekevät näistä EY:n säädöksistä paitsi viranomaisia myös yksittäisiä henkilöitä sitovia, vaikka niiden sisältämää varsinaista asiaa ei kirjatakaan Suomen säädöskokoelmaan. Tätä on pidettävä kansalaisten oikeusturvan kannalta arveluttavana varsinkin, kun otetaan huomioon PerustusL 79 ja 80 §. Tällaisia ovat esimerkiksi RahoitusL 41.3 §:n ja maatalouden ympäristötuesta annetun VNA 55 §:n valvontaa koskevat viittaussäännökset. Jos tuenhakija kokee oikeusasemansa epävarmaksi sääntelyn ristiriitojen ja epämääräisyyksien takia, hän tuskin tekee ympäristötukisitoumusta. Tämä puolestaan saattaa heikentää biodiversiteetin turvaamista.

Sopimukset. Perinteisten ohjauskeinojen rinnalla on alettu etenkin ympäristönsuojelussa käyttää julkisen vallan ja yksityisten henkilöiden, etenkin teollisuusyritysten (oikeushenkilöiden), välisiä sopimuksia²⁸². Toisaalta myös luonnonsuojelua ja luonnonvarojen kestävään käyttöä varten on alettu tehdä tällaisia hallintosopimuksia. Sopimusten onkin ajateltu ”vapaehtoisiin” toimina täydentävän hallinnollista (toisinaan myös määräysperusteista eli command and control) ohjausta ja osin korvaavan muut instrumentit tai ainakin limittyvän

²⁸⁰ Ks. myös RahoitusL 42.2 §:n 2 virke, VNA maatalouden ympäristötuesta 11 § ja MMMA ympäristötuen perus- ja lisätoimenpiteistä 35.1 §.

²⁸¹ Ks. esimerkiksi RahoitusL 41, 44 ja 76§, VNA maatalouden ympäristötuesta 39, 52 ja 55 § sekä MMMA ympäristötuen perus- ja lisätoimenpiteistä 35.2–35.4 §

²⁸² Ks. esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 110, Komission tiedonanto 1996 ja Reh binder 1996 s. 247.

niihin²⁸³. Esimerkkinä tällaisista hallintosopimuksista voidaan mainita ympäristöä koskevat maatalouden erityistuet, jossa työvoima- ja elinkeinokeskus solmii viljelijän kanssa sopimuksen tietyistä toimista (esimerkiksi luonnon monimuotoisuuden edistämisestä), joista viljelijä huolehtii tukea vastaan. Viljelijä tekee hakemuksen (aloitteen) viranomaiselle sopimuksen tekemisestä ja tässä mielessä sopimuksen voidaan ajatella olevan vapaaehtoinen. Viranomaisen tarkistaa, täyttääkö viljelijä tietyt sopimuskelpoisuuden edellytykset. Viranomaisen määrittelee myös sopimusehdot. Viljelijän sopimushyöty koostuu siitä, millaisia korvauksia sopimusehtojen noudattamisesta maksetaan ja miten korkeiksi sopimusehtojen mukaisista toimista aiheutuvat kustannukset ja tulomenetykset nousevat. Sopimusohjaus täydentää varsinaista viljelijän sitoumukseen perustuvaa maatalouden ympäristötukea.²⁸⁴

Luonnonsuojelua varten tehdyistä sopimuksista voidaan esimerkkinä mainita LSL 25 §:n *rauhoitussopimukset*. Alueellinen ympäristökeskus ja maanomistaja voivat luonnon- tai maisemansuojelun edistämiseksi tehdä sopimuksen alueen määräaikaisesta rauhoittamisesta joko kokonaan tai tiettyjen toimenpiteiden osalta. Sopimuksen kohteena olevan alueen on täytettävä LSL 10.2 §:n mukaiset luonnonsuojelualueen perustamisen edellytykset esimerkiksi niin, että alueella olevan luontotyyppin tai eliölajin suotuisan suojelutason säilyttäminen tai saavuttaminen on vaatinut alueen määräaikaista rauhoittamista. Sopimuksen ehtojen määrittelyssä voidaan tukeutua tietoon alueen ekologisesta tilasta ja muuhun suojelun kannalta relevanttiin aineistoon, kuten metsätalouden ympäristöohjelmassa tarkoitettuun luonnonhoidon suunnitelmaan²⁸⁵. Sopimuksella voidaan pyrkiä turvaamaan esimerkiksi uhanalaisen lajin kanta tietyl-

²⁸³ Ks. hallintosopimuksesta viranomaisen sopimusmuotona esimerkiksi Mäenpää 1989 s. 86–88. Ks. sopimuksesta sääntelyn vaihtoehtona eri maissa esimerkiksi Deketeleare 1998 s. 84–94. Aakkula ja Pentinmäki (1999 s. 44) määrittelevät määräyspohjaisen ohjauksen siten, ”että ohjauksen kohteella ei ole mahdollisuutta itse päättää siitä suostuuko ohjauksen kohteeksi vai ei. Toisin sanoen julkinen valta päättää yksipuolisesti, keihin se kohdistaa ohjaustoimenpiteet ja mikä on ohjaustoimenpiteen sisältö”. Esimerkkinä tällaisesta ohjauksesta mainitaan nitraattidi-
rektiivä. Perinteisesti hallinnollinen ohjaus ei Suomen vesiensuojelussa ole ollut määräysperusteista siinä merkityksessä, kun esimerkiksi Aakkula ja Pentinmäki sen kuvaavat. Vesioikeudellisessa lupaharkinnassa on traditiona ollut tapauskohtainen joustaviin normeihin perustuva lupakynnys ja intressivertailu lupaharkinnassa, mikä on jättänyt lupaviranomaiselle harkintavaraa ja mahdollistanut viranomaisen vuoropuhelun luvanhakijan kanssa. YSL:ssä tätä lupaviranomaisen harkintavaraa on pyritty joustavin normein säilyttämään päätöksenteossa, joskin yhteisöoikeuden myötä hankelistat ovat entisestään täsmentäneet lupakynnystä ja lisääntyneet standardit ovat vähentäneet viranomaisen liikkumatilaa esimerkiksi lupaehtojen määrittelyssä. Toisaalta tämä kehitys on täsmentänyt luvanhakijan oikeusasemaa. Määräysohjauksen ja vapaaehtoisen sopimusohjauksen dikotomiaan on ympäristöoikeuden joustavien normien vuoksi suhtauduttava varauksin. Myös esimerkiksi tukisopimuksen vapaaehtoisuus on kyseenalainen tilanteessa, jossa esimerkiksi maanviljelijän riittävä toimeentulo edellyttää sopimusten tekemistä.

²⁸⁴ Ks. VNA maatalouden ympäristötuesta ja erityisesti sen 8, 18, 29 ja 41 § ja Aakkula – Pentinmäki 1999 s. 47. Myös 5 luvussa tarkemmin analysoitava metsätalouden ympäristötuki on toteutettu hallintosopimuksin.

²⁸⁵ Ks. Soinin 1998 s. 13 ja 18.

lä alueella rauhoittamalla lajin elinympäristö määräjäksi, enintään 20 vuodeksi. Määräaikaisen rauhoituksen päättyessä lajin suojelutilanne voidaan arvioida uudelleen ja muodostaa alue tarvittaessa suojelualueeksi tai antaa suojelun rautaa.²⁸⁶

Rauhoitussopimus sitoo pääsääntöisesti vain valtion ja maanomistajan välisessä vertikaalisuhteessa. Pääsäännöstä poiketen sopimus pysyy voimassa, vaikka alue siirtyisikin sopimusaikana uudelle omistajalle, mihin liittyen sopimuksesta tehdään merkintä kiinteistörekisteriin. Yleisesti ottaen sopimuksella ei kuitenkaan ole sitovuutta maanomistajan ja muiden yksityishenkilöiden välisessä horisontaalisuhteessa. Sopimus ei yksinään estä pakkotoimin toteutettavia kolmansien hankkeita, esimerkiksi johtojen sijoittamista rauhoitusalueelle, vaikka käytännössä LunL 5.5 §:n viittaussäännös huomioon ottaen alueen suojeluarvot voivat LSL:n muiden säännösten nojalla estää hankkeen²⁸⁷. Tällainen tilanne voi syntyä esimerkiksi sopimuksella rauhoitetulla Natura 2000 -kohteella, jota turvataan myös LSL 65 ja 66 §:n instrumentin avulla.²⁸⁸

Vertikaalisuhteessa sopimuksen sitovuus ei saa samalla tavoin suojaa kuin esimerkiksi LSL 30 §:n nojalla annetut rauhoitusmääräykset, sillä rauhoitussopimuksen vastaisiin maanomistajan toimiin ei voida käyttää LSL 57 §:n pakkokeinoja eikä soveltaa LSL 58.2 §:n rangaistussäännöstä. Maanomistajan ja valtion välisessä vertikaalisuhteessa voidaankin joutua turvautumaan sopimus-sakkoihin ja sopimusrikkomuskanteisiin, mikäli sopimuksen ehtoja määräaikaisesta suojelusta ei noudateta.²⁸⁹

Uudeksi sopimusmuodoksi on ehdotettu *luonnonarvokauppaa*. Tässä sopimusmuodossa metsänomistaja tai hänen valtuuttamansa taho ylläpitää tai lisää luonnonarvoja ja saa siitä korvauksen valtiolta tai metsien suojelusäätiöltä. Luonnonarvokaupalla tavoitellaan metsäluonnon monimuotoisuuden suojelemista ja kohentumista talouskäytössä olevilla alueilla, joilla lainsäädäntö ja metsäluonnonhoidon suositukset eivät turvaa riittävästi biodiversiteettiä.²⁹⁰

Biodiversiteetin turvaamiseksi käytetään eri maissa erilaisia sopimuksia. Seuraavassa esitellään jatkotutkimuksia varten kolme tällaista sopimustyyppiä: 1) lahjoitussopimukset (covenants), 2) rasitesopimukset (easements), 3) hallinto- ja hoitosopimukset (actual management agreements) sekä rauhoitussopimukset.

Lahjoitussopimuksin voidaan asettaa tiettyjä rajoituksia tietylle erityiselle osalle maa-alueetta muun muassa Australiassa ja USA:ssa. Näillä sopimuksilla osa maa-alueetta ikään kuin lahjoitetaan yleiseen tarkoitukseen eli suoje-

²⁸⁶ Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 111 ja 1035.

²⁸⁷ LunL 5.5 § tosin vaikuttaa vain, jos hankkeen toteuttamiseksi tarvitaan kyseisen lain mukaista lunastusta.

²⁸⁸ Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 1035, Vihervuori 2000 s. 360–361 ja Tolvanen 1998 s. 219.

²⁸⁹ Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 1035 ja Similä 1997 s. 101–102.

²⁹⁰ Ks. valtioneuvosto 2002 s. 4.

luun. Kyseisen sopimuksen veloitteet sitovat seuraavaa maanomistajaa ja kulkevat siten maa-alueen mukana. Näin ollen maanomistaja voi pysyvästi rajoittaa seuraajiensa maankäyttöä valtion kanssa tehdyllä vapaaehtoisella sopimuksella joko elinaikanaan tai perintösopimuksella kuolemansa jälkeen. Omistajat, joita sopimus sitoo, eivät saa korvausta rajoituksista, mutta voivat saada esimerkiksi verohuojennuksia. Edunsaaja, valtion viranomainen tai muu suojelun ”uskottu mies” (trustee), voi tuomioistuimen päätöksellä varmistaa lahjoitussopimuksen säännösten toimeenpanemisen.²⁹¹

Rasitesopimukset asettavat erityisiä veloitteita maanomistajille. Perinteisesti rasitteet turvaavat maanomistajan edut naapurin maa-alueella. Kuitenkin eräät maat ovat luopuneet tästä rasitteiden naapurisuusvaatimuksesta ja sallineet luonnonsuojeluviranomaisten tai kansalaisjärjestöjen edustajien yhdessä maanomistajan kanssa sopivan luonnonsuojelusta tietyllä palstalla tai tiettyjen maankäyttömuotojen rajoittamisesta. Sovitut rajoitukset sitovat myös maa-alueen myöhempiä omistajia. Rasitesopimukset voivat rajoitusten lisäksi sisältää hoito- ja hallintomääräyksiä. Tämä sopimusmuoto on joustavampi suojeluinstrumentti kuin maan lunastaminen valtiolle, ja voi tosiasiassa toimia myös toiseen suuntaan kuin lunastaminen. Suojelusta vastaava viranomainen, ministeriö tai hallitus itse voivat eräissä tapauksissa myydä maata suojelurasittein.²⁹²

Varsinaiset hallinto- ja hoitosopimukset tehdään viranomaisten tai suojeluyhdistysten sekä maanomistajan välillä. Sopimuksessa maanomistaja sitoutuu hoitamaan aluettaan tietyllä tavalla toistuvais- tai kertakorvausta vastaan. Tällaiset sopimukset, jotka sitovat alueen siirron saajaa ja sisältävät veloitteita alueen hoitamisesta, ovat erityisen hyödyllisiä biodiversiteetin suojelun kannalta. Vaihtoehtoisesti hallinto- ja hoitosopimukset voivat sitoa vain sopimuksen tehnyttä maanomistajaa ja ne kattavat suhteellisen lyhyen aikavälin. Jälkimmäisen tyyppisiä sopimuksia on käytetty edistämään luomumaataloutta, kulttuurimaisemansuojelua ja puolittain luonnontilaisten habitattien (esimerkiksi niittyjen) suojelua.²⁹³

Instrumenttien yhdistelmät. Edellä mainituissa kategorioissa olevia instrumentteja ei välttämättä käytetä yksinään, vaan ne voivat yhdistyä toisiinsa erilaisin tavoin. Yhdistelmiä tarvitaan instrumenttien ohjausvaikutuksen tehostamiseksi. Maanomistajien on helpompi hyväksyä esimerkiksi hallinnolliset biodiversiteetin suojelutoimet, jos samanaikaisesti kiinteistövero lasketaan tai muita veroetuja myönnetään vastineeksi suojelusta.²⁹⁴ Seuraavassa kuvataan lyhyesti eräitä instrumenttien yhdistelmiä.

Natura 2000 -alueiden suojeluarvoja pyritään turvaamaan arvioimalla hankkeiden ja suunnitelmien ympäristövaikutuksia ja ottamalla nämä arvioinnin tulokset huomioon hankkeita ja suunnitelmia hyväksyttäessä. LSL 10 luvun Euroopan yhteisön Natura 2000 -verkostoa koskevissa erityissäännöksissä tar-

²⁹¹ Ks. Heywood 1995 s. 1044–1045.

²⁹² Ks. Heywood 1995 s. 1045.

²⁹³ Ks. Heywood 1995 s. 1045.

²⁹⁴ Ks. Heywood 1995 s. 1045.

koitettuun arviointiin yhdistyvät siten toisaalta suojelua ja toisaalta ennakkovalvontaa koskevat instrumentit.²⁹⁵

Nykymuodossaan kaavoitus voidaan mieltää maankäytönsuunnittelun ja ympäristövaikutusten arvioinnin yhdistelmäksi. Molemmat instrumentit toimivat toistensa lomassa. Esimerkiksi MRL 8 luvussa kaavoitukseen osallistuminen on järjestetty niin, että sekä maankäytön suunnittelusta että suunnitelman toteutumisen vaikutusten selvittämisestä voidaan antaa mielipiteitä kaavan valmisteluvaiheessa. Näitä instrumentteja ei kuitenkaan pidä sekoittaa toisiinsa.²⁹⁶

Luontodirektiivin 16 artiklan 1 kohdan tarkoittama poikkeus yleisestä suojelusta, koskien esimerkiksi suurpetojen pyydystämistä tai tappamista, yhdistää selkeästi suojeluinstrumentin ja poikkeusluvan toisiinsa. Suurpetojen metsästyksessä pyyntiluvan tai ilmoituksen mieltäminen poikkeukseksi rauhoitukselta ei ole yhtä ongelmatonta, koska esitöissä lähdettiin siitä periaatteesta, että metsästysoikeuden omistajalla on oikeus metsästää haluamallaan tavalla siltä osin, kuin tätä oikeutta ei nimenomaisella säännöksellä ole rajoitettu. Eräänä metsästysoikeuden käyttämiseen liittyvänä rajoituksena esitöissä pidettiin riis-taeläinten rauhoitusta.²⁹⁷ Tässä on kyse loogisessa mielessä hankalasta ”poikkeuksen poikkeuksesta”. Näin ollen suurpetojen metsästyksen yhteydessä ei voida puhua selkeästä suojelun ja poikkeusluvan yhdistelmäinstrumentista²⁹⁸.

Metsäl 3 luvun mukaisessa metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisessa yhdistyy sekä erityisen tärkeiden elinympäristöjen suojelu että siitä myönnettävä poikkeuslupa. Poikkeuslupaharkinnassa otetaan lisäksi huomioon KMRL 19 §:n nojalla myönnetty ympäristötuki. Metsäl 10.3 §:n mukaisessa suojelussa korostuu lähtökohtaisesti avainbiotooppien turvaamisnäkökulma, kun taas Metsäl 11 §:n poikkeuslupaharkinta painottaa lähinnä maanomistajan taloudellisten menetysten (materiaalisen oikeusturvan) huomioon ottamista. Tässä yhdistelmässä suojelu- ja poikkeuslupainstrumentit ovatkin epäsuhdassa toisiinsa, sillä niiden turvaamiskohde eriytyy kahteen eri suhteeseen niin, että

²⁹⁵ Natura 2000 -alueisiin liittyvää turvaamisinstrumenttia analysoidaan tarkemmin 5 luvussa.

²⁹⁶ Ks. esimerkiksi Kokko 1997 s. 27. Ympäristövaikutuksia selvitetään eri tarkkuustasolla myös ennakkovalvontainstrumenteissa, kuten maa-ainesluvuissa (ks. esimerkiksi Kokko 1994 s. 45–64). Kuitenkin ympäristövaikutusten arviointimenettely, sellaisena kuin siitä on säädetty esimerkiksi YVAL 2 luvussa tai esimerkiksi osana MRL 8 luvun mukaista kaavoitusmenettelyä, on tietoisesti rakennettu tiedon kokoamista ja välittymistä tehostavaksi instrumentiksi, joka tukee päätöksentekoa, muttei yksinään mahdollista päätöksentekoa asiaan kuuluvien normien puuttessa. Nämä varsinaiset arviointi-instrumentit tarvitsevatkin tuekseen suunnittelu- tai ennakkovalvontainstrumentteja, joihin sisältyvässä päätöksenteossa arvioinnin tulokset voidaan ottaa huomioon.

²⁹⁷ Ks. HE:n (300/1992) MetsästysL 37 §:ää koskevat perustelut. MetsästysA 28 §:n poikkeuslupa kytkeytyy MetsästysA 1 §:n mukaisten pyyntilupa- ja MetsästysA 5 §:n kiintiömetsästysään-nösten kautta vain väljästi MetsästysA 24 §:n mukaiseen yleiseen rauhoitussääntöön.

²⁹⁸ Suurpetojen pyyntiä koskevia ennakkovalvontainstrumentteja analysoidaan tarkemmin 5 luvussa.

suojelu kohdistuu yksinomaan biodiversiteetin turvaamiseen ja poikkeuslupa yksinomaan omistajan maaomaisuuden turvaamiseen²⁹⁹.

KMRL 3 luvun ympäristötukimenettelyyn sisältyy sopimus, joka vahvistetaan hallinnollisessa päätöksenteossa. Metsätalouden ympäristötukea jaetaan siis käytännössä metsätalouden ympäristötuesta annetun MMMp 7 §:n mukaisin hallintosopimuksin. Vastaavasti maataloudessa voi hakea varsinaisen ympäristötuen lisäksi sopimuksenvaraista ympäristöä koskevaa erityistukea maatalouden ympäristötuesta annetun VNA 41 §:ssä tarkoitetulla tavalla. Molemmissa tapauksissa tuki-instrumentti yhdistyy sopimusinstrumentteihin³⁰⁰.

4.3.4 Standardit

Standardien avulla voidaan lisätä päätöksenteon ennustettavuutta ja johdonmukaisuutta. Kun pyritään toisaalta biodiversiteettioikeuden tavoitteiden ja toisaalta yksityisen oikeussuojan toteutumiseen yksittäistapauksissa, sääntelyssä ei voida jättäytyä kokonaan joustavien käsitteiden tai normien varaan. Joustavia säännöksiä sisältävien instrumenttien ohella tarvitaan standardeja, joilla pyritään täsmentämään oikeudellista päätöksentekoa. Standardeja voidaankin luonnehtia konkretisointimekanismeiksi, jotka varmistavat päätöksenteon johdonmukaisuuden ja joissa voidaan käyttää mahdollisimman objektiivisina referensseinä kulloinkin asiaan kuuluvaa alan ammatillista asiantuntemusta.³⁰¹

Standardien perusteisiin kuuluu, että ne sisältävät *sitovia määräyksiä*, jotka voivat olla numeerisia taikka sanallisia. Numeerisia määräyksiä ovat esimerkiksi ilmanlaadun raja- ja kynnyсарvot. Raja-arvona voi olla myös esimerkiksi keskiarvoinen määrä jotakin päästettyä ainetta kuukaudessa. Sanallisena määräyksenä voidaan puolestaan pitää esimerkiksi parhaan käyttökelpoisen tekniikan vaatimusta erilaisine variaatioineen tai suotuisaa suojelun tasoa. Standardeja täydentävät ohjeet eli esimerkiksi ns. tavoite- ja ohjeарvot, jotka ovat lähtökohtaisesti eräänlaisia raja-arvoja tai muita numeerisia määräyksiä tiukempia tavoitteellisia, sitomattomia arvoja toimintojen ohjaamiseksi. Tavoiteарvot ovat pitkän aikavälin tavoitteita, joiden saavuttaminen estää esimerkiksi kriittisen kuormituksen tason ylittymisen. Kriittinen kuormitus on määritelty korkeimmaksi epäpuhtauspitoisuudeksi tai -laskeumaksi, joka ei nykytietämyksen mukaan johda haitallisiin muutoksiin ekosysteemin olennaisissa ominaisuuksissa. Ohjeарvot puolestaan ilmentävät tieteelliseen tutkimukseen perustuen haitalli-

²⁹⁹ Luvussa 5 analysoidaan tarkemmin kyseistä poikkeuslupaa. Ks. myös jakso 3.2.4.

³⁰⁰ Metsätalouden ympäristötukiin palataan tarkemmin 5 luvussa.

³⁰¹ Ks. myös Vihervuori 1998b s. 220 ja Ladeur 1996 s. 33.

sen vaikutuksen tasoja esimerkiksi luonnolle, ja niitä voidaan käyttää apuna eri toimintojen haittojen vähentämisessä ja yhteismitoituksessa.³⁰²

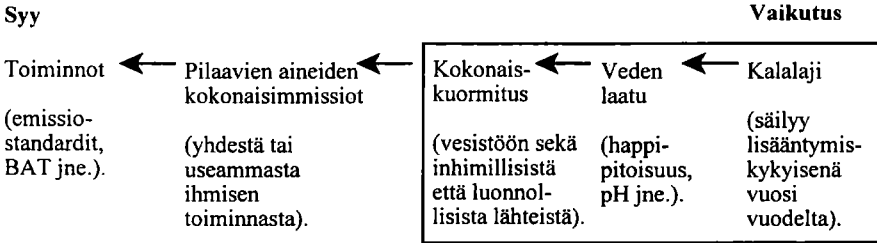
Standardit ovat erottamaton osa biodiversiteettioikeudellista ohjausta. Standardit voivat ohjata sekä biodiversiteettiin suoranaisesti vaikuttavia toimijoita että siihen epäsuorasti vaikuttavia päätöksentekijöitä. Perinteisesti standardeilla on ollut keskeinen sija ympäristön pilaamisen torjunnassa eli ympäristösuojeluoikeudessa, jossa käytetään esimerkiksi emissioiden rajaamisessa päästöstandardeja, teollisuusprosessiin kytkeytyviä teknisiä standardeja, kuten parasta käyttökelpoista tekniikkaa, sekä ympäristön laatua koskevia laatustandardeja.³⁰³ Tällaisilla ympäristönsuojeluoikeuden standardeilla sekä niihin liittyvillä tavoite- ja ohjearvoilla voidaan estää myös biodiversiteetin heikentymistä.

Westerlundin kehittämä malli standardeista on käyttökelpoinen myös biodiversiteetin heikentymisen estämisen kuvaamisessa. Tässä mallissa käytetään kalaa symbolina mille tahansa ns. kohdeorganismille. Kohdeorganismina voivat olla esimerkiksi ekosysteemien avainlajit ja luontotyytit, jotka voivat indikoida laajemmin luonnon kirjoa ja toimia laatustandardeina biodiversiteetin turvaamisessa. Miten avainlajeista voidaan muodostaa laatustandardeja? Ensinnäkin, avainlaji (esimerkiksi tietty kalalaji) valitaan turvaamisen kohdeorganismiksi, jota pyritään ylläpitämään luontaisen vaihtelun rajoissa ekologisen laatustandardin mukaisesti. Toiseksi, säädetään kalan elinympäristölle eli vedelle laatustandardit (happipitoisuus, pH jne.), niin että kohdeorganismilla on mahdollisuus selviytyä. Kolmanneksi, kalan turvaamiseksi voidaan tarvita kriittisen kuorman standardeja (maksimaaliset saastuttavien aineiden päästöt ihmisten ja luonnon toiminnasta vesistön ekosysteemille). Neljänneksi, asetetaan standardit aineille, jotka aiheuttavat vesistön saastumista. Nämä standardit voivat koskea immissiota vesistöön tietynä aikana. Viidenneksi, säädetään standardit toimintojen emissioille ja hyödynnetään esimerkiksi parhaan käyttökelpoisen tekniikan vaatimusta (BAT).³⁰⁴

³⁰² Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 65, 67, 1149–1163, Vihervuori 1998b s. 222–229 ja Kallio 2001 s. 88. Käytännössä valtioneuvoston asetuksissa (aikaisemmin päätöksissä) esiintyy erilaisia variaatioita annetuista raja-arvoista, kynnyсарvoista sekä tavoite- ja ohjearvoista. Vaikka määräyksen ja ohjeen ero on periaatteellisesti selvä, toisinaan ohjeiden on ajateltu olevan sallittuja, jopa heikosti velvoittavia, oikeuslähteitä esimerkiksi joustavien oikeuskäsitteiden tulkinnassa. Toisaalta myös standardiin sisältyvä määräys on saattanut olla hyvinkin tulkinnanvarainen. (Ks. Vihervuori 1998b s. 223.) Yhteisöoikeuden implementoinnissa on kuitenkin tärkeää erottaa määräykset ja ohjeet selkeästi toisistaan, sillä implementoitavan direktiivin tarkoitus on toteutettava velvoittavin kansallisin säädöksin tai määräyksin, joten ohjearvoja ei voida yksinään pitää riittävänä toimeenpanokeinona. (Ks. myös esimerkiksi Krämer 1996 s. 131.)

³⁰³ Ks. tarkemmin esimerkiksi Vihervuori 1998b s. 223–229 ja Winter 1996 s. 112. Ks. päästöjen raja-arvojen ja parhaan käyttökelpoisen tekniikan yhteydestä vesioikeudelliseen lupakäytäntöön Similä 2002 s. 150–153. Ks. ideaaleista ympäristölaatustandardeista myös Gipperth 1999 s. 199–204.

³⁰⁴ Ks. Westerlund 1997a s. 44–45.



Tämä kuva perustuu Staffan Westerlundin esitykseen (1997a s. 44).

Kuvio 11: Standardien asettamisvaiheet.

Entä voidaanko standardeja käyttää biodiversiteetin tai ehkä täsmällisemmin biologisten luonnonvarojen suojelussa ja kestävässä käytössä? Myönteisen vastauksen perusteita voidaan hakea Rion sopimuksen 10 artiklan a kohdasta, jonka mukaan sopimuspuolten tulisi ”ottaa biologisen monimuotoisuuden suojelu ja kestävä käyttö huomioon osana kansallista päätöksentekoa”³⁰⁵. Oikeudellisessa päätöksenteossa tämä huomioon ottaminen voi tapahtua turvaamisperiaatteiden, strategioiden, instrumentteihin sisältyvien joustavien säännösten tai standardien avulla. Jälkimmäisessä tapauksessa luonto on kuitenkin ensin standardisoitava. *Standardien kautta on siis asetettava tieteellisesti tutkittuja ympäristötositseikkoihin pohjautuvia rajaehdoja biodiversiteettiä koskevalle päätöksenteolle*³⁰⁶. Standardien käyttö ei tällöin voi rajautua suojelualueita koskevaan päätöksentekoon, vaan niiden avulla on pyrittävä myös suojelualueiden ulkopuolella biodiversiteetin turvaamiseen³⁰⁷. Standardisointi voi käytännössä tapahtua esimerkiksi suotuisan suojelutason avulla³⁰⁸.

³⁰⁵ Tätä velvoitetta on noudatettava mahdollisuuksien mukaan ja soveltuvin osin, mikä lähtökohdasta voidaan ymmärtää yhteistä mutta eriytyneitä vastuuta koskevan periaatteen pohjalta (ks. jaksot 4.2.2). Tämä lähtökohdasta ei kuitenkaan vähennä teollisuusmaiden vastuuta ottaa huomioon ja noudattaa sopimuksessa asetettuja näkökohtia.

³⁰⁶ Ks. standardien suhteesta ympäristöön myös Gipperth 1999 s. 200–202.

³⁰⁷ Rion sopimuksen 8 artiklan c kohdan nojalla sopimuspuolten odotetaan yhteistä mutta eriytyneitä vastuuta koskevan periaatteen puitteissa säätelevän tai hoitavan ”biologisen monimuotoisuuden suojelun kannalta tärkeitä biologisia luonnonvaroja sekä suojelualueilla että niiden ulkopuolella niiden suojelun ja kestävä käytön varmistamiseksi”.

³⁰⁸ Ks. ekologisista laatustandardeista esimerkiksi Kallio 2001 s. 86–89. Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 67. Suotuisaa suojelutasoa kuvataan tässä työssä konseptiksi, joka sisältää sekä ekologisia että oikeudellisia ulottuvuuksia. Konseptin oikeudellinen ulottuvuus voidaan tämentää jopa standardiksi. Konseptiota ei nähdäkseen kuitenkaan voida soveltaa pelkkänä yksittäistä suojelualuetta tai luonnonvarojen käyttöä koskevaksi ekologisena standardina, vaan yleisempänä ratkaisukriteerinä tai arviointikriteerinä, jolloin sitä voidaan hyödyntää lähinnä suojelua tai ekologisesti kestävä käyttöä koskevien toimenpiteiden yleisen riittävyyden arvioinnissa. Näissä tapauksissa se toimii ns. navigointisäännöksenä. (Ks. tarkemmin jaksot 4.4.2 ja 4.4.3.)

Biodiversiteetin turvaamisessa tarvitaan *uusia standardeja* (turvaamisstandardeja). Potentiaalisia ekologisten laatustandardisoinnin kohteita voivat olla esimerkiksi tietyt ekosysteemit, luontotyypit³⁰⁹ ja eliölajit³¹⁰. Näiden luonnonosien suojeleminen tasapainottelee biologisten luonnonvarojen käytön ja heikentämisen kanssa, joten turvaamisstandardeja tarvitaan, kun halutaan toisaalta tarkemmin määrittellä jollekin biodiversiteetin osalle ekologisesti riittävä turvan taso ja toisaalta täsmentää samanaikaisesti luonnonvaroja käyttävien henkilöiden oikeusturvaa. Koska turvaamisstandardit voivat ohjata vain ihmisten toimia, biodiversiteetin, oikeudellisen turvaamiskohteen ja toiminnan välille on rakennettava asianmukainen linkki. Tämä linkki, syyn ja seurauksen suhde, voidaan jakaa esimerkiksi edellä kuvatun Westerlundin mallin mukaisesti vaiheisiin standardien asettamiseksi. Jokaisessa vaiheessa standardit on osoitettu ohjeeksi ihmisille, mutta samalla ne eri vaiheissaan konkretisoivat biodiversiteetin turvaamista sitovina standardeina. Kyse on siis paitsi biodiversiteetin turvaamisen myös ekologisesti kestävästä kehityksen operationalisoinnista.³¹¹

Biodiversiteettiä turvaavilta standardeilta edellytetään paitsi riittävää täsmällisyyttä myös joustavuutta. Tämä joustavuus on tarpeen ensinnäkin, koska ne voivat koskea monenlaisia turvattavaan biodiversiteettiin vaikuttavia hankkeita ja suunnitelmia, ja toiseksi, koska biodiversiteetti (esimerkiksi ekosysteemit ja lajit elinympäristöineen) ei ole pysyvä objekti, vaan jatkuvassa muutostilassa oleva luonnon olosuhde. Joustavuuteen kuuluu esimerkiksi sanallisten standardien tarkistaminen aika ajoin ekologisten ja muiden asiaan kuuluvien olosuhteiden muuttumisen vuoksi³¹². Tiukkojen standardien asettamista vaikeuttaa myös se, että turvattavia luonnonarvoja tarkastellaan usein kvalitatiivisesti ja niitä on vaikea määrittellä kvantitatiivisesti numeerisia standardeja käyttäen.³¹³ Tiukan standardisoinnin vaikeudet ja joustavuuden vaatimukset liittyvät yleisemmin biodiversiteetin turvaamiseen ohjauksen erityispiirteisiin.

4.4 OHJAUKSEN ERITYISPIIRTEITÄ

4.4.1 Kohti toiminnan suoraa ohjaamista

Oikeudellinen ohjaus mielletään usein hallinnolliseksi ohjaukseksi, jossa ympäristöön vaikuttavan toiminnan ohjaus toteutetaan julkisen vallan päätöksenteon avulla ja jossa normiohjaus kohdistuu ennen kaikkea julkisen vallan käyt-

³⁰⁹ Ks. luontotyypeistä myös LSL 4 luku.

³¹⁰ Ks. eliölajeista myös LSL 6 luku.

³¹¹ Ks. Westerlund 1997a s. 43–46 ja Kuusiniemi ym. 2001 s. 156.

³¹² Ks. myös navigointitoiminnosta Gipperth 1999 s. 265–267 ja jakso 4.4.2.

³¹³ Ks. luonnonvarojen suojelelun kvalitatiivisuudesta myös Vihervuori 1998b s. 221. Ks. biodiversiteetin turvaamisen ekologista ulottuvuuksista myös jakso 2.2.2.

töön. Hallinnollisessa päätöksenteossa normit ohjaavat välillisesti itse biodiversiteettiin vaikuttavaa toimintaa. Tässä tutkimuksessa oikeudellinen ohjaus halutaan ymmärtää laajemmin; *ohjaus voi kohdistua viranomaisten päätöksenteon ohella välittömästi ihmisten toimintaan*, joka vaikuttaa suoraan biodiversiteettiin.

Biodiversiteetin ja ihmisten käyttäytymisen välille tarvitaan säännöksiin asetettu *suora yhteys*, jonka järjestämisessä uudet turvaamismekanismit ovat turvaamisperiaatteita keskeisemmässä asemassa. Kun biologisen monimuotoisuuden turvaamistavoitteet muutetaan ihmisten käyttäytymistä ohjaaviksi periaatteiksi, rakennetaan tosiasiaissa vain *epäsuora linkki* biodiversiteetin ja ihmisten käyttäytymisen välille. Muutos tavoitteista päätöksentekoa ohjaaviksi oikeudellisiksi periaatteiksi ei olekaan riittävä keino saavuttaa horisontaalisessa turvaamissuhteessa biodiversiteetin turvaamistavoitteita³¹⁴.

Suoran yhteyden rakentamisessa on noudatettava oikeudellisia pelisääntöjä, joista mainittakoon seuraavat: 1) Biodiversiteettiin vaikuttavaa käyttäytymistä ohjaavien normien on oltava riittävän selkeitä pantaviksi perusoikeuksien valossa täytäntöön. Normien selkeyttä edellyttävät kansalaisten oikeusturva ja erilaiset kohtuuskäsitteet³¹⁵; 2) Normien noudattaminen on varmistettava tarvittaessa sanktioin; 3) Normein järjestettävältä ohjaukselta edellytetään joustavuutta reagoida dynaamisiin luonnonolosuhteisiin ja muihin muuttuviin faktoihin³¹⁶; sekä 4) Normatiivisen ohjauksen joustavuus on sovitettava yhteen oikeusvarmuuden vaatimuksen kanssa. Nämä pelisäännöt on pidettävä mielessä, kun kehitetään suoraan oikeudelliseen ohjaukseen pyrkiviä uusia ratkaisuja. Eräs sellainen uusi ratkaisumalli voisi olla navigointitoiminto.

4.4.2 Navigointitoiminto

Biodiversiteetin osiin kohdistuvat vaikutukset ja niistä aiheutuvat muutokset eivät ole yksinomaan lineaarisia. Luonto muuttuu kaiken aikaa, elämä luonnossa on jatkuvaa evoluutiota ja ihminen on osa näitä luonnonprosesseja.³¹⁷ Tämä luontokäsitys on itsestäänselvyys monille luonnontieteilijöille ja ekofilosofeille, mutta ei kaikille lakimiehille, joiden työ rakentuu lineaarisille kausaalisuhteille. Lakimiehet etsivät syitä ja todisteita tietyille seurauksille, toisin sanoen kausaalista yhteyttä syyn ja seurauksen välille tehdäkseen ratkaisunsa. Luonnon epälineaarisuus olisi siis kyettävä muuttamaan lineaariseksi ajatteluksi

³¹⁴ Ks. myös turvaamissuhteesta jaksot 3.3.1 ja 3.3.2 sekä turvaamisperiaatteista jakso 4.2.2.

³¹⁵ Ks. oikeusturvasta myös jaksot 3.2.4 ja 4.2.3.

³¹⁶ Ks. ekologisista faktoista myös jakso 2.2.2.

³¹⁷ Ks. muuttuneesta luontokäsityksestä esimerkiksi Christophersen 1997 s. 32–35 ja s. 40–42 sekä elämästä ja evoluutiosta esimerkiksi Skolimowski 1984 s. 127. Ks. myös Gipperth 1999 s. 252.

oikeudellisessa ohjauksessa. Tämä edellyttää entistä *hienostuneempia oikeudellisia "muuntajia" biodiversiteetin ja ihmisten käyttäytymisen välille.*

Perinteisesti erilaisten standardien avulla pyritään rakentamaan siltaa ympäristön ja ihmisen toiminnan välille niin, että ympäristön kriittistä kuormitusta ei ylitetä. Nykyisellä metodilla ongelmia ilmaantuu viimeistään silloin, kun standardien määrä kasvaa niin, että ihmisillä on vaikeuksia tietää niitä kaikkia ja seurata niitä samanaikaisesti käytännössä. Tämän ongelman lieventämiseksi Gipperth on ehdottanut koordinoivien navigointisäännösten käyttöön ottamista³¹⁸. Tätä ajatusta biodiversiteettioikeuden tarpeisiin kehitellen voidaan ajatella, että *navigointisäännöksiä tarvitaan antamaan ohjeita, kuinka toimia biodiversiteetin turvaamistavoitteiden saavuttamiseksi käytännössä.*

Navigointitoiminnon perusajatuksena on ympäristön tilan seuranta hallinnossa ja tämän tiedon siirtäminen lainsäädäntöön. Päämääränä on nopea ja joustava reagointi ympäristön tilan muutoksiin kehittämällä vanhoja tai antamalla uusia ympäristötilaa paremmin vastaavia säännöksiä. Taustalla on ajatus ekologisesti kestävästä kehityksestä "kurssin" säilyttämisestä yhteiskunnassa.³¹⁹ Navigointitoiminto biodiversiteettioikeudessa voisi merkitä sitä, että lakia säädettäessä yritetään turvata biodiversiteettiä ja rakentaa turvaamistarkoituksessa tarpeellinen linkki paitsi biodiversiteetin tilan ja hallinnon välille, myös suoraan biodiversiteetin ja toimijoiden (päättöksentekijöiden, metsästäjien, luonnonsuojeluyhdistysten jäsenineen jne.) välille. Säädöksissä asetettaisiin puitteet ekologisesti kestäväälle toiminnalle. Suora linkki tarkoittaisi, että yksityishenkilöt voisivat itse olla aktiivisia ja ottaa vastuuta biodiversiteetin turvaamisesta³²⁰, kun jotakin biodiversiteettiin liittyvää standardien tai säännösten vastaista yllättävästi tapahtuu. Erilaiset navigointistandardit ja -instrumentit voivat myös antaa koordinaatit, kuinka toimia erilaisten ympäristöä koskevien standardien tai säännösten kanssa biodiversiteetin turvaamiseksi. Navigointistandardit saattaisivat tässä mallissa ohjata myös toimijoita eikä vain viranomaisten päätöksentekoa. Kyse olisi siis eräänlaisesta itsesääntelystä, jossa toimija olisi aktiivinen biodiversiteetin turvaamisessa ja viranomainen puuttuisi toimintaan vain tarvittaessa.

Navigointitoiminto edellä kuvatuin tavoin kehiteltynä edellyttää ensinnäkin kykyä ja mahdollisuutta havaita luonnossa ja sen monimuotoisuudessa tapahtuvia muutoksia (toiminnan edellyttämä informaatio). Toiseksi, se edellyttää mahdollisuutta toimia eri tavoin (toimintavaltuus) biodiversiteettiä koskevan muutoksen ylittäessä eri standardeissa asetetut rajat (toimintakynnys). Kolmanneksi, navigointitoiminto voi määritellä myös puitteet siitä, kuinka henkilö voi toimia biodiversiteetin turvaksi käytännössä (toimintatapa), ja neljänneksi,

³¹⁸ Ks. Gipperth 1999 s. 259–260.

³¹⁹ Ks. Gipperth 1999 s. 266–267.

³²⁰ Ks. jokaisen luontoa ja sen monimuotoisuutta koskevasta vastuusta PerustusL 20.1 §.

mahdolliset korvaukset ja sanktiot toiminnan laiminlyönnistä (toimintavelvoite, korvausvelvollisuus ja seuraamukset). Nämä toimintaan kytkeytyvät näkökohdat voidaan sisällyttää navigointi-instrumenttiin tarvittavilta osin. Navigointiin liittyvä yksilön (tai esimerkiksi toiminnanharjoittajan) konkreettinen toiminta voi olla esimerkiksi 1) oman yrityksen päästöjen vähentämistä tai pyynnin lopettamista, 2) valvontaviranomaiselle esitetty pyyntö toimenpiteisiin ryhtymisestä, 3) viranomaiselle esitetty pyyntö säännöksiä koskevasta tarkastusmenettelystä, 4) yksityisen henkilön nostama kanne tuomioistuimessa koskien yleisen ympäristöedun – esimerkiksi biodiversiteetin – suojelemiseksi annetun lain vastaisia toimia, 5) viranomaiselle esitetty tutkintapyyntö biodiversiteettiä merkittävästi heikentävistä työnantajan toimista³²¹. Seuraavassa kuvataan tarkemmin, mitä navigointistandardit ja -instrumentit voivat olla käytännössä.

Navigointistandardit voivat auttaa seuraamaan esimerkiksi ympäristön laatu-ormeja. Niiden avulla ekologiset laatustandardit voidaan liittää ihmisten toimiin ja muihin standardeihin, esimerkiksi emissiostandardeihin. Navigointistandardit voivat asettaa rajaehdoja myös muille standardeille ja säännöksille, jotka ohjaavat ihmisten käyttäytymistä. Ohjaavia standardeja ja säännöksiä tulkitaan ja sovelletaan tällöin niin, että ihmisten käyttäytyminen voidaan pitää navigointistandardin mukaisena. Esimerkiksi lajin suotuisaa suojelutasa on käytetty eräänlaisena navigointistandardina LSL 48.2 §:ssä ja MetsästysA 2.2 §:ssä. Näin ollen esimerkiksi pyyntilupasäännöksiä pitäisi tulkita niin, että riistolajin ja sen elinympäristön suojelutasa säilyy pyynnistä huolimatta suotuisana koko maassa.³²²

Navigointi-instrumentista voidaan mainita kaksi esimerkkiä: 1) ohjausmekanismien niin sanottu sopeuttava suunnittelu (adaptive planning) ja 2) tarkastusmenettely³²³. Ensimmäisessä tapauksessa on kyseessä tekniikka, jolla pyritään hallitsemaan biologisia systeemejä niin, että toisaalta vähennetään epävarmuutta tai -tietoisuutta systeemin toiminnasta ja toisaalta vastataan aktiivisesti sosiaalisen, biologisen ja fyysisen ympäristön muutoksiin³²⁴. Tällaista suunnittelua voidaan käyttää apuna erilaisten ekologisten ja muiden biodiversiteettiä koskevien muuttuneiden tosiasioiden siirtämiseen ihmisten käyttäytymistä ohjaaviksi normeiksi. Kyseinen suunnittelu voisi biodiversiteettioikeudessa olla joustava instrumentti, jolla muuttuvissa luonnon olosuhteissa pyritään optimoimaan esimerkiksi laatustandardeihin ja muihin standardeihin sisältyvät määräykset biodiversiteetin turvaamisesta. Suunnitelmien tulisi edesauttaa yleisön ja viranomaisten tehokasta reagoitua biodiversiteetin kriittisiin muutoksiin. Toisessa tapauksessa on kyseessä tarkastusmenettely, joka voi alkaa yksityisen henkilön

³²¹ Ks. myös MetsästysA 5 § ja EBR luvut IV–VII.

³²² Ks. tarkemmin jakso 4.4.3.

³²³ Ks. Westerlund 1988 s. 119–120 ja Gipperth 1999 s. 264.

³²⁴ Ks. tarkemmin Heywood 1995 s. 931.

pyynnöstä asianomaisessa ministeriössä tiettyjen lakien ja niiden nojalla annettujen säännösten ja niihin sisältyvien normien muuttamiseksi tai poistamiseksi. Tarkastusmenettely voisi käynnistyä esimerkiksi tietyn luontotyypin suotuisan suojelutason vaarannuttua sinänsä laillisten toimintojen yhteisvaikutuksesta.³²⁵

Navigoinnin toteuttaminen edellyttää oikeudelliselta ohjaussysteemiltä joustavuutta – tai oikeastaan kykyä sopeutua muutoksiin³²⁶. Tämä merkitsee biodiversiteettiä koskevien lakien joustavaa muotoilua kuitenkin oikeusvarmuus säilyttäen³²⁷. Esimerkiksi lupasäännökset voisivat mahdollistaa alun pitäen ehdollisten käyttäytymisnormien antamisen lupamääräyksissä muuttuvien olosuhteiden varalle. Myös tavanomaisten standardien muuttamisen ja tarkistamisen tulisi kytkeytyä navigointi-instrumenttien avulla joustavasti paikallisten luonto-olosuhteiden kehitykseen.

4.4.3 Oikeudelliset konseptiot

Suotuisa suojelutaso. Biodiversiteettioikeus sisältää luvussa 2 mainittujen peruskäsitteiden lisäksi *muodostumassa olevia tai jo muodostettuja käsitteitä* (konseptioita), joilla pyritään kuvaamaan muun muassa biologisen monimuotoisuuden ja sen osien ekologista tilaa, tilan muutosta taikka biologisen monimuotoisuuden asemaa ja suhdetta ihmisen käyttäytymiseen ja kulttuuriin. Ehkä kaikkein tärkeimpiä konseptioita biodiversiteettioikeudessa on luontotyyppien ja lajien suotuisa suojelun taso tai täsmällisemmin suotuisa suojelutaso³²⁸.

Suotuisa suojelutaso -konseptin hyödyntäminen edellyttää, että sekä ekologiset tosiseikat biodiversiteetin osista että konseptin oikeudellinen rakenne ovat riittävän selkeitä ja tarkkoja. Varovaisuusperiaate tosin saattaa tukea päätöksentekoa, vaikka tieto lajeista tai luontotyypeistä olisi puutteellista. Mutta

³²⁵ Ks. myös EBR IV ja jakso 4.4.3.

³²⁶ Ks. ohjaussysteemin joustavuuden tarpeesta myös Gipperth 1999 s. 263 ja Glowka ym. 1994 s. 64.

³²⁷ Ks. myös laillisuusperiaatteesta jakso 3.2.3 ja oikeusturvasta jakso 3.2.4.

³²⁸ Ks. tarkemmin luontodirektiivin 1 artiklan e ja i kohdat ja LSL 5 §. Ks. konseptin kansainvälisestä taustasta tarkemmin esimerkiksi Similä 1997 s. 37–38 ja Kallio 2001 s. 61–62. Tästä konseptiosta käytetään muotoa ”suotuisa suojelun taso” luontodirektiivissä ja muotoa ”suotuisa suojelutaso” LSL:ssä. Jos halutaan korostaa yhteisöoikeuden ja kansallisen luonnonsuojeluoikeuden eroja tämän käsitteen sisällössä, voi olla perusteltua käyttää eri sanamuotoja tästä konseptiosta. Toisaalta pitäisi pyrkiä mahdollisimman yhtenäiseen käsitteistöön. Konseptin vakiinnutun olisin taipuvainen suosimaan muotoa ”lajien ja luontotyyppien suotuisa suojelutaso” yksinkertaisesti siitä syystä, että ”suotuisa suojelutaso” on kielellisesti sujuvampi kuin kolmiosainen ”suotuisa suojelun taso”. Muun muassa käsitteen epäyhtenäisen taustan vuoksi ”suotuisaa suojelutasoa” on aiheellista kutsua muodostumassa olevaksi biodiversiteettioikeuden avainkäsitteeksi eli konseptioksi. Jäljempänä tarkasteltavat konseptin sisältökysymykset valaisevat vielä lisää asiaa.

tällöinkin suojelutason konseptin on oltava oikeudellisesti mahdollisimman yksiselitteinen.³²⁹

Biodiversiteettioikeudellisen tutkimuksen eräänä tärkeänä tehtävänä on muovata kyseinen konseptio *käyttökelpoiseksi työvälineeksi päätöksentekijöille*. Kyseisen konseptin hyödyntäminen ei rajoitu ainoastaan suojeluun, vaan se sopii myös tilanteisiin, joissa arvioidaan biologisten luonnonvarojen kestäväää käyttöä. Esimerkiksi MetsästysL 20.1 §:n nojalla ”metsästystä on harjoitettava kestäväen käytön periaatteiden mukaisesti ja siten, että riistaeläinkannat eivät vaarannu, luontoa ei tarpeettomasti vahingoiteta, riistakantaa ei vaaranneta eikä eläimille tuoteta tarpeetonta kärsimystä.” MetsästysA:n (869/1998) esitöiden perusteella MetsästysL 20.1 §:ssä tarkoitetulle kestäväälle käytölle on käytännössä annettu sellainen merkitys, että metsästystä on harjoitettava suotuisa suojelutaso säilyttäen³³⁰. Myös biodiversiteetin heikentämättömyys on mahdollista liittää suotuisaan suojelutasoon, sillä tiettyjen lajien ja luontotyyppien pitkän aikavälin säilyttämiseen voidaan pyrkiä yleisesti erittelemättä tarkemmin, mitkä toimet niiden suojelutasoon vaikuttavat.

Suotuisa suojelutaso -konseptio on eritelty luontodirektiivissä kahteen osaan määrittelemällä ensin ”luontotyyppin ja lajin suojelun taso” (jäljempänä suojelutaso) ja toiseksi näiden suojelutasojen ”suotuisuus”. Luontotyyppin suojelutasolla tarkoitetaan asianomaisen direktiivin 1 artiklan e kohdassa eri tekijöiden yhteisvaikutusta, joka koskee luontotyyppiä ja sillä eläviä luonteenomaisia lajeja ja joka voi vaikuttaa alueen luontaiseen levinneisyyteen, rakenteeseen ja toimintoihin pitkällä aikavälillä sekä sille luonteenomaisten lajien eloonjäämiseen pitkällä aikavälillä. Lajin suojelutasolla tarkoitetaan luontodirektiivin 1 artiklan i kohdan mukaan eri tekijöiden yhteisvaikutusta, joka voi heijastua lajin kantojen levinneisyyteen ja lukuisuuteen pitkällä aikavälillä.

³²⁹ Suotuisan suojelutason -konseptin selkeyteen, tarkkuuteen ja yksiselitteisyyteen kannustavat suojelukohteen omistajan ja haltijan oikeusturvanäkökohdat esimerkiksi silloin, kun luontotyyppin tai eliölajin suojelutaso edellyttää LSL 10.2 §:n 5 kohdan nojalla luonnonsuojelun perustamista ja perustaminen aiotaan toteuttaa LSL 52 §:n mukaisella valtion lunastusoikeudella kiinteistöön. Yksityisen maanomistajan oikeusturvan kannalta on merkittävää kuitenkin, että valtakunnalliseen suojeluohjelmaan kuulumattoman muun suojelun perustaminen voi LSL 24.1 §:n nojalla tapahtua vain maanomistajan suostumuksella tai hakemuksesta. Suojelun yleiset edellytykset, kuten alueella esiintyvien luontotyyppien ja eliölaajien suojelutaso tutkitaan valtakunnallisesti, ja suojelusta päätetään vasta maanomistajan suostumuksen ja hakemuksen jälkeen. Maanomistaja voi suostumuksen tai hakemuksen yhteydessä neuvotella alueellisen ympäristökeskuksen kanssa, että suojelu toteutetaan esimerkiksi LSL 25 §:n mukaisella sopimuksella eikä kiinteän omaisuuden pakkolunastuksella. Epäselvyydet suojelun perusteissa voivat kuitenkin vähentää maanomistajien halukkuutta vapaaehtoiseen suojeluun, joten myös biodiversiteetin turvaamisen kannalta on tärkeää selkiyttää ja täsmentää suotuisan suojelutason konseptiota oikeudellisissa päätöksenteossa. (Ks. konseptioon liittyvästä kritiikistä myös Tolvanen 1998 s. 133–134 ja yleensä oikeusturvasta biodiversiteetin turvaamisessa jakso 3.2.4.)

³³⁰ Ks. MMM:n (1998) muistio. Tähän tulkintavaikutukseen palataan tarkemmin jaksossa 5.4.1.

LSL:ssa suotuisa suojelutaso on saanut luontodirektiivistä poikkeavan sanamuodon, joten *luontotyyppin ja lajin suojelutason suotuisuus on kytketty ekologiin lainalaisuuksiin oheisessa taulukossa esitetyn vaatimuksin*³³¹.

	Luontotyyppin suotuisa suojelutaso	Lajin suotuisa suojelutaso
luontodirektiivi (1 artiklan e ja i kohdat)	1) Luontotyyppin luontainen levinneisyys sekä alueet, joilla sitä esiintyy tällä alueella ovat vakaita tai laajenemassa, ja 2) luontotyyppin erityinen rakenne ja erityiset toiminnot, jotka ovat tarpeen sen säilyttämiseksi pitkällä aikavälillä, ovat olemassa ja säilyvät todennäköisesti ennakoitavissa olevassa tulevaisuudessa, ja 3) alueelle luonteenomaisten lajien suojelun taso on suotuisa (kohdassa i tarkoitettulla tavalla).	1) Lajin kannan kehittymistä koskevat tiedot osoittavat, että tämä laji pystyy pitkällä aikavälillä selviytymään luonnollisten elinympäristöjensä elinkelppoisena osana, ja 2) lajin luontainen levinneisyysalue ei pienene eikä ole vaarassa pienenemään ennakoitavissa olevassa tulevaisuudessa, ja 3) lajin kantojen pitkäaikaiseksi säilymiseksi on ja tulee todennäköisesti olemaan riittävän laaja elinympäristö.
LSL (5.2 ja 5.3 §)	Luontotyyppin suojelutaso on suotuisa, kun sen luontainen levinneisyys ja kokonaisala riittävät turvaamaan luontotyyppin säilymisen ja sen ekosysteemin rakenteen ja toimivuuden pitkällä aikavälillä sekä luontotyyppille luonteenomaisten eliölaajien suojelutaso on suotuisa.	Eliölaajien suojelutaso on suotuisa, kun laji pystyy pitkällä aikavälillä säilymään elinvoimaisena luontaisissa elinympäristöissään.

Taulukko 3: Suotuisa suojelutaso.

Taulukon vaatimukset ovat pohjana ennen kaikkea LSL 5 §:n oikeudelliselle soveltamiselle. Tarkemmat kriteerit tulisi määritellä esimerkiksi LSL:n ja MetsästysL:n aineellisissa säännöksissä.³³² Vaikka LSL 5.2 ja 5.3 §:ien määritelmät poikkeavat luontodirektiivin 1 artiklan e ja i kohtien määritelmästä, ekologisesti näkökulmasta suojelutason tulisi perustua aina samoihin suotuisan suojelutason vaatimuksiin etenkin, kun sekä luontodirektiivissä että LSL:ssa yleiseksi tavoitteeksi muodostuu *tietyjen lajien ja luontotyyppien suotuisan suojelutason säilyttäminen tai saavuttaminen (ennalleen saattaminen)*³³³. Merkittävin ero näiden luontodirektiivin ja vain LSL:n soveltamisalaan kuuluvien lajien ja luontotyyppien välillä ilmenee suotuisan suojelutason arvioinnin mittakaavas-

³³¹ Ks. Kallio 2001 s. 63.

³³² Ks. myös Kallio 2001 s. 63.

³³³ Ks. luontodirektiivin 2 artiklan 2 kohta ja LSL 5.1 §.

sa, sillä luontodirektiivin 2 artiklan 2 kohdan tavoitteiden saavuttamiseksi liitteiden mukaiset lajit ja luontotyytit arvioidaan yleisesti ottaen EY:n mitta-kaavassa ja LSL 5 §:n nojalla tähdätään luontotyyppien ja luonnonvaraisten eliölaajien suotuisuuteen Suomessa.

Luontodirektiivin tulkintavaikutus huomioon pitäisi pyrkiä käyttämään LSL 5 §:n määritelmiä tulkittuna luontodirektiivin 1 artiklan e ja i kohtien määritelmien mukaisesti. Direktiivin tulkintavaikutuksella on merkitystä etenkin luontodirektiiviä sovellettaessa ja suotuisaa suojelutasoa harkittaessa esimerkiksi Natura 2000 -verkoston suojelun toteuttamisen yhteydessä³³⁴. Toisaalta muutoinkin olisi *pyrittävä yhtenäiseen suotuisan suojelutason konseptioon*. Esimerkiksi tietyille luontotyyppille ominaisen, mutta direktiivin liitteissä mainitsemattoman lajin suojelutason suotuisuutta ei voida oikeudellista (ja ekologista) systeemiä rikkomatta tulkita eri tavoin verrattuna samalla alueella esiintyvään vastaavalla tavalla huomioon otettavaan direktiivilajiin. Luontodirektiivin mukainen LSL 5 §:n suotuisan suojelutason tulkinta olisikin aiheellinen myös silloin, kun ei ole kysymys direktiivin tarkoittamasta lajista tai luontotyyppistä, mutta esimerkiksi LSL 10.2 §:n ja 48.2 §:n mukaisen päätöksenteon kriteerinä edellytetään luontotyyppin tai lajin suojelutason suotuisuutta.³³⁵ Ainoaksi eroksi jäisi tällöin suojelutason arvioinnin mittakaava.

Suotuisa suojelutaso ilmenee ainakin 1) ”*oikeudellisesti velvoittavana tavoitteena*”, siis *eräänlaisena tulokseltaan velvoittavana säännöksenä*, 2) *ekologisena tosiasiatilana*, 3) *oikeudellisena harkintakriteerinä ja 4) oikeudellisena arviointikriteerinä*³³⁶. Kaksi jälkimmäistä voidaan nähdäkseni yhdistää navigointitoiminnon avulla³³⁷. Lisäksi suotuisalla suojelutasolla voi olla 5) *tulkintavaikutusta päätöksenteossa*, vaikka sitä ei olisi nimenomaisesti kirjattu sovellettavaan säännökseen, jos esimerkiksi esitöistä ilmenee, että kyseisellä säännöksellä tavoitellaan lajin tai luontotyyppin suotuisaa suojelutasoa. Seuraavassa selostetaan 4 ensimmäistä näkökohtaa tarkemmin. Kohtaan 5 palataan myöhemmin³³⁸.

LSL 5 § on kokonaisuudessaan ymmärrettävissä *tavoitenormiksi* osana muuta LSL:n tavoitteistoa³³⁹. Kyseistä säännöstä onkin tulkittava tavoitesäännöksenä yhdessä LSL 1 §:n kanssa. Näitä tavoitesäännöksiä ei voida soveltaa itsenäisesti, vaan yhdessä täsmällisempien aineellisten säännösten, kuten LSL 10.2 ja 48.2 §:ien kanssa. LSL 5 ja 1 §:n sääntelytapa muistuttaa tässä suhteessa

³³⁴ Ks. esimerkiksi luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohta.

³³⁵ Ks. Kallio 2001 s. 66, 68–69, Similä 1997 s. 41 ja myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 69.

³³⁶ Ks. Kallio 2001 s. 27 ja 55.

³³⁷ Ks. navigointitoiminnosta jakso 4.4.2.

³³⁸ Ks. jakso 5.4.1.

³³⁹ Biologisen monimuotoisuuden turvaamista tämentävänä oikeudellisena tavoitteena suotuisa suojelutaso on varsinaisesti LSL 5.1 §:ssä. Käsitteenä se määritellään tarkemmin LSL 5.2–5.3 §:ssä, mutta LSL 5 §:ssä on kokonaisuutena kysymys tavoitenormista. (Ks. myös Kallio 2001 s. 63.)

luontodirektiivin 2 artiklan 1 ja 2 kohtia.³⁴⁰ Jälkimmäisiä tavoitesäännöksiä täydentävät luontodirektiivin 2 artiklan 3 kohdan tavoitteet.

LSL:n tavoitteena on sen 1 §:n nojalla:

- ”1) luonnon monimuotoisuuden ylläpitäminen;
- 2) luonnonkauneuden ja maisema-arvojen vaaliminen;
- 3) luonnonvarojen ja luonnonympäristön kestävä käytön tukeminen;
- 4) luonnontuntemuksen ja yleisen luonnonharrastuksen lisääminen; sekä
- 5) luonnontutkimuksen edistäminen.”

LSL 5.1 §:n nojalla näiden ”tavoitteiden saavuttamiseksi luonnonsuojelussa on tähdättävä maamme luontotyyppien ja luonnonvaraisten eliölaajien suotuisan suojelutason saavuttamiseen ja säilyttämiseen.”

Luontodirektiivin 2 artiklan 1 ja 2 kohdan nojalla ”tavoitteena on edistää luonnon monimuotoisuuden säilymistä suojelemalla³⁴¹ luontotyyppejä ja luonnonvaraista eläimistöä ja kasvistoa jäsenvaltioiden sillä Euroopassa olevalla alueella, jossa perustamissopimusta sovelletaan. Tämän direktiivin mukaisesti toteutetuilla toimenpiteillä pyritään varmistamaan yhteisön tärkeänä pitämien luontotyyppien ja luonnonvaraisen eläin- ja kasvilajien suotuisan suojelun tason säilyttäminen tai sen ennalleen saattaminen.” Samalla ”direktiivin mukaisesti toteutetuilla toimenpiteillä otetaan huomioon taloudelliset, sosiaaliset ja sivistykselliset vaatimukset sekä alueelliset ja paikalliset erityispiirteet”³⁴².

Luontodirektiivin 2 artiklan 2 kohdan *tavoitenormina* suotuisa suojelutaso asettaa direktiivin tarkoituksen, jonka toteuttamiseen pyritään viime kädessä kansallisin säännöksin. Luontodirektiivin 2 artiklan tavoitesäännökset on otettava huomioon muun muassa luontodirektiivin 16 artiklan tarkoittamassa harkinnassa eli käytännössä esimerkiksi LSL 49.2 ja 49.3 §:ää ja MetsästysA 28.1 §:ää sovellettaessa. Myös luontodirektiivin 3 artiklan 1 kohdassa tarkoitettu suotuisa suojelutaso *velvoittaa jäsenvaltioita lopputulokseltaan*. Tämä artiklan mukaan Natura 2000 -verkoston avulla on varmistettava liitteessä I lueteltujen luontotyyppien ja liitteessä II lueteltujen lajien elinympäristöjen ”suotuisan suojelun tason säilyttäminen tai tarvittaessa ennalleen saattaminen niiden luontaisella levinneisyysalueella”. Tämä velvoittavuus kohdentuu jäsenvaltioihin siinä suhteessa kuin niiden alueella esiintyy kyseisiä luontotyyppejä ja lajien elinympäristöjä³⁴³. Keskeisinä luontodirektiivin 2 artiklan ja 3 artiklan 1 kohdan tavoitteiden toteuttamiskeinoina ovat siis LSL 64 §:n tarkoittamien Natura 2000 -verkoston alueiden perustaminen, LSL 68 §:n nojalla niiden suojelun toteutta-

³⁴⁰ Ks. Similä 1997 s. 38.

³⁴¹ Luontodirektiivin 1 artiklan a kohdan nojalla suojelulla tarkoitetaan ”toimenpidkokonaisuutta, jota luontotyyppien ja luonnonvaraisten eläin- ja kasvikantojen suotuisan suojelun tason säilyttäminen tai ennalleen saattaminen e ja i kohdan merkityksessä edellyttää”.

³⁴² Ks. luontodirektiivin 2 artiklan 3 kohta.

³⁴³ Ks. luontodirektiivin 3 artiklan 2 kohdan 1 virke.

minen sekä muun muassa LSL 65 ja 66 §:n turvaamismekanismin avulla niiden suojelun ylläpitäminen³⁴⁴.

Suotuisan suojelutason saavuttaminen edellyttää, että tiettyjen lajien ja luontotyyppien³⁴⁵ suojelutasot tunnistetaan *ekologisena tosiasiatilana* ja niille asetetaan *ekologiset tavoitteet* (määrälliset ja/tai laadulliset) tilanteesta riippuen joko EY:n tai Suomen mittakaavassa. Kallion mukaan ”on löydettävä ja operationalisoitava suojelutason suotuisuudelle olennaiset ekologiset tekijät ja tähän vaikuttavat prosessit, jotta käsitteen rooli oikeudellisena tavoitteena voisi toimia”³⁴⁶. Näiden ekologisten tosiseikkojen tulisikin kytkeytyä suotuisan suojelutason konseptioon siten, että tämä konseptio voisi tarvittaessa ohjaavana mekanismina tukea oikeudellista päätöksentekoa ja muuta toimintaa. Toisaalta konseptin avulla ekologisen kokonaistilanteen tulisi pysyä sellaisena, että tiettyjen luontotyyppien ja lajien elinolosuhteiden säilyminen ei ole uhattuna pitkällä aikavälillä, riippumatta siitä mitkä yksittäiset tekijät niitä uhkaavat. Tarvitaan siis erilaisia ekologisia standardeja ja muita oikeudellisia harkinta- ja arviointikriteerejä suotuisan suojelutason tavoitteen saavuttamiseksi. Kyse on siis myös suotuisan suojelutason *ekologisten tavoitteiden operationalisoinnista oikeudellisin mekanismein*.³⁴⁷

Suojelutason suotuisuus voidaan muotoilla standardin osana sanalliseksi määräykseksi, jolloin se toimii *yhtenä harkinta- tai ratkaisukriteerinä päätöksenteossa*. Suotuisa suojelutaso on yleisenä toimenpiteiden arviointikriteerinä sisällöllisesti jatkuvasti muuttuva. Tässä suhteessa se muistuttaa parhaan käytökelpoisen tekniikan kriteeriä. Suotuisan suojelutason taustalla on ymmärrys luonnon kestokyvyn rajallisuudesta ja pyrkimys kestokyvyn rajan määrittämiseen. Suotuisa suojelutaso muistuttaakin tavoitteeltaan kriittistä kuormitusta, sillä molemmissa pyritään määrittämään luonnolle ekologisesti kestävä vaikutustaso. Kriittisessä kuormituksessa tämä voidaan tehdä numeerisesti, suotuissa suojelutasossa lähinnä sanallisesti.³⁴⁸ Suotuisa suojelutaso voidaan täsmentää oikeudelliseksi standardiksi, mutta yleisenä konseptiona sillä on myös puhtaasti ekologiset ulottuvuutensa. Suojelutason suotuisuus on siten tyypillinen pää-

³⁴⁴ Tähän turvaamismekanismiin palataan tutkimuksen 5 luvussa.

³⁴⁵ Näitä lienevät ainakin luontodirektiivin liitteessä I–V luetellut lajit ja luontotyypit sekä LSL:ssa (29, 38, 42, 46, 47 §) tarkoitetut 1) erityisesti suojeltavat lajit, 2) uhanalaiset lajit, 3) rauhoitetut lajit sekä 4) suojellut luontotyypit.

³⁴⁶ Ks. Kallio 2001 s. 57.

³⁴⁷ Ks. Kallio 2001 s. 108 ja operationalisoinnista myös Westerlund 1997a s. 43–51 ja Kuusiniemi 2001 s. 292–293.

³⁴⁸ Ks. Kuusiniemi 1992 s. 126 ja Kallio 2001 s. 88. Parhaan käytökelpoisen tekniikan (BAT) osalta Kuusiniemi on todennut, että sen numeerinen sisältö vaihtuu ajan myötä tekniikan kehityksen sekä taloudellisten ja sosiaalisten tekijöiden mukaan, ottaen huomioon myös muutokset tieteellisessä tiedossa ja tiedon ymmärtämisessä (ks. Kuusiniemi 1995 s. 260 ja Vihervuori 1998b s. 228). Ks. myös YSL 8 §:n mukaisen pohjaveden pilaamiskiellon ja BAT:in suhteesta ympäristölupaharkinnassa KHO 11.2.2003 T. 294 ATK.

töksenteon johdonmukaisuuteen pyrkivä konkretisointimekanismi, jonka taustalla edellytetään olevan luonnontieteellistä asiantuntemusta.³⁴⁹

Ratkaisukriteerinä suotuisa suojelutaso on muun muassa LSL 10.2 ja 48.2 §:ssä³⁵⁰ sekä MetsästysA 28.1 §:ssä. Näissä säännöksissä luontotyyppin tai eliölajin suotuisa suojelutaso voi toimia vain eräänlaisena *navigoivana ekologisenä tai suojelustandardina*³⁵¹: LSL 10.2 §:n nojalla suotuisan suojelun tason säilyttäminen tai saavuttaminen on yhtenä vaihtoehtoisena edellytyksenä luonnonsuojelualan perustamiselle. Lisäksi LSL 10.2 § ja siten myös suotuisa suojelutaso on oikeudellisesti relevantti ratkaisukriteeri luonnonsuojelualan lunastuksessa³⁵². LSL 48.2 §:n ja MetsästysA 28.1 §:n mukainen suotuisa suojelutaso on yleisenä edellytyksenä poikkeusluvan myöntämiselle³⁵³. Olen-naista näissä kaikissa suotuisan suojelutason soveltamistilanteissa on yksittäistapausta laajempi harkinta. Esimerkiksi yksittäiset poikkeukset eivät saa vähin erin nakertaa lajin suojelutason suotuisuutta koko maassa.

Suotuisan suojelutason käyttämiseen yksittäisessä päätöksessä *pelkkänä suojelustandardina* on suhtauduttava varoen, sillä kyseistä konseptiota ei voida yleensä hyödyntää yksittäisen kohteen ekologisten ominaisuuksien arviointiin eikä se tässä mielessä ole tavanomainen ekologinen laatustandardi. Sen sijaan luontodirektiivin liitteiden I-V mukaisten lajien ja luontotyyppien suojelutason suotuisuutta on lähtökohtaisesti arvioitava EY:n tasolla, ja muiden lajien ja luontotyyppien osalta vastaava tarkastelu on tehtävä Suomen mittakaavassa. Täsmällisemmin sanottuna suotuisan suojelutason konseptio on luonteeltaan *suojelua tai ekologisesti kestävää käyttöä edistävien toimenpiteiden yleisen riittävyyden arviointiin käytettävä kriteeri*, ei yksittäisen kohteen ekologiseen arviointiin käytettävä kriteeri³⁵⁴. Myös tässä merkityksessä suotuisa suojelutaso voi toimia myös *navigoivana säännöksenä*: ellei tietyn lajin tai luontotyyppin suojelutaso ole suotuisa EY:n tai Suomen mittakaavassa, voidaan esimerkiksi suojelutoimenpiteitä tarkistaa muun muassa täsmentämällä alueellisia suojelutavoitteita, muuttamalla säännöksiä (esimerkiksi biodiversiteetin turvaamismekanismieja) tai perustamalla suojelualueita³⁵⁵. Eri asia on, että yksittäisen kohteen ekologinen tila voi tukea tai olla tukematta tietyn lajin tai luontotyyppin suotuisan suojelutason saavuttamista EY:n tai Suomen mittakaavassa. Seuraavassa tarkastellaan lyhyesti, mitä edellä sanottu merkitsee suojelualuetta perustettaessa.

³⁴⁹ Ks. konkretisointimekanismista esimerkiksi Vihervuori 1998b s. 220.

³⁵⁰ Ks. Kallio 2001 s. 63.

³⁵¹ Ks. navigointitoiminnosta tarkemmin jakso 4.4.2.

³⁵² Ks. LSL 52 ja 77 § ja esimerkiksi KHO 22.3.2001 T. 534.

³⁵³ Tosiasiansa jälkimmäisessä tapauksessa tämä seikka ratkaistaan pitkälti siinä vaiheessa, kun maa- ja metsätalousministeriö päättää vuosittaisista pyyntimääräistä.

³⁵⁴ Ks. Kallio 2001 s. 114 ja myös Tolvanen 1998 s. 96–97 ja 131–133.

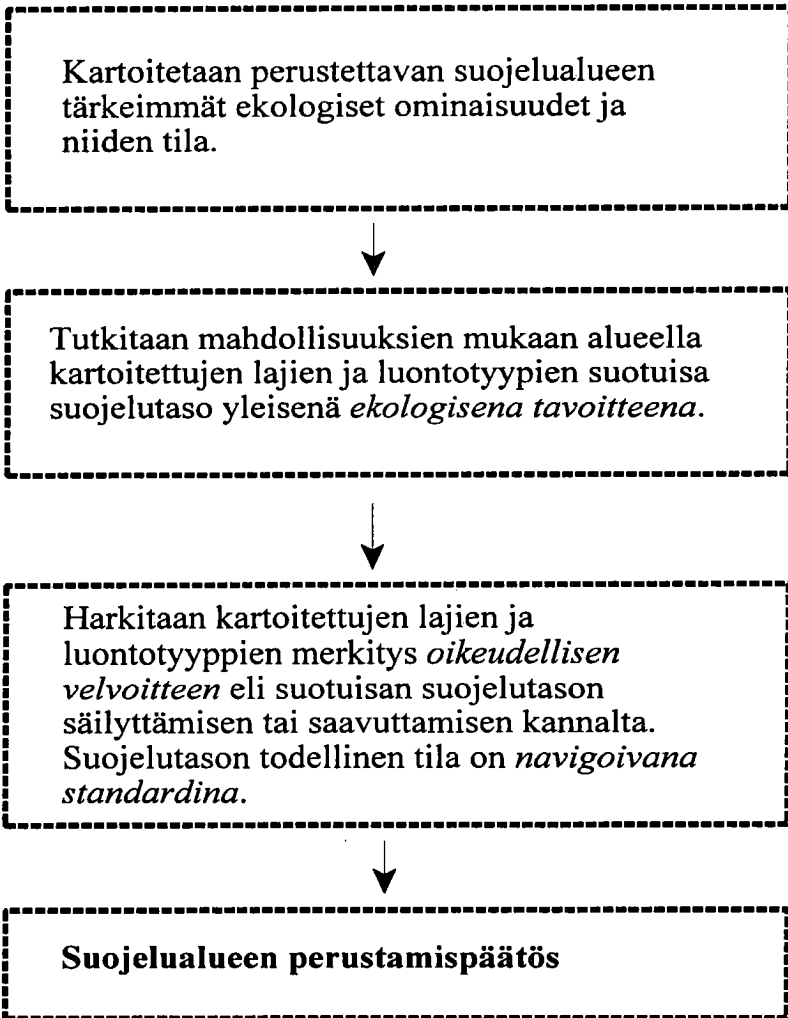
³⁵⁵ Ks. myös Kallio 2001 s. 111.

LSL 10.2 §:n mukaan ”luonnonsuojelun perustamisen yleisenä edellytyksenä on, että:

- 1) alueella elää tai on uhanalainen, harvinainen tai harvinaistuva eliölaji, eliöyhteisö tai ekosysteemi;
- 2) alueella on erikoinen tai harvinainen luonnonmuodostuma;
- 3) alue on erityisen luonnonkaunis;
- 4) alueella on harvinaistuva perinneluontotyyppi;
- 5) luontotyyppin tai eliölajin suotuisan suojelutason säilyttäminen tai saavuttaminen sitä vaatii; tai
- 6) alue on muutoin niin edustava, tyypillinen tai arvokas, että sen suojelu voidaan katsoa luonnon monimuotoisuuden tai kauneuden säilyttämisen kannalta tarpeelliseksi”.

Lähtökohtana LSL 10.2 §:n 5 kohdan harkinnassa on perustettavan suojelun tärkeimpien *ekologisten ominaisuuksien ja niiden tilan kartoittaminen*. Kartoituksen kohteena tulisi olla ainakin suojelualueelle ominaiset 1) erityisesti suojeltavat lajit, 2) uhanalaiset lajit, 3) rauhoitetut lajit sekä 4) suojellut luontotyypit. Tämän jälkeen tutkitaan mahdollisuuksien mukaan kartoitettujen lajien ja luontotyyppien suotuisa suojelutaso *ekologisena tavoitteena* siltä osin kuin kyseessä ovat luontodirektiivien tarkoittamat lajit ja luontotyypit EY:n mittakaavassa ja muilta osin Suomen mittakaavassa. Lopuksi harkitaan kartoitettujen lajien ja luontotyyppien merkitys LSL 10.2 §:n 5 kohdan *oikeudellisen velvoitteen* eli suotuisan suojelutason säilyttämisen tai saavuttamisen kannalta. Kallio kysyy aiheellisesti, miten voidaan osoittaa, että suojelutason suotuisuus edellyttää tietyn nimienomaisen alueen suojelua³⁵⁶. Tähän voidaan vastata pragmaattisesti, että suojelun perustamisedellytykset ovat olemassa, jos perustettavalta suojelualueelta löydetään laji tai luontotyyppi, jonka ekologinen tila ei esimerkiksi Suomen mittakaavassa ole suotuisa. Tämän lajin tai luontotyyppin suojelutason tila on *navigointistandardi*, jota noudatetaan perustamispäätöksen ratkaisukriteerinä pohdittaessa suojelutason suotuisuuden säilyttämis- tai saavuttamisvaatimusta. Oikeudellisesti asia ei toki ole näin yksinkertainen, vaan arviointikriteerit, joilla lajin tai luontotyyppin suotuisuus on Suomen mittakaavassa ratkaistu, tulevat LSL 10.2 §:n 5 kohdan myötä oikeudellisesti harkittaviksi. Tällöin oikeudellisessa harkinnassa on edellä kuvatuin tavoin lähtökohtana LSL 5 §:n määritelmät, joita on kuitenkin tulkittava luontodirektiivin 1 artiklan e ja i kohtien määritelmien mukaisesti. Mikäli tämä johtaisi normiristiriitaan, ratkaisu suojelun perustamisesta tehdään luontodirektiivin määritelmien pohjalta. Tässä on kuitenkin huomattava, että suotuisan suojelutason säilyttäminen tai saavuttaminen on vain yksi vaihtoehtoinen suojelun perustamisedellytys, joten perustettavan suojelun ekologisia ominaisuuksia kartoitettaessa on kiinnitettävä huomiota myös muihin suojeluarvoihin, esimerkiksi alueen esteettisiin ominaisuuksiin.

³⁵⁶ Ks. Kallio 2001 s. 129.



Kuvio 12: Suotuisa suojelutaso suojelualuetta perustettaessa.

Muita konsepteja. *Ekologinen riippuvuus* merkitsee sitä, ettei yksikään vesistö tai maa-alue ole ekologisesti eristyksissä toisista alueista. Eräs sovellutus ekologisesta riippuvuudesta on kirjattu Ramsarin sopimukseen³⁵⁷. Ekologisen riippuvuuden vuoksi biodiversiteettiä koskeissa päätöksissä ei voida pitää

³⁵⁷ ”Tässä yleissopimuksessa vesilinnuilla tarkoitetaan vesiperäisistä maista ekologisesti riippuvaisia lintuja” (Ramsarin sopimuksen 1 artiklan 2 kohta.).

rajatun alueen tarkastelussa. Esimerkiksi yhden omistajan suorittama avohakkuu ei vielä välttämättä vähennä peruuttamattomasti luontaisten lajien määrää metsässä, mutta useamman omistajan toimeenpanemat avohakkuut toistensa lähialueilla voivat sen kyllä tehdä. Siten ekologisen riippuvuuden vuoksi vähintäänkin toistensa lähialueilta tulevia metsänkäyttöilmoituksia tulisi arvioida mahdollisuuksien mukaan kokonaisuuksina. Myös pilaamisen torjunnassa ekologinen riippuvuus jää tavallisesti huomioon ottamatta, sillä ympäristönsuojelussa keskitytään päästöjen sääntelyyn, mutta ei sen sijaan oteta huomioon, mitä immissioiden aiheuttamat ympäristötuhot (esimerkiksi eläinlajien kuolema) tietyllä alueella merkitsevät ekologisesti toisille alueille.³⁵⁸

Myös *ekosysteemin osien luokittelu* eri käsitteiden avulla, esimerkiksi erityisesti suojeltaviin, vaarantuneisiin, silmällä pidettäviin, uhanalaisiin tai rauhoitettuihin lajeihin taikka suojeltaviin luontotyyppeihin tai erityisen tärkeisiin elinympäristöihin, viestittää kyseisen luonnon osan ekologisesta statuksesta. Tämä status siirretään näiden käsitteiden avulla oikeudelliseen harkintaan ja käyttäytymiseen tarkoituksena saavuttaa tietty suojelu tai muu biodiversiteetin osien turvaamistarkoitus. Näihin konseptioihin tukeutuen voidaan ehkä tulevaisuudessa täsmentää ja kehittää ekologistia standardeja.³⁵⁹

4.5 OHJAUKSEN TOTEUTUMINEN

Biodiversiteetin turvaamistavoitteen saavuttaminen edellyttää turvaamisperiaattein ja -mekanismein tapahtuvaa tavoitteen operationalisointia eli oikeudellista ohjausta. Ohjauksen toteuttamisen (toimeenpanon) ja kaiken kaikkiaan täytäntöönpanon tulisi olla *riittävän tehokasta* biodiversiteetin turvaamistavoitteiden saavuttamiseksi käytännössä. Oikeudellisen toimeenpanon tehokkuus muodostaa perustan turvaamistavoitteen ja siten biodiversiteettioikeudellisen ohjauksen tosiasialliselle toteutumiselle. Tavoitteen täytäntöönpano on kuitenkin muutakin kuin oikeudellista ohjausta. Ohjauksen toteutuminen on viime kädessä kiinni biodiversiteetin turvaamistavoitteen täytäntöönpanon tehokkuudesta kokonaisuudessaan.

Täytäntöönpanoa ovat kaikki muutkin kuin oikeudelliset toimet, joilla pyritään biodiversiteetin turvaamistavoitteen saavuttamiseen. Nämä tavoitteet voivat täsmentyä esimerkiksi strategioihin. Strategiat pannaan täytäntöön

³⁵⁸ Ks. Westerlund 1998 s. 6–7. Esimerkkinä vahingon kumuloitumisesta ekologisesti toisistaan riippuvissa eliöyhteisöissä mainittakoon Romaniassa keväällä 2000 sattuneen kaivosonnettomuuden syanidipäästö, joka aiheutti merkittäviä tuhoja Unkarin läpi virtaavan Tisza-joen kalakannalle. Paitsi että onnettomuus tuhosi paikallisten kalastajien elinkeinon, onnettomuuden vaikutusten arveltiin muuttolintujen kuoleminen myötä tuntuvan aina Suomessa asti.

³⁵⁹ Ks. myös jaksot 2.1.3 ja 2.1.5.

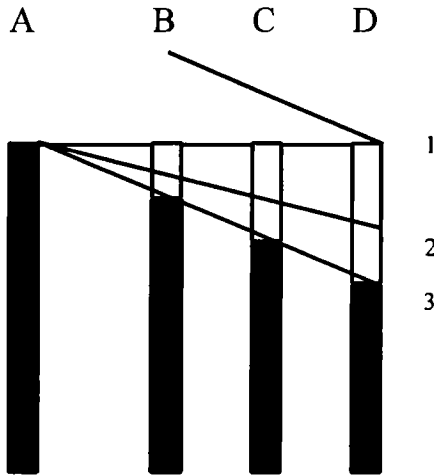
instrumentteihin ja standardeihin sisältyvien normien avulla. Varsinaista toimeenpanoa ovat oikeudelliset toimet eli muun muassa lain edellyttämät biodiversiteetin muutosten ja siihen kohdistuvien toimien ja niiden vaikutusten seurantatoimet, yksityisen ja julkisen sektorin valvontatoimet, sopimusten toimeenpanemiset, lunastusten toimeenpanemiset, korvausten määräämiset vahingoista ja menetyksistä, hallinnollisten pakkokeinojen käyttötoimet sekä rangaistusten toimeenpanemiset. Instrumentteihin ja standardeihin sisältyvät säännökset siten pääsääntöisesti toimeenpannaan. Toimeenpano sisältyy tässä mielessä täytäntöönpanoon.³⁶⁰

Täytäntöönpanon tehokkuus heikkenee aina, kun biodiversiteettioikeuden tavoitteet muutetaan oikeudelliseksi ohjaukseksi ja lopulta konkreettiseksi toiminnaksi³⁶¹. Nämä *täytäntöönpanon hävikit* tulisi ottaa huomioon kehitettäessä biodiversiteetin oikeudellisia turvaamismekanismeja. Täytäntöönpanohävikin on alunperin kuvannut Westerlund oheista vastaavalla kuviolla. Kuviossa A:ta voidaan pitää esimerkiksi biodiversiteetin turvaamistavoitteena, B:tä tavoitetta toteuttavina oikeusnormeina, C:tä normien toimeenpanona ja D:tä täytäntöönpanon lopputuloksena. Viivat 1 ja 3 kuvaavat normien asettamisessa huomioon otettavaa *täytäntöönpanovajetta*. Hävikkiä syntyy eri vaiheissa. Mustat palkit kuvaavat täytäntöönpanon onnistumista näissä vaiheissa. Viiva 2 kuvaa esimerkiksi navigointistandardina käytettävän suotuisan suojelutason vaikutusta täytäntöönpanovajeen vähentämisessä.³⁶² Tässä kuviossa tarkoitettavat normit voivat olla käytettävissä olevia oikeusperiaatteita tai -säännöksiä. Ohjausmekanismit sijoittuvat kuviossa siten, että A-tavoitteet asetetaan strategioissa ja erityisesti säädetyt B-normit sisältyvät soveltuvilta osin instrumentteihin tai standardeihin.

³⁶⁰ Ks. täytäntöönpanosta ja toimeenpanosta (toteuttamisesta) myös Westerlund 1997a s. 52–53, Westerlund 1997b s. 259 ja Kallio 2001 s. 90. Westerlund käyttää ympäristön laatunormien yhteydessä täytäntöönpano-termiä (ruots. genomförande, engl. implementation), koska ympäristön laatunormeja ei kohdenneta yksittäisiin tahoihin, joiden osalta laatunormit toimeenpantaisiin (ruots. genomdrivande, engl. enforcement). Tämän ajattelun mukaan laatunormit operationalisoidaan esimerkiksi päästönormein, jotka voidaan toimeenpanna. (Ks. Westerlund 1997a s. 53–54.) Tämä näkökohta on ymmärrettävä, jos laatunormit ymmärretään lähinnä tavoitenormeina. Toisaalta myös laatunormit voivat sisältää raja-arvoja. Esimerkiksi Helsingin kaupunki tosiasiassa toimeenpanee ilmanlaadun raja-arvot YSL 102 §:n nojalla rajoittamalla yksityisautoilua raja-arvojen ylittyessä. Selkeyden vuoksi luokittelisinkin kaikki laatunormit standardeiksi ja puhuisin tässä yhteydessä niiden toimeenpanosta.

³⁶¹ Ks. myös Westerlund 1997b s. 260.

³⁶² Ks. Westerlund 1997a s. 54–59 ja Kallio 2001 s. 90–93. Westerlundin (1997a s. 54) käyttämä avaintermi on sanataarkasti käännettynä ”täytäntöönpanovaje” (genomförandeunderskott). Tämän termin rinnalla käytän suomenkielistä ”täytäntöönpanon hävikki” -käsitettä, joka havainnollistaa paremmin eri vaiheista koostuvaa vajetta.



Kuvio 13: Täytöntöönpanon hävikit.

Ohjauksen toteuttamiseksi tulisi pyrkiä ohjausmekanismien sisäiseen koherenssiin. Jos ohjausmekanismi sisältää heikosti yhteen sopivia tai jopa ristiriitaisia normeja, biodiversiteetin turvaamistavoite voi vesittyä toimeenpanon aikana. Tyypillinen esimerkki tällaisesta normien yhteensopimattomuudesta on Metsäl 11 §:n poikkeus erityisen tärkeiden elinympäristöjen turvaamisesta. Metsäl 10.1 §:n nojalla metsien biologiselle monimuotoisuudelle ominaisten elinympäristöjen turvaaminen on ohjauksella pääsääntöisesti tavoiteltua käyttäytymistä. Näistä erityisen tärkeitä ”luonnontilaisia tai luonnontilaisen kaltaisia sekä ympäristöstään selvästi erottuvia” elinympäristöjä koskevat hoito- ja käyttötoimenpiteet on tehtävä Metsäl 10.3 §:n nojalla elinympäristöjen ominaispiirteet säilyttävällä tavalla. Tämän velvoitteen Metsäl 11 §:ssä määritelty poikkeuslupanormi ei kuitenkaan mahdollista suojelunäkökohtien huomioon ottamista poikkeuslupaharkinnassa, joten suojeluarvot voidaan sivuuttaa, ellei hakija syystä tai toisesta saa ympäristötukea tai eräistä muista puhtaasti taloudellisista syistä³⁶³. Käytännössä tämä voi merkitä poikkeusluvan säännönmukaista myöntämistä ja elinympäristöjen turvaamisen toteutumatta jäämistä. *Ohjausmekanismien sisäiset ristiriidat saattavat siten tosiasiallisesti estää turvaamistavoitteiden toteutumisen varsinkin silloin, kun oikeusjärjestyksen ristiriitaiset ainekset pyrkivät vahvistamaan muiden kuin biodiversiteetin turvaamistavoitteiden toteutumista toiminnan ohjauksessa*³⁶⁴.

³⁶³ Ks. tarkemmin jakso 5.4.2.

³⁶⁴ Ks. oikeusjärjestyksen ristiriidoista biodiversiteetin suojelussa esimerkiksi Kuusiniemi 2001 ja erityisesti s. 163 sekä jakso 3.2.2.

5 Biodiversiteettioikeuden soveltaminen – esimerkkinä instrumentit

5.1 LÄHTÖKOHDAT

Biodiversiteetin turvaamiseen voidaan käyttää erilaisia oikeudellisia instrumentteja. Voimassa olevat instrumentit saattavat kuitenkin sisältää erilaisia normitason rakenteellisia ongelmia. Myös yhteensopimattomuus muiden instrumenttien kanssa voi estää turvaamistavoitteiden toteutumisen. Voidaankin aiheellisesti etsiä vastausta kahteen kysymykseen: 1) *Mahdollistavatko voimassa oleviin instrumentteihin sisältyvät oikeusnormit biodiversiteetin turvaamisen siten, kuin edellä luvuissa 3 ja 4 on kuvattu, sekä 2) mahdollistavatko voimassa olevat säännökset näiden instrumenttien toimimisen strategioiden ja standardien ohella biodiversiteettiä turvaavina mekanismeina*¹? Instrumentteja analysoimalla testaan biodiversiteettioikeuden systeemiä ja sen soveltamismahdollisuuksia käytännössä.

Biodiversiteettiä turvaavia instrumentteja kehitettäessä vastauksia on haettava oikeuden pintatasosta. Tämän tutkimuksen rajauksia noudattaen esimerkit on valittu joukosta instrumentteja, joilla pyritään biologisten luonnonvarojen kestävään käyttöön pääasiassa varsinaisten suojelualueiden ulkopuolella². Tällaisia instrumentteja ovat muun muassa ympäristövaikutusten arviointi, ympäristön käytön ennakoivalvonta – lähinnä luvat ja ilmoitukset – sekä ympäristötuet. Näillä instrumenteilla ohjataan uusiutuvien luonnonvarojen käyttöä muun muassa riista-, maa- ja metsätaloudessa. Jäljempänä tässä luvussa kuvattavat esimerkit on otettu ennen kaikkea Natura 2000 -suojelusta, suurpetojen pyyntiluvista ja kiintiöpyynnistä, metsien avainbiotooppien turvaamisesta sekä met-

¹ Biodiversiteettiä turvaavat mekanismit (strategiat, instrumentit ja standardit) yhdistyvät toisiinsa eri tavoin eikä niitä voida käytännössä aina selkeästi erottaa toisistaan. Kun tässä jaksossa analysoidaan valittuja instrumentteja, pyritään samalla ottamaan huomioon strategioiden ja standardien merkitys näiden instrumenttien kannalta ja niiden yhteys kunkin instrumentin biodiversiteettiä turvaaviin säännöksiin (ks. myös jakso 4.3.1).

² Käytännössä rajanveto ei ole ainakaan ekologisesta näkökulmasta selkeä. Tarkasteltavista instrumenteista Natura 2000 -alueiden turvaamismekanismi koskee tiettyjä hankkeita ja suunnitelmia sekä kyseisellä alueella että sen ulkopuolella. Mikäli Natura 2000 -alueiden luontoarvojen suojelu toteutetaan LSL 3 luvun aluesuojeluna, turvaamismekanismi voi käytännössä koskea lähinnä suojelualueiden ulkopuolisia hankkeita, sillä kyseisen lain mukainen suojelu saattaa estää pienehkötkin ympäristömuutokset itse alueella (ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 1021). Ks. suojelun alueellisesta ulottuvuudesta tarkemmin esimerkiksi Vihervuori 2000 s. 363–368.

sätälouden ympäristötuesta. Laajemmat ekskurssit³ suoritetaan instrumenttien käynnistymiskynnykseen (jakso 5.2.1), tiedon kokoamiseen ja välittymiseen instrumentteihin liittyvissä menettelyissä (jakso 5.3.3) sekä toimi- ja harkintavaltaan instrumentteja koskevassa päätöksenteossa (jaksot 5.4.2 ja 5.4.3). Näiden yksittäisten esimerkkien ja ekskurssien havainnoilla pyritään kehittämään instrumentteja koskevaa teoriaa.

	Ympäristövaikutusten arviointi	Käyttöä ohjaavat luvat	Käyttöä ohjaavat ilmoitukset	Ympäristötuet
Riistatalous		x	x (kiintiömetsästys)	
Metsätalous	x	x	x	x
Maatalous	x	x		x

Taulukko 4: Analysoitavat instrumentit riista-, metsä- ja maataloudessa.

Instrumenttien analysointi tapahtuu normitasolla kriittisesti, biodiversiteetin turvaamisnäkökulmaa korostavan lainopin keinoin. Biodiversiteettiä ja sen turvaamista katsotaan abstrahoiden, ikään kuin päätöksentekijän tai muun lain tulkitsijan käyttämien oikeudellisten silmälasien läpi. Esimerkkeinä olevien instrumenttien normikimpuista koostuva rakenne on siis yksityiskohtaisemman analyysin kohteena samalla, kun pyritään yleisemmin biodiversiteettioikeuden instrumenttien kehittämiseen.

Biodiversiteettiä turvaavien instrumenttien käynnistymisen voidaan olettaa kytkeytyvän jollakin tavoin luonnonolosuhteisiin. Tätä oletusta on syytä analysoida tarkemmin esimerkeiksi valittujen instrumenttien pohjalta. Käynnistymisen ohella testataan instrumentin menettelynormeihin kytkeytyvää osallistumista sekä ympäristötiedon saatavuutta, kokoamista ja välittymistä.⁴ Instrumentit sisältävät usein joustavia sisältönormeja, jotka jättävät harkintavaltaa biodiversiteettiä koskevalle päätöksentekijälle tai sellaiselle julkisoikeudelliselle toimijalle, esimerkiksi ympäristötukisopimuksia tekeväälle viranomaiselle⁵. Tarkoitus onkin selvittää myös instrumenttien sisältönormeihin kytkeytyvää päätöksentekoa ja mahdollisia päätöksentekoa ohjaavia periaatteita koske-

³ Ekskurssilla tarkoitan tiettyjä asiakohtia täsmentävää ja syventävää selvitystyötä. Tässä mielessä ne ovat syventäviä poikkeamia käsiteltävänä olevasta yleisestä biodiversiteettioikeuden soveltamista koskevasta aiheesta. (Ks. myös Otavan uusi sivistyssanakirja, Keuruu 1991, s. 172.)

⁴ Tässä suhteessa on säännösten ohella annettava merkitystä hallinnon menettelyllisille periaatteille (ks. myös jakso 4.2.3).

⁵ Tätä harkinnanvaraa kuitenkin rajaavat sekä hallinto-oikeudelliset että ympäristöoikeudelliset, tarkemmin biodiversiteettioikeudelliset, periaatteet (ks. myös jaksot 4.2.2 ja 4.2.3).

via ristiriitoja⁶. Lisäksi esimerkkien avulla analysoidaan, miten biodiversiteetin turvaaminen varmistettu normitasolla. Näin ollen 5 luvun tutkimustehtävä jakautuu seuraaviin otsikoihin:

1) Biodiversiteetin turvaamiskynnys (5.2)	– instrumenttien käynnistymiskynnys
2) Biodiversiteetin turvaamismenettely (5.3)	– instrumentteihin liittyvään menettelyyn osallistuminen ja osalliset sekä tietojen saataavuus, kokoaminen ja välittyminen
3) Biodiversiteetin turvaamispäätös (5.4)	– instrumentteihin liittyvät päätökset, erityisesti toimi- ja harkintavalta
4) Biodiversiteetin turvaamisen varmistaminen (5.5)	– instrumenttien kattavuus ja turvaamisen varmistamiskeinot

Taulukko 5: Otsikot ja niihin peilaavat asiakysymykset.

5.2 BIODIVERSITEETIN TURVAAMISKYNNYS

5.2.1 Instrumenttien käynnistymiskynnys

Käynnistymisen tyypitilanteet. Käytännössä biologisten luonnonvarojen käytön ohjauksen kynnys vaihtelee erilaisten tosiseikkojen vuoksi. Ympäristövaikutusten arviointi-, ennakoivalvonta- ja ympäristötukimenettely voivat käynnistyä vain, mikäli tosiseikat edellyttävät käynnistymistä samalla, kun otetaan huomioon lain mukaiset ohjausmekanismin tavoitteet ja tarkoitus. Käynnistymiskynnyksen harkintaan vaikuttaa tarkoitussidonnaisuuden periaatteen mukaisesti ohjauksen tarkoitus (yleinen harkintaperuste). Erityiset lain mukaiset perusteet (erityiset harkintaperusteet) saattavat yleisten harkintaperusteiden lisäksi säännellä suoraan turvausmekanismin käynnistymiskynnystä tai välillisesti käynnistymiskynnukseen liittyvää päätöksentekoa. Erityisiä harkintaperusteita kuvataan tarkemmin seuraavissa *käynnistymisen tyypitilanteissa*.

Instrumentit voidaan tyypitellä käynnistymiskynnyksen osalta viiteen ryhmään, jotka tosin saattavat limittyä joissakin turvausmekanismeissa⁷. Vaikka

⁶ Ks. biodiversiteetin suojelusta ja oikeusjärjestyksen ristiriidoista tarkemmin Kuusiniemi 2001 ja erityisesti s. 162–165. Ks. myös jakso 3.2.

⁷ Esimerkiksi suurhankkeiden ympäristövaikutusten arviointi voidaan ratkaista hankelistan perusteella (ryhmä 3) tai harkinnanvaraisesti omassa menettelyssään (ryhmä 5). Muitakin vastaavia kytköksiä eri ryhmien välillä voidaan löytää.

jako ei ole täysin yksiselitteinen, sitä voidaan käyttää tukena valittaessa biodiversiteetin turvaamisen kannalta asianmukaisinta instrumenttia.

Ensimmäisen ryhmän muodostavat instrumentit, jotka *käynnistyvät suoraan lain nojalla tietyissä toimissa*. Nämä instrumentit eivät sisällä erityisiä biodiversiteetin turvaamiseen liittyviä käynnistymiskynnyksiä. Tällainen instrumentti on esimerkiksi kaavojen ympäristövaikutusten arviointi.

Kaavoja laadittaessa on aina selvitettävä suunnitelman toteutumisen ympäristövaikutukset. Tätä selvittämismuotoa kuitenkin lieventävät tarkoituksenmukaisuusseikat. Kaavan ympäristövaikutukset onkin selvitettävä yleisesti ottaen vain tarpeellisessa määrin, mutta esimerkiksi LSL 65.1 §:n erityissännös saattaa tuoda tähän pääsääntöön täsmennyksiä. Pääsäännön mukainen kaavan vaikutusten selvittämisharkinta poikkeaa YVAL 4 §:n mukaisesta hankkeiden arviointikynnyksen harkinnasta, sillä kaavoituksessa kysymys arvioinnin tarpeesta muuttuu kysymykseksi arvioinnin tarpeellisuudesta ja tarkkuudesta.⁸ Tältä osin kaavan toteutumisen ympäristövaikutusten arviointi käynnistyy periaatteessa myös useammin kuin SYVA-direktiivin 3 artiklan minimivaatimuksissa edellytetään⁹. Suomessa kaavasta ei tarvitse aiheutua todennäköisesti merkittäviä ympäristövaikutuksia ennen kuin kaava arvioidaan, vaan kaavat on määritelty suunnitelmatyypiksi, jotka on lähtökohtaisesti aina arvioitava.

Toisen ryhmän muodostavat ohjausmekanismit, joiden *käyttämistä on suoraan lain nojalla rajoitettu alueellisesti, määrällisesti, laadullisesti ja/tai ajallisesti taikka tiettyjen käyttömuotojen osalta*. Näiden ohjausmekanismien käynnistymiskynnys liittyy tavalla tai toisella biodiversiteetin suojelemiseen, kuten MetsästysL 10.2 §:n mukainen pyynnin rajoittamistarve liittyy riistaeläimen kannan vaarantumiseen. Näissä ohjausmekanismeissa lainsäätäjä on tosiasiallisesti ratkaissut käytönohjauksen käynnistymiskynnyksen. Esimerkistä käy karhujen rauhoitus ja siitä poikkeaminen tietynä aikana kiintiömetsästyksellä.

⁸ Ks. MRL 9.1 §.

⁹ SYVA-direktiivin tarkoitus on edistää muun muassa Rion sopimuksen 14 artiklan 1 kohdan b alakohdan toteutumista. SYVA-direktiivin 3 artiklan 2 kohdan perusteella ympäristövaikutusten arviointi on tehtävä kaikista kaavoista, joissa vahvistetaan puitteet YVA-direktiivin (85/337/ETY) liitteessä I ja II luettujen tulevien hankkeiden lupa- tai hyväksymispäätöksille tai joiden on katsottu edellyttävän luontodirektiivin (92/43/ETY) 6 tai 7 artiklan mukaista arviointia. Kyseisistä maankäyttösuunnitelmista sellaisten kaavojen, joissa määritellään pienten alueiden käyttö paikallisella tasolla, sekä sellaisten kaavojen vähäisten muutosten osalta edellytetään arviointia ainoastaan, jos jäsenvaltiot määrittelevät, että niillä on todennäköisesti merkittäviä ympäristövaikutuksia (ks. SYVA-direktiivin 3 artiklan 3 kohta). Myös muiden kuin edellä kuvattujen kaavojen osalta jäsenvaltioiden on määriteltävä, onko niillä todennäköisesti merkittäviä ympäristövaikutuksia (ks. SYVA-direktiivin 3 artiklan 4 kohta). Tämä määrittely tehdään ”joko tapauskohtaisen tarkastelun perusteella tai määrittelemällä suunnitelma- ja ohjelmatyyppejä, taikka molempia keinoja yhdistelemällä” (ks. SYVA-direktiivin 3 artiklan 5 kohdan 1 virke). Tätä määrittelyä varten jäsenvaltioiden on kaikissa tapauksissa otettava huomioon direktiivin liitteessä II vahvistetut asiaankuuluvat perusteet (ks. SYVA-direktiivin 3 artiklan 5 kohdan 2 virke). SYVA-direktiivi on pantava kansallisesti täytäntöön 21.7.2004 mennessä.

Karhujen kiintiömetsästyksen perustan muodostavat MetsästysA 5 §:n nojalla maa- ja metsätalousministeriön määrittelemät kiintiöt, joiden puitteissa karhun pyynti poronhoitoalueilla suoritetaan MetsästysA 28.3 §:n tarkoittamalla tavalla siten kuin kyseisessä 5 §:ssä säädetään. Karhun metsästys poronhoitoalueilla on ilmoitusmenettelyä, joka ei sisällä Lapin riistanhoitopiirin osalta MetsästysA 28.1 §:n edellytysharkintaa. Kiintiömetsästys käynnistyy suoraan MetsästysA 28.2 §:n mukaisen metsästyskauden alkamisella 20.8. sekä päättyy sen jälkeen, kun Lapin riistanhoitopiiri on metsästyskiintiön täytyttyä kieltänyt karhun pyynnin jatkamisen, tai viimeistään, kun metsästyskausi päättyy 31.10. Erillistä pyyntiä koskevaa hakemusta ei tarvita.

Kolmannen ryhmän muodostavat turvaamismekanismit, joiden käynnistyminen linkittyy hankkeisiin, ohjelmiin tai suunnitelmiin, joiden toteuttaminen on biologisten luonnonvarojen käyttöä tai aiheuttaa biodiversiteetin heikentämistä. *Käynnistymiskynnys muodostavat tällöin hanke-, laji- tai luontotyyppi-luettelot, kiellot tai muut erityiset harkintaperusteet*¹⁰. Harkintaperuste kytkeytyy tavalla tai toisella biodiversiteetin turvaamiseen. Harkintaperusteet saattavat sisältää myös joustavia normeja, joista esimerkkinä on ympäristövaikutusten ”merkittävyys”. Tällaisia joustavia harkintaperusteita on toisinaan täsmennetty erilaisin ohjein tai määräyksin (esimerkiksi tarkistus- ja toimenpidelisin, ohjearvoin tai raja-arvoin). Tähän ryhmään kuuluu hyvin erilaisia instrumentteja.

Edellä kuvattuja erityisiä harkintaperusteita käytetään esimerkiksi LSL 65 §:n mukaisessa Natura 2000 -alueita koskevassa hankkeiden ja suunnitelmien ympäristövaikutusten arvioinnissa. Luontodirektiivin 12–15 artiklojen tarkoittama Euroopan yhteisön lajien suojelu pohjautuu puolestaan lajilistaan, ja siitä 16 artiklan nojalla poikkeaminen sisältää erityiset harkintaperusteet. Tähän ryhmään kuuluvat periaatteessa myös Metsäl. 10.3 §:ssä tarkoitettujen erityisen tärkeiden elinympäristöjen suojelu ja siitä Metsäl. 11 §:n nojalla poikkeaminen, vaikka itse poikkeusluparatkaisu ei jätä jälkimmäisen säännöksen perusteella juuri tilaa turvaamisharkinnalle¹¹.

Neljännän ryhmän muodostavat *asianosaisaloitteiset turvaamisinstrumentit*. Näissä hakija tai muu yksityinen taho ratkaisee, haluaako hän käyttää – mahdollisesti korvausta vastaan – turvaamisinstrumenttia. Esimerkiksi suurpetojen pyyntiluvat voidaan nähdä asianosaisaloitteisina instrumentteina. Toisaalta tällaiseen pyyntilupaan liittyy poikkeus rauhoituksesta. Asianosaisen aloitemahdollisuus pyyntiluvan osalta on rajoitettu metsästyskaudelle. Turvaamisinstrumenttina rauhoitus ja pyyntilupa poikkeuksineen muodostavat kokonaisuuden.

¹⁰ Ks. hankelistasta esimerkiksi YVAA 6 §.

¹¹ Näihin ongelmiin palataan jäljempänä tässä jaksossa pohdittaessa instrumentin käynnistymisen merkitystä biodiversiteetin turvaamisen kynnyksenä.

Lainsäädännössä asianosaisen mahdollisuus käyttää instrumenttia on voitu rajoittaa suoraan biodiversiteetin turvaamistarkoituksiin. Tällaisia instrumentteja ovat esimerkiksi metsätalouden ympäristötuet.

Metsäl 3 luvussa on maanomistajille asetettu tietyt vähimmäisvaatimukset biologisen monimuotoisuuden suojelemisesta. Yksittäinen maanomistaja voi kuitenkin ottaa huomioon biologisen monimuotoisuuden ylläpitämisen metsien hoidossa tai niiden käyttöön liittyvissä toimenpiteissä Metsäl:n mukaisia velvoitteita laajemmin taikka laajemmin kuin KMRL 7 §:n nojalla määrätään. Näissä tapauksissa maanomistaja voi hakea ympäristötukea valtion varoista vähäistä suurempien lisäkustannusten ja taloudellisten menetysten rahoittamiseksi.¹²

Viidennen ryhmän muodostavat instrumentit, joiden *käynnistymiskynnys tosiasiassa ratkaistaan niihin liittyvässä, joskin niistä erillisissä hallintomenettelyissä*. Kyseiset instrumentit voivat koskea lähinnä vaikutuksiltaan merkittäviin hankkeiden tai suunnitelmien ohjausta. Esimerkiksi YVAL 4.2 ja 4.3 §:n mukainen harkinnanvaraisten hankkeiden arviointimenettely on tällainen instrumentti. Tämä harkinnanvarainen arviointi voi käynnistyä myös Natura 2000 -alueiden turvaamisen yhteydessä.

Käynnistyminen turvaamiskynnyksenä. *Parhaimmillaan instrumentin käynnistyminen on selkeästi suhteutettu biodiversiteetin turvaamistarpeeseen.* Tässä suhteessa onnistunein instrumentti on Natura 2000 -alueita koskeva ympäristövaikutusten arviointi, jossa on hyvin otettu huomioon biologiseen monimuotoisuuteen kohdistuvien vaikutusten suhde ohjauksen tarpeeseen¹³.

LSL 65 §:n mukainen arviointi käynnistyy yleisesti ottaen aina, kun hanke tai suunnitelma todennäköisesti merkittävästi heikentää Natura 2000 -alueella suojeltuja luonnonarvoja. Myös YVAL 2 luvun arviointimenettely käynnistyy periaatteessa aina, kun hankkeen tai suunnitelman vaikutukset voivat olla merkittävän tai huomattavan haitallisia biologiselle monimuotoisuudelle. Varsinkin jälkimmäisen arviointi-instrumentin käynnistymiskynnys on suhteellisen korkea, koska kynnyksen ylittäminen merkitsee yksityiselle taholle suhteellisen laajaa arviointivollisuutta¹⁴. Kaavojen vaikutusarviointi on puolestaan aina tehtävä tarpeellisessa määrin, joten niiden arvioinnin käynnistymiskynnys on selvästi alempi kuin YVAL 4 §:n tai LSL 65.1 §:n mukaisilla hankkeilla. Tässä yhteydessä biodiversiteetin turvaamisen kannalta ongelmana voi olla lähinnä selvitysten laatu ja niiden huomioon ottaminen kaavoituksessa, ei itse käynnistymiskynnys.

¹² Ks. KMRL 2.3 ja 19.1 § ja MMMp metsätalouden ympäristötuesta 3 §. Maanomistajaan hakijana rinnastetaan maanomistajalta saadun maanvuokraoikeuden, testamenttiin perustuvan käyttöoikeuden, lesken hallinto-oikeuden, eläkeoikeuden tai muun vastaavan oikeuden haltija.

¹³ Tähän esimerkkiin palataan vielä myöhemmin tässä jaksossa, kun ongelmakohdat on ensin tunnistettu.

¹⁴ Tämä on karkea yleistys. Käytännössä tilanteet toki vaihtelevat.

*Analysoiduissa instrumenteissa käynnistymiskynnysten suhde biodiversiteetin turvaamiseen oli heikoimmillaan epämääräinen*¹⁵. Esimerkiksi metsätalouden ympäristötuen käyttöalaa saattaa rajata hakijan kelpoisuus. Avoimeksi biodiversiteetin turvaamisen kannalta jää, voivatko luonnonsuojeluyhdistykset pelkäästään maanomistajan kanssa tekemänsä hoitosopimuksen perusteella saada metsätalouden ympäristötukea toimenpiteisiin, joilla parannetaan metsäluonnon monimuotoisuutta. Ilmeisesti suojeluyhdistykset eivät voi saada tukea, ellei maanomistaja ole hoitosopimuksessa luovuttanut maan hallinta- tai ainakin käyttöoikeutta suojeluyhdistykselle. Myös valtion ympäristötukeen budjettoimien varojen riittämättömyys saattaa tosiasiaassa estää tämän oikeudellisen instrumentin käynnistymisen. Biodiversiteetin turvaamissuhde on muutenkin näiden instrumenttien käynnistymiskynnyksissä selkiytymätön. Seuraavassa on tästä selkiytymättömyydestä annettu kolme esimerkkiä.

1) *Päätöksenteon rajallisten edellytysten vuoksi instrumentin käynnistymistä voi olla vaikeaa suhteuttaa biodiversiteetin turvaamiseen*. Tällainen ongelma muodostuu esimerkiksi metsien avainbiotooppeja turvaavassa instrumenttien yhdistelmässä. Metsänkayttöilmoituksen, poikkeuslupahakemuksen tai mahdollisesti muun tiedustelun myötä metsäkeskuksessa voi metsälain soveltamisesta annetun MMMp 9 §:n mukaisesti tulla harkittavaksi, tarvitseeko tietty metsänkayttötoimenpide Metsäl 11 §:n poikkeuslupaa¹⁶. Varsinainen poikkeuslupaharkinta käynnistyy kuitenkin vain hakemuksesta¹⁷. Poikkeusluvan tarvetta on vaikea suhteuttaa Metsäl 10.3 §:ssä tarkoitettuun avainbiotooppien suojeluun, koska Metsäl 11 §:n poikkeusluvan myöntämisedellytyksillä ei ole selkeää suhdetta näiden biodiversiteetin osien turvaamiseen.

Metsäl 10.3 §:n mukaisesta avainbiotooppien tai erityisen tärkeiden elinympäristöjen suojelusta poikkeaminen vaatii luvan, jos toimenpidettä ei voida suorittaa elinympäristön ominaispiirteet säilyttävällä tavalla. Luvan tarpeen edellytykset ovat sinänsä selkeät. Poikkeusluvan vaativia toimenpiteitä ovat esimerkiksi 1) avohakkuu, 2) kasvupaikalle ominaista kasvillisuutta selvästi vahingoittava maanpinnan käsittely, 3) ojitus, 4) metsätien tekeminen, 5) purojen ja norojen perkaus, 6) kemiallisten torjunta-aineiden käyttö, 7) sellaisten puiden viljely, jotka eivät kuulu Suomen luontaiseen lajistoon, sekä 8) muut metsätalouden toimenpiteet, jotka oleellisesti muuttavat puuston varjostus- ja suojavaikutusta. Toisaalta sallittuja toimenpiteitä ovat yleensä 1) varovaiset hakkuut, 2) yksittäisten puiden kaataminen, 3) yksittäisten kuokkalaikkujen teko, 4) puiden istuttaminen, 5) siementen kylväminen, 6)

¹⁵ Toisin on esimerkiksi VL 1:15:n vesistön muuttamiskiellon osalta. Kielto ei ole ehdoton, vaan pikemminkin harkinnanvarainen lupakynnys, jolla on oma yhteytensä luontoon ja sen monimuotoisuuteen (ks. Vihervuori 1998c s. 11).

¹⁶ Ks. metsänkayttöilmoituksen sisällöstä esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 567.

¹⁷ Tämä kuvastuu käytännössä esimerkiksi siitä, että Metsäl:n voimaantulon ensimmäisenä viitenä kuukautena poikkeuslupahakemusten määrä oli selvästi odotettua pienempi (ks. esimerkiksi Pappila 1998 s. 167).

puutavaran kuljetus maanpinnan ollessa jäässä tai lumen peittämänä sekä 7) muut toimenpiteet, jotka eivät vahingoita elinympäristön ominaispiirteitä. Se, ovatko muut kuin edellä tarkoitetut toimenpiteet sallittuja vai kiellettyjä, on poikkeuslupaharkinnassa selvittävä tapauskohtaisesti.¹⁸ Poikkeuslupamenettelyn käynnistymiskynnys on siis viime kädessä metsäkeskuksen joustavan normin tulkintaan perustuva asia ja tässä mielessä harkinnanvarainen.

Metsäl 1 §:n tavoite metsäluonnon monimuotoisuuden säilyttämisestä täsmentyy Metsäl 10 §:n mukaisten elinympäristöjen suojelussa, joten Metsäl 11 §:n poikkeuslupan tarvetta harkittaessa voitaisiin joustavan normin tulkinnassa lähtökohtaisesti hyödyntää biodiversiteettioikeudellisia strategioita ja periaatteita¹⁹. Erityisesti Metsäl 1 §:ssä mainitut kestävä käytön ja biologisen monimuotoisuuden säilyttämisen periaatteet tukisivat lähtökohtaisesti alhaista luvan käynnistymiskynnystä, jotta avainbiotoopin ominaispiirteitä ei vahingossakaan tuhottaisi. Poikkeuslupainstrumentissa olisikin perusteltua käyttää alhaista käynnistymiskynnystä, kun vielä otetaan huomioon PerustusL 20.1 §:n tarkoittamien vastuunäkökohtien tulkintavaikutus, ellei instrumentin varsinaisiin Metsäl 11 §:n mukaisiin luvan myöntämisen edellytyksiin liittyisi merkittäviä ongelmia biodiversiteetin turvaamisen kannalta. Nämä ongelmat kääntävät tilanteen päinvastaiseksi. Jos Metsäl 11 §:n mukainen instrumentti toimii käytännössä lupa-automaattina, biodiversiteetin turvaamisen kannalta on melkein parempi, mitä harvemmin poikkeuslupaa käytetään.

Metsäl 11 §:n poikkeuslupapäätöksen harkintaperusteet eivät mahdollista asianmukaisesti Metsäl 1 ja 10 §:n suojelutavoitteiden huomioon ottamista. Metsäl 11 §:ssä asetetut edellytykset sallivat lähinnä KMRL 19 §:n ympäristötuen tarpeen ja maanomistajan taloudellisten menetysten arvioimisen, mutta eivät suoranaisesti avainbiotooppien ekologiseen tilaan liittyvää harkintaa²⁰. Biodiversiteetin turvaamiseen suhteutettavan lupakynnyksen asettaminen onkin vaikeaa, jos itse poikkeuslupan myöntämistä koskevat sisältönormit eivät selkeästi mahdollista biodiversiteetin turvaamissuhteen huomioon ottamista.

2) *Instrumentin käynnistymiskynnys on yhteisöoikeuden implementointiongelmiin vuoksi heikossa suhteessa biologisten luonnonvarojen käytön voimakkuuteen ja suojeluvaihtoihin.* Vaikka karhukannan vaarantuminen on poronhoitoalueilla pyynnin ennakovalvonnan perustana, tosiasiallisesti ennakovalvonnan kynnyksestä koskevat säännökset (ajalliset, määrälliset tai alueelliset rajoitukset) eivät kaikilta osin seuraa tämän lajin suotuisan suojelutason säilyttämiseksi annettuja luontodirektiivin 16 artiklan mukaisia edellytyksiä. Kyse on tosiasiallisesti kahdesta erilaisesta instrumentista. Ensimmäinen instrumentti käynnistyy pyyntikiintiön puitteissa suoraan metsästyskauden alkaessa ja jälkimmäinen instrumentti poikkeuslupahakemuksesta. Koska ensimmäinen instrumentti lähinnä ilmoitus-

¹⁸ Ks. MMMp metsälain soveltamisesta 9 §.

¹⁹ Valtakunnallisilla metsien suojeluohjelmilla ja metsätalouden alueellisilla tavoiteohjelmilla voi olla merkitystä tässä harkinnassa.

²⁰ Ks. tarkemmin jakso 5.4.3.

menettelyä eikä sisällä jälkimmäisen tarkoittamaa poikkeuslupaa, yritys konstruoida näiden instrumenttien käynnistymiskynnyksillä samalla tavalla jää vähän keinotekoiseksi.

EY:ssä suojeltujen lajien osalta poikkeuslupakynnyks on selkeästi luontodirektiivin 16 artiklan 1 kohdan mukainen niin kauan, kun pysytään LSL:n soveltamisalassa. Tämä kynnyks on kuitenkin selkiytymätön MetsästysL:n soveltamisalaan kuuluvien eläinlajien osalta. Esimerkiksi karhu (*ursus arctos*) kuuluu luontodirektiivin IV a liitteen lajeihin ja edellyttää luontodirektiivin 12 artiklan 1 kohdan mukaista tiukkaa suojelua, muun muassa tahallisen tappamisen estämistä. Tästä suojelusta voidaan poiketa vain luontodirektiivin 16 artiklan varsin tiukoin edellytyksin. Jäsenvaltion olisi EY-TI:n 30.01.2002 antama tuomio 103/00 (erityisesti 39 ja 40 kohdat) huomiioon ottaen ryhdyttävä myös konkreettisiin toimiin tiukan suojelun toteuttamiseksi. Tällaista suojelun ja siitä poikkeamisen tarkoitusta karhun kiintiömetsästys ei täysin vastaa.

Suomen valtio on implementoinut luontodirektiivin 16 artiklan 1 kohdan kyseenalaisella tavalla yrittämällä siirtää siinä tarkoitettua poikkeuslupan myöntämisedellytykset MetsästysA 28.1 §:n säännöksiin suoraan karhun pyynnin ilmoitusmenettelyyn (kiintiöpyyntiin). Oikeussystematiikan ja biodiversiteetin turvaamisen kannalta johdonmukaista olisikin käsitellä myös luontodirektiivin liitteessä IV a mainitut riistalajit LSL 49.2 §:n mukaisessa poikkeuslupamenettelyssä. Kansallinen metsästäystraditio huomioon ottaen tähän ei kuitenkaan voitane eikä ole tarpeenkaan mennä, mikäli luontodirektiivin 12 artiklan konkreettiset toimet tiukan suojelujärjestelmän käyttöönottamiseksi sekä luontodirektiivin 16 artiklan poikkeusperusteet toimeenpannaan asianmukaisesti kansallisessa metsästyslainsäädännössä.²¹

3) *Ennakkovalvontamenettelyn käynnistymiskynnyks on jätetty joiltakin olennaisilta osin suhteuttamatta biodiversiteetin suojeluun tai sen osien kestävään käyttöön.* Esimerkiksi LSL 39 ja 42 §:n mukaisista eliölajien rauhoituksista poikkeaminen vaatii yleensä LSL 48.2 §:n mukaisen poikkeuslupan. Nämä ns. tavanomaiset rauhoitukset eivät kuitenkaan estä maatalouteen liittyvää peltojen käyttöä, metsätalouteen liittyvää metsien hakkuuta, eivätkä muitakaan maa- ja metsätalouteen liittyviä toimenpiteitä. Siis näihin toimenpiteisiin ei poikkeuslupaa tarvita.

Näiden edellä esitettyjen esimerkkien osalta instrumenttien käynnistymiskynnyksiä ei ole suhteutettu asianmukaisesti biologisen monimuotoisuuden suojeluun tai sen osien kestävään käyttöön. Mikä sitten voisi olla tällainen asianmukainen suhde? Asianmukaista instrumenttien käynnistymiskynnyksen suhdetta biodiversiteetin turvaamiseen voidaan hakea kuvailemalla ideaalitalannetta. Sitä ennen on kuitenkin erotettava turvaamiskynnyks asian vireille tulosta ja kuvattava tarkemmin Natura 2000 -alueita koskevaa arviointia hyvä-

²¹ Ks. karhun kiintiöpyynnistä myös jakso 5.3.3.

nä esimerkkinä siitä, miten instrumentin käynnistyminen kytkeytyy biodiversiteetin turvaamiseen ja miten turvaamiskynnys voi käytännössä toimia.

Turvaamiskynnys ja asian vireille tulo. Biodiversiteetin turvaamiskynnys palautuu ohjaavan instrumentin käynnistymiskynnykseen. *Toisinaan käynnistymiskynnys on sama kuin hallinto-oikeudellinen asian vireilletulon kynnys, toisinaan ei.* Esimerkiksi suurpetojen pyyntilupamenettely käynnistyy, kun hakemusasia tulee vireille riistanhoitopiirissä²². Sitä vastoin esimerkiksi Natura 2000 -alueisiin liittyvää ympäristövaikutusten arviointia ja karhun kiintiömetstäystä koskevissa menettelyissä vireilletulo- ja käynnistymiskynnys eivät yhdy, koska menettelyillä ei pyritä välittömästi hallintopäätökseen. Ensimmäisessä tapauksessa kyse on arvioinnin käynnistymiskynnyksestä ja toisessa pyynnin alkamisesta. Sekä Natura 2000 -alueita koskeva arviointimenettely että karhun pyyntiä koskeva ilmoitusmenettely voivat edesauttaa myöhemmin hallintopäätöksen tekemistä, mutta tällöin asia tulee vireille vasta varsinaisen ratkaisutoiminnan käynnistyessä. Esimerkiksi LSL 66.1 §:n tarkoittama lupaharkinta, jossa otetaan huomioon LSL 65.1 §:n ympäristövaikutusten arvioinnin tulokset, voidaan panna hakemuksesta vireille yleensä muussa laissa säännellyn ennakkovalvontamenettelyn yhteydessä. MetsästysA 5 §:n mukainen pyyntikieltoratkaisu voidaan tehdä yleensä vasta metsästäjien ilmoitusten perusteella ja kiintiön täytyttyä, joiden molempien edellytysten jälkeen asia perinteisessä mielessä tulee myös vireille.

Natura 2000 -alueiden turvaaminen. Sekä hankkeet että suunnitelmat voivat edellyttää LSL 65.1 §:n mukaista ympäristövaikutusten arviointia. Jäljempänä pääpaino tässä luvussa on luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan ja LSL 65 §:n tarkoittamilla hankkeilla.

Luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan ja LSL 65 §:n tarkoittamista hankkeista voidaan esimerkkeinä mainita teiden, vesitaloutta muuttavien tiepenkereiden ja talojen rakentaminen sekä ojitus. Luontodirektiivin 6 artiklaa koskevissa komission soveltamisohjeissa on viitattu YVA-direktiivin 1 artiklan 2 kohdan käsitteeseen, jossa hankkeella tarkoitetaan 1) rakennustyön tai muun laitoksen tai suunnitelman toteuttamista ja 2) muuta luonnonympäristöön ja maisemaan kajoamista mukaan lukien maaperän luonnonvarojen hyödyntäminen. Samilä on komissiota vastaavalla tavalla jaotellut nämä hankkeet rakentamis- tai luonnonvarojen hyödyntämishankkeisiin ja lisäksi todennut, että myös erilaiset ympäristöä pilaavat toimenpiteet saattavat aiheuttaa laissa tarkoitettuja kiellettyjä vaikutuksia. Tällaisia luonnonvaroja hyödyntäviä hankkeita ovat muun muassa maa-ainesten otto, puiden kaato ja vesivarojen käyttö.²³

²² Ks. MetsästysA 2.1 §. MetsästysA 1 §:ssä tarkoitettuja lupia haetaan kirjallisesti siltä riistanhoitopiiriltä, jonka alueeseen pääosa lupahakemuksessa tarkoitettu metsästysalueesta kuuluu. Asia tulee vireille hakemuksesta. Pyyntiluvan tarve riistakannan suojelemiseksi on ratkaistu suoraan MetsästysL 10.2 §:n nojalla.

²³ Ks. HE:n (79/1996) LSL 65 §:ää koskevat perustelut, komissio 2000b s. 33 ja Similä 1997 s. 239–240.

LSL 65 §:n arvioinnilla pyritään turvaamaan tiettyjä biodiversiteetin osia, joten arviointikynnystä harkittaessa tulisi kyseisen säännöksen tulkinnassa lähtökohteisesti suosia biodiversiteetin säilyttämisenäkökulmaa²⁴. LSL 4.1 § huomioon ottaen tämä tulkintasuositus edistää myös Rion sopimuksen 8 artiklan *in situ*-velvoitteiden sekä 7 artiklan c kohdan selvittämismuutosten toteuttamista. Vain asianmukaisesti käynnistyvällä arvioinnilla voidaan kantaa PerustusL 20.1 §:n tarkoittamaa vastuuta luonnosta ja sen monimuotoisuudesta. Myös lintudirektiivin 2 artiklan ja erityisesti luontodirektiivin 2 artiklan tavoitteet huomioon ottaen arviointikynnyksen tulisi kytkeytyä suojelun kohteena olevien lajien ja luontotyyppien suotuisan suojelutason säilyttämiseen tai sen ennalleen saattamiseen²⁵.

LSL 65.1 § määrittää hankkeiden *arviointitarpeen tai -kynnyksen*. Jos hanke ”todennäköisesti merkittävästi heikentää” Natura 2000 -verkostoon sisällytetyn (tai valtioneuvoston ehdottaman) alueen suojeluarvoja, hankkeen toteuttajan on LSL 65.1 §:n nojalla asianmukaisella tavalla arvioitava nämä vaikutukset²⁶. Sama koskee alueen ulkopuolista hanketta, jolla ”todennäköisesti on alueelle ulottuvia merkittäviä haitallisia vaikutuksia”. *Arviointikynnys kytkeytyy suoraan Natura 2000 -kohteen suojeluarvojen turvaamiseen, mikä asettaa arvioinnin käynnistymiselle peruslähtökohdan*.²⁷ Tätä lähtökohtaa voidaan tarkentaa käytännön tilanteita varten ainakin viidestä näkökulmasta, kunhan samalla muistetaan, että luontodirektiivin 6 artikla muodostaa lain esitöiden ohella erään keskeisimmistä LSL 65.1 §:n tulkintaperusteista. Nämä näkökulmat koskevat:

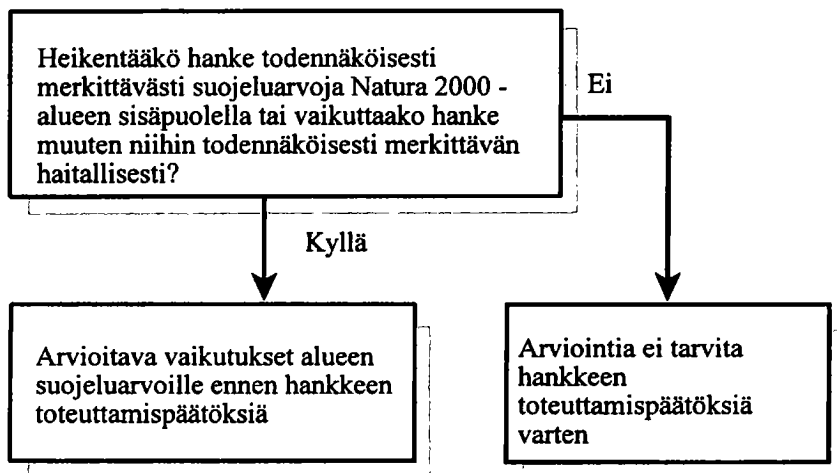
- 1) suojelualueen hoitamiseen liittyvää hanketta,
- 2) arviointikynnyksen sanallista tulkintaa,
- 3) Natura 2000 -alueisiin liittyvän kokonaissäätelyn (systeemin) heijastusvaikutuksia arviointikynnykseen muun muassa
 - a) ekologisen yhteyden sekä välillisten ja pitkän aikavälin vaikutusten sekä
 - b) toiminnanharjoittajan oikeusturvanäkökohtien osalta,
- 4) hankkeiden yhteisvaikutuksia ja
- 5) ns. YVA-poikkeusta.

²⁴ Ks. myös luontodirektiivin johdanto.

²⁵ Ks. myös Kallio 2001 s. 187.

²⁶ Ks. muutosta koskien EV 264/1998.

²⁷ Ks. arviointikynnyksestä KHO (2001:67 jakso 5.2.2): Laadittujen selvitysten mukaan sillan rakentaminen ei todennäköisesti vähennä luontotyyppin pinta-alaa, vaikuta luontotyyppille luonteenomaisten lajien elinympäristöihin taikka vaikuta muullakaan tavoin merkittävän heikentävästi kohteen valintaperusteina olleisiin luonnonarvoihin. Ks. myös Suvantola 2003 s. 45 ja KHO 1.11.2001 T. 2701 ATK.



Kuvio 14: Natura 2000 -alueita koskevien hankkeiden arviointikynnys.

1) Peruslähdekohtaa täydentävänä seikkana voidaan pitää, ettei arviointikynnys ”todennäköisesti merkittävästi heikentää” välttämättä ylity tilanteissa, joissa kyseessä on suojelualueen hoitamiseen liittyvä hanke²⁸. Yleensä Natura 2000 -aluetta koskevat suojeluhankkeet eivät EY:ssä edellytä arviointia. Luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan 1 virkkeen nojalla arvioinnista rajautuvat pois Natura 2000 -alueiden suojelua edistävät hankkeet, sillä arvioitaviksi voivat tulla vain hankkeet, jotka eivät suoranaisesti liity Natura 2000 -alueiden suojelukäyttöön tai hoitoon tai ole niiden kannalta tarpeellisia²⁹. Suomessa tilanne on toinen. Kansallisessa laissa on ympäristötakuun mahdollistamalla tavalla sisällytetty turvaamismekanismin soveltamisalaan myös suojeluhankkeet, jotka on Suomessa siten arvioitava lähtökohtaisesti samoin perustein kuin muutkin hankkeet.

2) Peruslähdekohtana olevien suojeluarvojen määrittely kytkeytyy arviointikynnyksen sanalliseen tulkintaan³⁰. Luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdassa puhutaan yksinkertaisesti vaikutuksista alueen ”suojelutavoitteisiin”. Nämä verkostoon sisällyttämisperusteet käyvät ilmi komissiolle tehdystä ehdotuksesta ja komission hyväksymispäätöksestä koskien yhteisön tärkeinä pitämiä alueita (SCI-alueita) sekä komissiolle tehdystä ilmoituksesta koskien erityisiä suojelualueita (SPA-alueita). Kyseiset Natura 2000 -kohteen

²⁸ Ks. Similä 1997 s. 240.

²⁹ Ks. tarkemmin komissio 2000b s. 32–33.

³⁰ Ks. tarkemmin arviointikynnykseen liittyvistä seikoista komissio 2000b s. 33–36 ja Kuusiniemi 2000c s. 19–22 ja myös Tolvanen 1998 s. 175.

luontoarvot – luontotyypit ja lajit – on kirjattu komission päätöksen mukaiseen tietolomakkeeseen.³¹

Natura 2000 -alueen suojeluarvoihin suoraan vaikuttavien (kohdistuvien) hankkeiden arvioinnin tarpeen ratkaiseminen yksinomaan kohteen suojelutavoitteiden tai -arvojen perusteella on selkeä lähtökohta toiminnanharjoittajan oikeusturvan kannalta. Hänen oikeusturvansa edellyttää legaliteettiperiaatteen mukaisesti myös LSL 65.1 §:n sanamuodosta lähtevää tulkintaa vaikutusten heikentävyyden, merkittävyyden ja todennäköisyyden osalta.

Vaikutuksen täytyy siis olla heikentävä, sillä kaikki vaikutukset eivät laukaise arviointikynnystä. Heikentävyyttä arvioidaan siis ennen kaikkea suojeluarvojen kannalta. Heikentävän vaikutuksen on oltava merkittävä. Kielellisesti merkittävä on enemmän kuin merkityksellinen tai vähäinen, mutta vähemmän kuin huomattava, joten heikennyksen tulee olla suojeluarvojen kannalta olennainen ja todellinen, ei täysin kuvitteellinen tai vähäpätöinen.³² Lähtökohtana onkin varsin korkea arviointikynnys³³. Hankkeen toteuttamisen ja arvioinnin kustannuksista vastaa aiheuttamisperiaatteen mukaisesti sen toteuttaja. Arviointia ei tule kevein perustein määrätä vain varmuuden vuoksi, jollei hanke todellakin ennalta arvioiden heikennä todennäköisesti ja merkittävästi Natura 2000 -alueen suojeluarvoja tai ulota alueelle sellaisia haitallisia vaikutuksia.

Lähtökohtaisesti korkea arviointikynnys kuitenkin suhteellistuu suojeluarvoihin liittyvien tosiseikkojen vuoksi. Vaikka merkittävyyden käsitteessä onkin pitäydyttävä objektiviteettiperiaatteen mukaisessa tulkinnassa, itse merkittävyys määritetään suhteessa suojeltavan alueen erityispiirteisiin ja luonnonolosuhteisiin erityisesti Natura 2000 -alueen suojelutavoitteet huomioon ottaen. KHO (8.3.2002 T. 495) on kiinnittänyt heikentymistä arvioidessaan huomiota muun muassa 1) suojeltavien luontotyyppien ja lajien esiintymisalueen peittoon, 2) hankkeen sijaintiin ja ominaisuuksiin suhteessa suojeluarvoihin ja niiden esiintymiseen Natura 2000 -alueella sekä 3) suojelun toteuttamistapaan, joka indikoi tarvittavan suojelun voimakkuutta. Heikentymisen on oltava todennäköinen. Todennäköisyys on syy-seuraus -suhteen tarkastelua hankkeen ja vaikutuksen välillä sekä osaltaan vaikutuksen ja merkittävän heikentämisen välillä. Vaikutuksia arvioidaan aina ennakoita,

³¹ Ks. HE:n (79/1996) LSL 65 §:ää koskevat perustelut ja tarkemmin Kuusiniemi 2000c s. 35–37. Ks. myös Natura 2000 -tietolomakkeen vahvistamispäätös. ”Euroopan yhteisön Natura 2000 -verkosto Suomessa koostuu:

1) lintudirektiivin perusteella Euroopan yhteisön komissiolle ilmoitetuista linnustonsuojelualueista (SPA, Special Protection Areas) ja;

2) alueista, jotka EY:n komissio tai neuvosto luontodirektiivin perusteella on hyväksynyt yhteisön tärkeinä pitämiksi alueiksi” (LSL 64.1 §). Luontodirektiivin perusteella Natura 2000 -verkostoon otettuja alueita kutsutaan ensin yhteisön tärkeinä pitämiksi alueiksi (SCI, Site of Community Importance) ja myöhemmin – komission ja jäsenvaltioiden voimaansaattamistomien jälkeen – erityisten suojelutoimien alueiksi (SAC, Special Area of Conservation). Ks. myös Suvantola 2003 s. 45–48.

³² Ks. tästä tulkinnasta tarkemmin komissio 2000b s. 33–36, Kuusiniemi 2000c s. 19 ja Suvantola 2003 s. 49–50.

³³ Ks. Tolvanen 1998 s. 175.

joten kyseessä on enemmän tai vähemmän riskeihin ja todennäköisyyksiin pohjautuva selvitystyö, jossa varovaisuusperiaatteella on keskeinen sija.³⁴

Natura 2000 -alueiden ulkopuolella hankkeiden arvioinnin tarve ratkaistaan LSL 65.1 §:n sanamuodon perusteella vaikutusten todennäköisyyden, ulottuvuuden ja merkittävyyden perusteella. Säännöksen nojalla vain Natura 2000 -alueelle ulottuvat vaikutukset ovat lähtökohtaisesti arviointikynnyksenä – sen sijaan suojeluarvojen heikentymistä ei edellytetä. Kun otetaan huomioon luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan sanamuoto koskien vaikutuksia ”alueen suojelutavoitteisiin”, voidaan todeta, ettei alueen ulkopuolella toteutettavia hankkeita voida kuitenkaan arvioida löyhemmin perustein kuin alueen sisäpuolisia hankkeita. Myös tässä tapauksessa hankkeen mekaanisten tai pilaavien vaikutusten on kohdistuttava viime kädessä Natura 2000 -kohteen suojeluarvoihin ennen kuin arviointikynnys ylittyy.³⁵ Myös vaikutuksen merkittävyyttä ja todennäköisyyttä on arvioitava soveltuvilta osin vastaavasti kuin Natura 2000 -alueen sisälläkin. Tässäkin tapauksessa suojeluarvot, joihin kohdistuvien vaikutusten todennäköisyyttä, ulottuvuutta ja merkittävyyttä harkitaan, käyvät ilmi viime kädessä komission päätöksen mukaisesta tietolomakkeesta³⁶.

3) Arviointikynnykseen heijastuvat myös muut Natura 2000 -alueen suojeluarvoja turvaavat lintu- ja luontodirektiivin säännökset³⁷. Tämä Natura 2000 -suojaan liittyvä kokonaissääntelyn (systeemin) heijastusvaikutus näkyy ainakin kahdella tavalla: a) ekologisen yhteyden sekä välillisten ja pitkän aikavälin vaikutusten sekä b) toiminnanharjoittajan oikeusturvanäkökohtien huomioon ottamisena arviointikynnyksessä. Heijastusvaikutus saattaa toisaalta liudentaa tiukkaa rajanvetoa tietolomakkeesta ilmenevien Natura 2000 -alueen varsinaisten suojeluarvojen ja muiden sillä alueella olevien luonnonarvojen välillä, toisaalta edellyttää hankkeen arvioinnin aloittamista toiminnanharjoittajan oikeusturvanäkökohtien vuoksi.

a) Biodiversiteetin turvaamisen kannalta joustavan arviointikynnyksen tulkinnassa on mahdollisuuksien mukaan otettava huomioon koko Natura 2000 -alueen ekologinen yhteys suojelun kohteena oleviin lajeihin ja luontotyypeihin. Tämä tulkintasuositus saa tukea luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdasta, jonka mukaan ”jäsenvaltioiden on toteutettava erityisten suojelutoimien alueilla tarpeellisia toimenpiteitä luontotyyppien ja lajien elinympäristöjen heikentymisen sekä niitä lajeja koskevien häiriöiden estämiseksi, joita varten alueet on osoitettu, siinä määrin kuin nämä häiriöt saattaisivat vaikuttaa merkittävästi tämän direktiivin tavoitteisiin”³⁸. Kun luontodirektiivin tavoitteena on tiettyjen suojeltujen lajien ja luontotyyppien suotuisan suojelutason säilyttäminen, arviointikynnyksen voidaan ajatella ylittävän varovaisuusperiaate huomioon ottaen myös silloin, kun hankkeen vaikutukset saattavat heikentää Natura 2000 -kohteen suojeluarvoja pitkällä aikavälillä.

³⁴ Ks. komissio 2000b s. 33–34, Kuusiniemi 2000c s. 19–20 ja Suvantola 2003 s. 47, 50–51.

³⁵ Ks. Kuusiniemi 2000 s. 20. Ks. Natura 2000 -alueiden ulkopuolisten hankkeiden arvioinnin tarpeesta myös Suvantola (2003 s. 51–52).

³⁶ Ks. Natura 2000 -tietolomakkeen vahvistamispäätös.

³⁷ Ks. luontodirektiivin 6 artiklan 1 ja 2 kohta ja erityisesti suojeltujen alueiden osalta myös lintudirektiivin 4 artiklan 1 ja 2 kohta sekä komissio 2000b s. 30.

³⁸ Ks. luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdan huomioon ottamisesta heikentämiskieltoharkinnassa KHO:n (2002:48) päätöksen jaksot 8.4.2 sekä myös tutkimuksen jaksot 5.4.1 ja 5.4.3.

lä ja viimeistään silloin, kun suojellun lajin tai luontotyyppin suotuisan suojelutason saavuttaminen hankkeen vuoksi vaarantuu.³⁹ Esimerkiksi vaikutusten todennäköisyys suhteutuu siten koko luontodirektiivin 6 artiklan merkitykseen sekä viime kädessä lintu- ja luontodirektiivin 2 artiklojen kokonaistavoitteisiin⁴⁰. Myös vaikutuksen tulee olla nämä tavoitteet huomioon ottaen merkittävästi heikentävä. Hankkeen toteuttajan oikeusturva- ja biodiversiteetin turvaamisnäkökohtien punninnassa voidaan eräänlaisena nyrkkisääntönä pitää, etteivät hankkeesta muihin Natura 2000 -kohteen luonnonarvoihin kohdistuvat vaikutukset synnytä arviointivelvollisuutta, jolleivät muihin luonnonarvoihin kohdistuvat vaikutukset heikennä ainakin välillisesti, todennäköisellä ja merkittävällä tavalla lintu- ja luontodirektiivin tavoitteet vaarantaen, varsinaisia suojeluarvoja⁴¹.

b) Arviointikynnysharkinnassa on otettava huomioon myös muiden Natura 2000 -aluetta koskevien suojelukeinojen vaikutus hankkeen toteuttamiseen. Arviointikynnyksen laajentava tulkinta onkin suhteutettava Natura 2000 -suojelun kokonaissysteemiin myös esimerkiksi maanomistajan tai muun hankkeesta vastaavan oikeusturvanäkökohtien vuoksi. Toisinaan toiminnanharjoittajan intressissä saattaa olla arvioida hanke, jotta viime kädessä poikkeuslupaharkinnassa suojeluarvot tulevat asianmukaisesti punnituksi hankkeen mahdollisesti edustamia muita yleisiä etuja vastaan.

Luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan tulkintavaikutuksesta huolimatta hanketta ei välttämättä ole tarpeen LSL 65.1 §:n nojalla arvioida. Arvioinnin käynnistymiskynnyksen alittava hanke ei kuitenkaan vapautu muusta Natura 2000 -suojelusta. Luontodirektiivin 6 artiklan säännösten kokonaistarkoitus huomioon ottaen on pidetty mahdollisena, että vaikka luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan mukaista arviointia ei tarvittaisi, hanke voi estyä esimerkiksi luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdan nojalla hankkeen häiriöitä aiheuttavien vaikutusten vuoksi. Komission tulkintaohjeiden mukaan luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan (LSL 65.1 §:n) nojalla arvioitavat hankkeet tulisi ymmärtää pikemminkin laajasti kuin suppeasti, koska arvioitujen hankkeiden osalta voidaan poikkeuslupaharkinnassa suhteuttaa yleiset suojeluedut muihin yleisiin etuihin. Sen sijaan luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdan jatkuva sovellettavuus merkitsee, että arvioinnin ulkopuolelle jäävien hankkeiden osalta vastaavaa intressipunnintaa ei välttämättä voida tehdä. Luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan arviointikynnyksen koko suojelusysteemiä ymmärtämätön supistava tulkinta voikin johtaa ”suhteettomiin ja epäjohtomukaisiin tuloksiin”.⁴² Tässä on kuitenkin huomattava, että Suomen valtio ei ole selkeästi implementoinut luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohtaa⁴³. Tällöin avainkysymykseksi muodostuu, onko objektiivinen direktiivin 6 artiklan 2 kohdan suoravaikutus mahdollista.

4) Peruslähtökohtana olevien luonnonarvojen suojelun tehokkuuden kannalta on tärkeää, että arviointikynnys voi ylittyä myös yhteisvaikutuksista⁴⁴.

³⁹ Ks. Kallio 2001 s. 189 ja direktiivien tulkintavaikutuksesta jakso 5.4.4.

⁴⁰ Ks. komissio 2000b s. 8–9 ja 30.

⁴¹ Ks. myös Kuusiniemi 2000c s. 18.

⁴² Ks. komissio 2000b s. 28 ja 31.

⁴³ Ks. tarkemmin Kallio 2001 s. 180–183.

⁴⁴ Ks. Suvantola 2003 s. 51. Ks. myös Kallio 2001 s. 187.

Arviointi on suoritettava, vaikka hanke ei yksinään aiheuttaisi edellä kuvattuja merkittäviä haitallisia vaikutuksia, jos niitä kuitenkin aiheutuu yhdessä muiden tiedossa tai vireillä olevien hankkeiden tai suunnitelmien kanssa. Hankkeen arvioinnin tarpeellisuutta on siis tarkasteltava yhdessä muiden hankkeiden ja suunnitelmien kanssa.⁴⁵ Tässä mielessä tarkastelu ei ole hankkekohtainen, vaan vaikutusperusteinen. Yhteisvaikutukset voivat tosin liittyä myös saman hankkeen eri osa-alueisiin. Yhteisvaikutusten tarkastelu ei pysähdy olemassa oleviin hankkeisiin ja suunnitelmiin, vaan esimerkiksi vireillä oleva kaava saattaa olla sellainen suunnitelma, jonka toteutumisen yhteisvaikutukset on tarvittaessa otettava huomioon hankkeen arviointikynnyksen harkinnassa.⁴⁶

5) Peruslähdekohtana olevat Natura 2000 -alueiden suojeluarvot saattavat osaltaan edistää YVAL 2 luvun mukaisen arviointimenettelyn käynnistymistä. Erillistä LSL 65.1 §:n mukaista arviointia ei välttämättä tarvita, mikäli hankkeeseen sovelletaan YVAL 2 luvussa tarkoitettua arviointimenettelyä, jossa arvioidaan asianmukaisella tavalla Natura 2000 -kohteen suojeluarvoihin kohdistuvat vaikutukset⁴⁷. YVAL 4 §:n mukaan arvioitavat hankkeet muodostavat siten ns. YVA-poikkeuksen LSL 65.1 §:n arviointitarpeesta⁴⁸. Mikäli aikaisemmin suoritettun YVAL 2 luvun mukaisen arvioinnin tarkkuus ei ole ollut riittävä LSL 66.1 §:n heikentämiskiellon edellytysten selvittämiseksi⁴⁹, arviointia on kuitenkin täydennettävä asianmukaisesti LSL 65 §:n edellyttämällä tavalla. Harkittaessa YVAL 4.2 ja 4.3 § mukaisesti hankkeiden arvioinnin tarvetta yksittäistapauksissa on otettava huomioon myös LSL 64 §:n mukaisesti suojellut SAC- ja SPA-alueet (myös luokitellut SCI-alueet)⁵⁰. Suojeluarvoihin kohdistuvat vaikutukset voivat olla sellaisia

⁴⁵ Ks. myös HE:n (79/1996) LSL 65 §:ää koskevat erityiset perustelut ja luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohta.

⁴⁶ Ks. tarkemmin yhteisvaikutusten merkityksestä Kuusiniemi 2000c s. 23–25. Vrt. komissio 2000b s. 35–36.

⁴⁷ Ks. myös komissio 2000b s. 35–36. Sellaisten biologisia luonnonvaroja käyttävien hankkeiden, joilla saattaa olla merkittäviä haitallisia ympäristövaikutuksia, arviointi perustuu ensi sijassa suoraan hankelistaan (ks. YVAL 4.1 § ja YVAA 6 §). Biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta tarkasteltuna todennäköisesti merkittävien maa- tai metsätalouteen liittyvistä listatuista hankkeista on YVAA 6.1 §:n 2 e alakohdan nojalla arvioitava ”yli 200 hehtaarin laajuiseen, yhtenäiseksi katsottavan alueen metsä-, suo- tai kosteikkoluonnon pysyväisluonteinen muuttaminen toteuttamalla uudisjoituksia tai kuivattamalla ojittamattomia suo- ja kosteikkoalueita, poistamalla puusto pysyvästi tai uudistamalla alue Suomen luontaiseen lajistoon kuulumattomilla puulajeilla”. Vaikka tätä hanketyyppeä ei mainita YVA-direktiivin hankelistassa, on sellaiset hankkeet Suomen luonnon ja muun ympäristön erityispiirteiden vuoksi katsottu tarpeelliseksi arvioida YVAL 2 luvun mukaisessa menettelyssä.

⁴⁸ Ks. tarkemmin Kuusiniemi 2000c s. 25.

⁴⁹ Ks. YVA-työryhmä 1998 s. 93.

⁵⁰ Ks. YVAA 7 §:n 2c kohta. Arvioinnin tarve voidaan ratkaista listojen ohella harkinnanvaraisesti eli tapauskohtaisesti selvittämällä (ks. YVAL 4.2 ja 4.3 § sekä YVAA 7 §). YVAL:iin tai YVAA:een ei ole kirjattu erityistä luetteloa harkinnanvaraisista hankkeista. Kuitenkin YVA-direktiivin II liitteeseen tällainen esimerkkiluettelo on otettu. Päätettäessä YVAL 4.2 ja 4.3 §:n nojalla hankkeen arvioinnista on otettava huomioon YVA-direktiivin (4 artikla 2 kohta ja liite II) tulkintavaikutus. Tämän tulkintavaikutuksen johdosta harkinnanvaraisia maanviljelykseen ja metsänhoitoon liittyviä arvioitavia hankkeita voivat olla esimerkiksi:

YVAL 2 §:n 1 kohdassa määriteltyjä ympäristövaikutuksia, jotka osaltaan laukaisevat harkinnanvaraisesti arviointimenettelyn⁵¹.

Edellä selvitetyn perusteella *Natura 2000 -alueita koskeva hankkeiden arviointikynnys näyttäisi yleisesti ottaen olevan riittävä suojeltavan lajin tai luontotyyppin suotuisan suojelutason säilyttämisen ja saavuttamisen kannalta*. LSL 65.1 §:n arviointikynnyksen määrittelevä säännös keskittyy esitöiden⁵² perusteella suojelun kohteena oleviin luontotyypppeihin ja lajeihin, joten arviointi saattaa jäädä käynnistymättä, jos ainoastaan välillisesti niihin kohdistuvat vaikutukset heikentävät todennäköisesti merkittävästi näitä suojeluarvoja. Vaikka vaikutusten kohde on kynnusharkinnassa periaatteessa erotettava vaikutusten laadusta, välillisten vaikutusten intensiteetin on oltava suhteellisen voimakas ja niiden vaikutuskohteiden ekologisen yhteyden suhteellisen selkeästi havaittava ennen kuin välilliset vaikutukset todennäköisesti otetaan huomioon arvioinnin tarpeesta päätettäessä samalla tavoin kuin välittömät vaikutukset. Tämä siitä huolimatta, että periaatteessa välillisten ja välittömien vaikutusten merkittävyyttä arvioidaan samalla tavalla. Toisaalta kyseinen joustava säännös jättää paljon tilaa harkinnalle, joten Rion sopimuksen, luonto- ja lintudirektiivin sekä PerustusL 20.1 §:n luonnon monimuotoisuuden suojeluun liittyvät tavoitteet huomioon ottaen voidaan lähtökohtana ajatella LSL 65.1 §:n *arvioinnin ulottamista tilanteisiin, joissa hankkeen vaikutukset välillisesti tai pitkällä aikavälillä todennäköisesti merkittävästi heikentäisivät suojelun kohteena olevia luontotyypppejä ja lajeja niin, että niiden suotuisa suojelutaso vaarantuu*.

Eduistaan huolimatta *Natura 2000 -alueita koskeva arviointikynnys ei sovelu kaikkien instrumenttien turvaamiskynnykseksi*. Vaikka instrumentteja on hyvin erilaisia, joitakin yleisiä linjoja voidaan hahmotella niiden ideaalille turvaamiskynnykselle.

-
- a) maaseudun maanomistussuhteita muuttavat hankkeet;
 - b) hankkeet viljelemättömän maan tai osaksi luonnontilassa olevien alueiden ottamiseksi voimaperäiseen maatalouskäyttöön;
 - c) maatalouden vesihuoltohankkeet, mukaan lukien kastelu- ja ojitushankkeet;
 - d) metsitys ja metsänhakuut maan käyttötarkoituksen muuttamiseksi;
 - e) karjan tehokasvatukseen tarkoitetut laitokset (muut kuin YVA-direktiivin liitteessä I mainitut).

⁵¹ LSL 66.1 §:n heikentämiskiellon edellytyksiä tutkiessaan viranomainen voi tiedustella alueelliselta ympäristökeskukselta (yhteysviranomaiselta), onko hanke tarpeen arvioida yleisemmin myös YVAL 2 luvun arviointimenettelyssä. Mikäli hankkeesta aiheutuu merkittäviä haitallisia vaikutuksia vain *Natura 2000 -alueelle*, erilliselle YVAL 2 luvun mukaiselle arvioinnille on tuskin tarvetta, mikäli muutoinkin sellaisia vaikutuksia aiheutuu tilanne on toinen. Joka tapauksessa yhteysviranomainen tarkastaa ennen hanketta koskevaa heikentämiskieltopäätöstä YVAL 5.2 §:n perusteella sekä LSL 65 §:n mukaiset selvitykset että asiaan kuuluvat kuulemiset siltä kannalta, riittävätkö ne korvaamaan YVAL 2 luvun arviointimenettelyn.

⁵² Ks. HE:n (236/1998) jakso 1.3.

5.2.2 Ideali turvaamiskynnykset eri instrumenteissa

Biodiversiteettiä turvaavan instrumentin käynnistymiskynnykseen vaikuttavat ohjauksen tavoitteet ja tarkoitus. Instrumentin keskeinen *ohjauksen tavoite* on biodiversiteetin säilyttäminen (suojelu ja heikentymisen estäminen) ja sen osien kestävä käyttö ihmisten toiminnassa eli *tarkoituksena* on saavuttaa käytännössä nämä biodiversiteettioikeuden yleiset tavoitteet. Osana muuta oikeusjärjestystä voimassa olevilla instrumenteilla on tosiasiasa muitakin ohjaustavoitteita. Seuraavassa kuvataan eräänlaista turvaamiskynnyksen ideaalitalannetta.

Instrumentin *turvaamistarkoitus* voi ilmetä säännöksistä eri tavoin. Se voi ensinnäkin näkyä pyrkimyksenä rajoittaa ja poistaa biodiversiteetille käytöstä aiheutuvia haitallisia vaikutuksia (heikentymisen estäminen). Tämä tarkoitus käy ilmi esimerkiksi Natura 2000 -alueita koskevista turvaamisinstrumenteista⁵³. Toiseksi instrumentin tarkoitus saattaa olla biodiversiteetin osien käytön salliminen rajoitetusti (kestävä käyttö) yleisestä biodiversiteetin suojelusta tai käyttökiellosta poiketen (suojelu). Tällainen lähtökohta on esimerkiksi luontodirektiivin 12 ja 16 artiklan tarkoittamalla suurpetojen suojelulla. Kolmanneksi tarkoituksena saattaa olla ohjata vain tiettyjä, eri tavoin määritettyjä, käyttömuotoja. Esimerkiksi jokin biologisten luonnonvarojen käyttö saatetaan sallia vapaasti (suhteellisen vapaa käyttö), kunnes määrätty taso tms. erityinen peruste ylittyy, jolloin vasta käytetään eri keinoja käytön ohjaamiseen (kestävä käyttö). Tällainen instrumentti on esimerkiksi karhun kiintiömetsästyksen ilmoitusmenettely⁵⁴.

Ohjausinstrumentin käynnistymiskynnykseen vaikuttavat lainsäätäjän ja päätöksentekijän arvoista ja tosiseikoista koostuvat taloudelliset, sosiaaliset, ympäristölliset ynnä muut tekijät⁵⁵. Biodiversiteettiä turvaavassa instrumentissa korostuu näistä tekijöistä *turvaamiskohteen suojeluarvo ja siihen kohdistuvan käytön voimakkuusaste*. Turvaamistarpeen voimakkuuteen vaikuttaa näin ollen erityisesti biodiversiteettiin kohdistuvan käytön voimakkuus ja biodiversiteetin suojeluarvo⁵⁶.

⁵³ Ks. LSL 65 ja 66.1 §.

⁵⁴ Ks. MetsästysA 5 §.

⁵⁵ Lainsäätäjän merkitys korostuu silloin, kun käynnistymiskynnykset on ratkaistu suoraan laissa. Toisaalta päätöksentekijän merkitys korostuu silloin, kun käynnistymiskynnyksen harkinta on jätetty laissa, esimerkiksi joustavin normein, päätöksentekijälle. Kummankin on otettava huomioon tosiseikat ja yhteensovittava erilaisia intressejä (arvoja) ohjauskynnykset ratkaistaessa.

⁵⁶ Näitä biodiversiteetin suojeluarvoja korostavia seikkoja ovat harvinaisuus, uhanalaisuus (LSL 46 §), arvokkuus ja rauhoitus (LSL 38 ja 42 §). Tärkeimpiä näistä kohteista ovat erityisesti suojeltavat lajit (LSL 47.1 §), suojeltavat luontotyypit (LSL 29.1 §), erityiset elinympäristöt (VL 1:15a ja 1:17a sekä Metsäl 10.2 §), yhteisön tärkeinä pitämät lajit ja luontotyypit (LSL 49 §, luontodirektiivin 1 artiklan c ja g kohta), ensisijaisesti suojeltavat lajit ja luontotyypit (luontodirektiivin 1 artiklan d ja h kohta) sekä erityistoimin suojeltavat linnut (lintudirektiivin 4 artikla ja I liite).

Näiden kahden tekijän osalta turvaamismekanismin käynnistymiskynnys voidaan rakentaa teoriassa neljällä tavalla:

- 1) mitä voimakkaammin käyttö kohdistuu biodiversiteettiin, sitä vahvempi on käytön ohjaustarve ja sitä alhaisempi turvaamismekanismin käynnistymiskynnys;
- 2) mitä vähäisempi käyttö – ääripäässä täydellinen suojelu – kohdistuu biodiversiteettiin, sitä vähäisempi on käytön ohjaustarve ja sitä korkeampi turvaamismekanismin käynnistymiskynnys;
- 3) mitä korkeampi on käytön kohteena olevan biodiversiteetin suojeluarvo, sitä korkeampi käytön ohjauksen tarve ja sitä alhaisempi ohjauksen käynnistymiskynnys; tai
- 4) mitä alhaisempi on käytön kohteena olevan biodiversiteetin suojeluarvo, sitä alhaisempi käytön ohjauksen tarve ja sitä korkeampi ohjauksen käynnistymiskynnys.

Tässä mallissa sekä biodiversiteettiin kohdistuvan käytön voimakkuus että biodiversiteetin suojeluarvon voimakkuus vaikuttaisivat ideaalikäynnistymiskynnyksen sijoittumiseen niin, että biodiversiteetin suojelutaso voitaisiin ohjata suotuisaksi. Lopulta ideaalitalanteessa suojeluarvoilta arvokas biodiversiteetti olisi poissuljettu käytöstä ja voimakas käyttö kohdistuisi vähempiarvoiseen biodiversiteettiin. Käytännössä kuitenkin törmätään moniin vaikeuksiin. Ensinnäkin biodiversiteetin arvottamiseen liittyy monia ongelmia. Biodiversiteetti ei ole homogeeninen kappale, jota voitaisiin verrata toiseen biodiversiteettiin. Biodiversiteetti muodostuu samoin kuin ekosysteemi monista vuorovaikutussuhteista. Näiden kaikkien vuorovaikutussuhteiden ja biodiversiteetin osien merkitystä kokonaisuudelle ei tunneta. Toiseksi käytön voimakkuutta on vaikea mitata. Vähäinenkin käyttö, esimerkiksi kotitarvehakkuu, saattaa romahduttaa käyttöalueen suojeltujen lajien kannan, jos käyttö kohdistuu sattumalta avainbiotooppiin. Jos kyseessä on lajistoltaan ainutlaatuinen alue, lajin suojelutaso voi silloin muuttua epäsuotuisaksi alueen vähäisestäkin käytöstä.

Voidaankin tiettyä varovaisuutta noudattaen todeta, että 1) *mitä voimakkaammin käyttö* todennäköisesti kohdistuu biodiversiteettiin, sitä enemmän korostuu käytön ohjaustarve ja sitä alhaisempi on käynnistymiskynnys, ja että 2) *mitä korkeampi suojeluarvo* käytön kohteena olevalla biodiversiteetilla todennäköisesti on, sitä vahvemmaksi muodostuu käytön ohjaustarve ja sitä alhaisempi on käynnistymiskynnys. Tästä ei kuitenkaan voida *e contrario* päätellä vähäisen käytön tai vähäisen suojelun ohjaustarvetta. Vähäisen käytön ja vähäisen suojelusta poikkeamisen ohjauskynnys on harkittava toisin perustein.

Idealitalanteessa käytön ohjaus käynnistyy aina, kun biodiversiteetin turvaamiselle on tarvetta. Turvaamismekanismi käynnistyisi silloin niin ajoissa, että biologisten luonnonvarojen käyttöä olisi mahdollista ohjata kestäväään suuntaan ennen kuin sellainen käyttö vaarantaisi pitkällä tähtäimellä turvaamiskohteen ja mahdollisesti lajin tai luontotyypin suotuisan suojelutason. Tämä havainto näyttäisi puoltavan alhaista ympäristövaikutusten selvityskynnystä, jolloin ennakolta laadittujen asianmukaisten selvitysten perusteella voitaisiin

ratkaista, onko aihetta rajoituksiin tai muihin turvaamisinstrumenttien mukaisiin toimenpiteisiin⁵⁷.

5.3 BIODIVERSITEETIN TURVAAMISMENETTELY

5.3.1 Yleistä

Instrumentteihin kytkeytyvät menettelyt voivat edistää välillisesti biodiversiteetin turvaamista. Tämä turvaamistehtävä edellyttää kuitenkin menettelysääntösten tarkistamista samalla, kun otetaan huomioon esimerkiksi niiden oikeus-turvaan liittyvät muut tehtävät. *Menettelysäännöksiin voidaan kannustaa ihmisiä biodiversiteetin turvaamiseen 1) lisäämällä tietämystä ja tietoa luonnosta ja siihen kohdistuvien toimintojen vaikutuksista sekä 2) kehittämällä vuorovaikutuskeinoja (osallistumista)*. Nämä säännökset ohjaavatkin, mistä, millä keinoin ja missä vaiheessa kootaan tarvittavaa tietoa. Tiedon kokoamisen ohella menettelysäännöksillä on keskeinen merkitys tiedon välittymisessä päätöksenteon tueksi. Osallistuminen kytkeytyy saumattomasti tiedon kokoamiseen ja välittymiseen, sillä eri osallistajat voivat tuoda päätöksentekoon biodiversiteettiä turvaavia – ja toisaalta myös vastakkaisia – näkökohtia. Vaikka ennalta on mahdotonta sanoa, mikä eri osallistajista lopulta lisää tällaista tietoa päätöksenteossa, vuorovaikutuksen ja osallistumisen tulisi kuitenkin aina mahdollistaa biodiversiteettiä koskevan tiedon kokoaminen ja välittyminen päätöksentekoa varten. Osallistumisen rajoittamiseen biodiversiteettiä turvaavin menettelysäännöksiin on sen sijaan yhdenvertaisuusnäkökohdat ja PerustusL 20 § huomioon ottaen suhtauduttava varauksin.⁵⁸

Biodiversiteetin turvaaminen ei myöskään puolla menettelysäännöksiä, joilla pyritään adressaattien osalta rajoittamaan instrumentin käynnistymistä perusoikeuksien vastaisesti. Yhdenvertaisuusnäkökulmasta olisi ongelmallista esimerkiksi pyyntiluvan hakemismahdollisuuksien rajoittaminen biodiversiteetin turvaamistarkoituksessa tiettyyn satunnaiseen ryhmään ihmisiä. Sen sijaan pyyntiluvan edellytysten asettaminen lainsäädännössä niin, että vain tietty määrä lupia voidaan sellaisin perustein myöntää, ei liene ongelma, kunhan lähtökohdat pyyntiluvan saamiselle ovat samat tai perustuslain sään-

⁵⁷ Tässä yhteydessä tarkoitan yleistä ympäristövaikutusten selvittämistä, joka on varsinaisia arviointimenettelyitä pienimuotoisempaa ja joka voi osoittautua tarpeelliseksi myös toiminnanharjoittajan yleisen selvilläolovelvollisuuden vuoksi (ks. esimerkiksi YVAL 25 § ja YSL 5.1 §).

⁵⁸ Biodiversiteetin turvaaminen voi onnistua vain mahdollisimman avoimen vuorovaikutuksen jälkeen. Vuorovaikutuksessa täytyy ottaa huomioon myös turvaamisintressin vastaiset kannat. Jaksossa 5.3.2 analysoidaan tarkemmin osallistumista ja jaksossa 5.3.3 tiedon kokoamista ja välittymistä eri menettelyissä.

nösten kokonaisuuden pohjalta perusteltavissa, kuten saamelaisten pyyntioikeudet luonnonsuojelualueilla.

Biodiversiteettiä koskevaan tiedonhallintaan liittyvät myös viranomaisten hallussa olevaa tietoa koskevat säännökset. Suomessa pääsy viranomaisten hallussa oleviin asiakirjoihin on järjestetty yleisesti JulkisuusL:lla. Näissä tapauksissa biodiversiteettiä koskeva tieto sulautuu osaksi muuta viranomaisasiakirjoissa olevaa tietoa. Kansainvälisessä ja EY-oikeudessa tätä tiedon lajia käsitellään kuitenkin osana ympäristötietoa⁵⁹. Ympäristötieto on julkisuusperiaatteen mukaisesti lähtökohtaisesti julkista, mutta tiedon saatavuuteen liittyy eräitä poikkeuksia⁶⁰.

5.3.2 Instrumentit ja osallistuminen

Osallistumisen tarve ja merkitys. Osallistumista on syytä tarkastella kokonaisuutena. Tässä tutkimuksessa osallistuminen ymmärretäänkin laajassa merkityksessä niin, että se sisältää kaikkinaisen vuorovaikutuksen lähtien ympäristövaikutusten arviointiin, suunnitteluun ja päätöksentekoon osallistumisesta aina valitusprosesseihin asti. Osallistumisen kokonaisvaltaisella tarkastelulla pyritään edistämään biodiversiteettiä turvaavien tahojen osallistumismahdollisuuksien yhtenäistämistä ennen ja jälkeen päätöksenteon.

Osallistumisen tarve vaihtelee yleensä toiminnan ympäristövaikutusten mukaan. *Mitä merkittävämpiä haitallisia vaikutuksia toimenpiteestä aiheutuu biodiversiteetille, sitä tärkeämpiä ovat kolmansien osallistumismahdollisuudet.* Vuorovaikutuksen avulla saadaan myös tietoa luonnon monimuotoisuudesta ja kansalaiset saavat PerustusL 20.2 §:n edellyttämällä tavalla mahdollisuuden vaikuttaa elinympäristöönsä koskevaan päätöksentekoon. Näistä syistä kolmansien osallistuminen esimerkiksi Natura 2000 -turvaamismekanismien menettelyyn on usein tarpeen⁶¹. Sen sijaan vaikutuksiltaan vähäisissä hankkeissa ei yleensä – prosessiekonomisten syidenkään vuoksi – kannata kolmansien kuulemisia järjestää. Esimerkiksi yksittäisten suurpetojen pyyntilupapäätöksiin tai ympäristötukipäätöksiin kolmansien osallistuminen tuskin toisi biodiversiteetin turvaamisen kannalta lisäarvoa. Toisaalta näissäkin tapauksissa lupapäätösten kohteena olevien toimien yhteisvaikutukset voivat olla merkittäviä biodi-

⁵⁹ Tässä tutkimuksessa ympäristötieto ymmärretään – kuten Århusin sopimuksen 2 artiklan 3 kohdassa – kirjoitetussa, visuaalisessa, kuultavassa, sähköisessä tai missä tahansa materiaalisessa muodossa olevaa tietoa muun muassa biodiversiteetin ja sen osien tilasta. Ks. myös ympäristötiedodirektiivin (90/313/EEC) 2 artiklan a kohta ja ympäristötiedon saatavuutta koskevan direktiiviehdotuksen 2 artiklan 1 kohdan a alakohta. Ks. ympäristötiedon käsitteestä myös Hakkarainen 1998 s. 58–59.

⁶⁰ Ks. JulkisuusL 1.1 § ja PerustusL 12.2 §. Poikkeuksien takia biodiversiteettiä koskevan viranomaistiedon saatavuutta analysoidaan vielä tarkemmin jaksossa 5.3.4.

⁶¹ Ks. kansalaisten kuulemisesta myös luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohta.

versiteetille, jolloin osallistumisen tarve vain siirtyy varsinaisesta ennakkovalvontamenettelystä suunnittelutasolle.

MetsästysL 10.2 § on viittaussäännös, joka mahdollistaa tiedon keräämistä koskevien menettelysäännösten antamisen asetuksella. MetsästysA 2.3 §:n nojalla maa- ja metsätalousministeriö voi ”tarvittaessa asettaa riistanhoitopiireittäin enimmäismäärät lupien nojalla metsästettäviksi sallittaville eläimille ja antaa ohjeita pyynnin rajoittamisesta sekä luvan myöntämisessä noudatettavasta menettelystä”. Yksittäisten pyyntilupien osalta tällä mahdollisuudella ei kuitenkaan voi olla suurta merkitystä. Käytännössä kokonaisvaltainen kuuleminen ja muu päätöksentekoa tukevan tiedon kokoaminen, esimerkiksi riistakannoista ja niiden suotuisasta suojelutasosta, voitaisiin järjestää maa- ja metsätalousministeriön vahvistaessa MetsästysA 2.3 ja 5 §:n nojalla suurpetojen pyyntikiintiöt. Tiedon keräämisestä kiintiöiden vahvistamisen yhteydessä ei ole kuitenkaan annettu menettelysäännöksiä. Tällaisten kiintiöiden vahvistamisessa on kyse hallinnon sisäisistä ohjeista, joilla ohjataan lainsäädännön toimeenpanoa. Kyse on hallintoasian käsitteystä, johon voidaan lähtökohtaisesti soveltaa hallintomenettelylakia⁶². Kyseessä ei kuitenkaan ole asianosaisasia, joten vain säännöksiä HMenL 12 §:n mukaisesta selvittämisestä ja HMenL 13 §:n mukaisesta vireilläolosta ilmoittamisesta voidaan tältä osin soveltaa karhun kiintiömetsästyksessä. Tulkinnanvaraista kuitenkin on, tarvitseeko vireilletulosta ilmoittaa tässä yhteydessä. Käytännössä kiintiöiden vahvistamisesta ilmoitetaan, mutta ei vahvistamisasian vireilletulosta. Riistalajien suotuisan suojelutason turvaamista voisi vahvistaa nykyistä laajempi vuorovaikutus esimerkiksi luonnonsuojeluviranomaisten ja -yhdistysten kanssa, mikä puolestaan edellyttäisi menettelysäännöksiä tarkistamista ja suurpetojen suojelusuunnittelun kehittämistä ministeriössä⁶³.

Osallistumisen sisältö ja merkitys vaihtelevat tapauskohtaisesti, mutta yleisesti ottaen kyse on hallinnon läpinäkyvyydestä. Hallinnon läpinäkyvyyteen liittyy useita etuja, joista tässä mainittakoon kaksi: 1) osallistumisen on havaittu parantavan päätöksiä sisällöllisesti ja 2) päätöksiänsä legitimiys on lisääntynyt⁶⁴.

⁶² Ks. HMenL 1 § ja HE:n (88/1981) HMenL:n 1 §:ää koskevat perustelut.

⁶³ Ks. myös tiedon kokoamisesta jakso 5.3.3.

⁶⁴ Ks. Jewell 1998 s. 90. Ks. myös Ebbesson 1998 s. 68–69 ja 75–81.

Osallistumisen hyödyt päätöksenteossa	Sisältö
Rationalisointi	Yleisön osallistuminen edistää rationaalista ja tieteelliseen tietoon pohjautuvaa päätöksentekoa.
Integrointi	Yleisön osallistuminen päätöksentekoon integroi kansalaisten ja viranomaisten intressejä sekä kasvattaa kansalaisten ymmärtämystä viranomaistoimintaa kohtaan ja rakentaa yhteisöllisyyttä yhteiskunnassa.
Legitimointi	Yleisön osallistuminen lisää valmiutta ymmärtää ja hyväksyä viranomaisten tekemiä päätöksiä, joiden legitimiys kasvaa osallistumisen myötä.
Tehostaminen	Yleisön osallistuminen tehostaa lisääntyneen legitimiuden myötä päätösten toimeenpanoa.
Kontrollointi	Yleisön osallistuminen lisää mahdollisuuksia valvoa ja kontrolloida viranomaisten päätöksiä.
Oikeuksien ja intressien turvaaminen	Yleisön osallistuminen mahdollistaa esimerkiksi kansalaisten ympäristöperusoikeuksien ja muiden ympäristöön liittyvien intressien suojan tehostamisen päätöksenteossa.

Taulukko 6: Erittely osallistumisen hyödyistä päätöksenteossa⁶⁵.

Osallistumisella on keskeinen merkitys biodiversiteettiä koskevan tiedon kokoamisessa ja välittämisessä. Osallistumisen merkitystä lisää *mahdollisimman vapaa pääsy ympäristötietoon ja mahdollisuus jakaa tieto laajasti yksilöiden ja yhteisöjen (erilaisten intressiryhmien) kanssa*.⁶⁶ Mitä laajemmin biodiversiteettiä koskevaa tietoa jaetaan, sitä todennäköisempää on, että erilaiset intressiryhmät kykenevät määrittelemään ongelmakohtat ja löytämään näitä ongelmia yhteensovittavan ratkaisun⁶⁷.

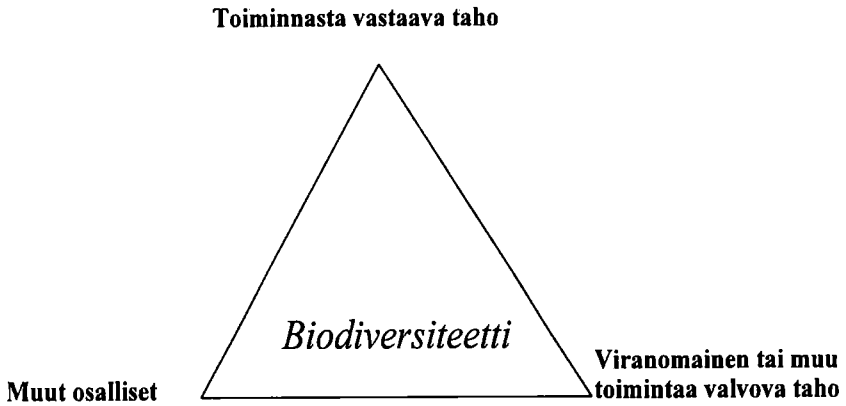
Osalliset. Kansalaisten laajojen osallistumismahdollisuuksien peruslähtökohtana biodiversiteettioikeudessa on, että *kenellä tahansa päätöksenteko- tai muihin vastaaviin menettelyihin osallistuvista voi olla biodiversiteetin turvaa-*

⁶⁵ Ks. Kimber 1998 s. 142–143.

⁶⁶ Ks. tiedon saatavuudesta tarkemmin jakso 5.3.4 sekä tiedon kokoamisesta ja välittämisestä jakso 5.3.3.

⁶⁷ Ks. paikallisten osallistumisesta myös Heywood 1995 s. 1018–1020.

misen kannalta arvokasta tietoa. Ennalta voi nimittäin olla vaikea ennustaa, millä taholla on lopulta biodiversiteettiä koskevaa tietoa. Tällaista ennustamista hankaloittaa myös se, että asiayhteyden vaihduttua saattaa osallistaho, joka aikaisemmin turvasi biodiversiteettiä, puhuakin nyt sen turvaamista vastaan. Toisaalta biodiversiteettiä turvaavaa tietoa voi syntyä eri tahojen mielipiteiden synteisistä, minkä vuoksi biodiversiteettiä turvaavia tahoja voi olla vaikea paikallistaa eri menettelyissä. Yksittäistapauksissa keskeisten biodiversiteettiä turvaavien intressiryhmien osallistuminen luonnonvarojen käyttöä koskevaan päätöksenteko- ja muihin menettelyihin olisikin järjestettävä mahdollisimman kattavasti⁶⁸.



Kuvio 15: Osalliset.

Teoriassa keskeiset intressiryhmät (osalliset) voidaan jäsentää kolmeen ryhmään. Ensimmäiseen osalliskategoriaan kuuluvat toiminnasta vastaavat tahot (esimerkiksi ympäristötuen hakijat), toiseen kategoriaan viranomaiset tai muut toimintaa valvovat tahot (esimerkiksi metsäkeskukset) ja kolmanteen kategoriaan muut osalliset (esimerkiksi luonnonsuojelujärjestöt ja maanomistajat), jotka voivat antaa lausuntoja ja mielipiteitä esillä olevassa asiassa. Viranomaisten ja yksilöiden välille syntyy siten erilaisia suhdeverkostoja, jotka pyritään järjestämään instrumentteihin liittyvissä menettelyissä. Esimerkiksi lupamenettely muodostaa eräänlaisen osallistumiskehyksen näiden suhteiden järjestämiselle⁶⁹.

⁶⁸ Turvaamisinstrumentin valinnassa olisi kiinnitettävä huomiota potentiaaliin turvaamissuhteisiin. Esimerkiksi ilmoitusmenettely ei ihmisten elinympäristöä koskevissa peruuttamattomissa ratkaisuisissa välttämättä anna riittävästi individuaalisuojaa vahingonkärsijöille eikä sitä kautta välillistä turvaa biodiversiteetille (ks. ilmoitusjärjestelmän kritiikistä myös Vihervuori 1989 s. 237–238).

⁶⁹ Ks. Vihervuori 1998a s. 239. Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 161 ja 163.

Kaikki potentiaalisesti biodiversiteettiä turvaavat tahot eivät voi käytännössä osallistua yksittäisiin luonnonvarojen käyttöä ohjaaviin päätöksiin. Osallistumista onkin prosessiekonomisten ja muiden käytännön syiden vuoksi yleensä jollakin tavoin rajattava. Käytännössä osallisten rajaamiseen vaikuttavat turvatavan ympäristöedun ja henkilöiden oikeusaseman määrittelyt eri menettelyissä. Voidaan puhua myös merkityksellisen edun määrittelystä kunkin lain tavoite- ja aineellisissa säännöksissä. Merkityksellisen edun perusteella ratkeaa, kenellä on oikeus käyttää puhevaltaa edun valvomisessa. Oikeussuhteiden ja intressien mosaiikki vaikuttaa myös aineellisten säännösten tulkintaan.⁷⁰ Entä mitkä tahot voivat käyttää puhevaltaa, kun merkityksellisenä ympäristötuna on biodiversiteetin turvaaminen?

Ympäristötuna biodiversiteetin turvaaminen. *Biodiversiteetin säilyttäminen on julkinen intressi (yleinen etu)⁷¹. Yleisenä ympäristötuna biodiversiteetin turvaamisella on kahdet kasvot. Toisaalta biodiversiteetin turvaaminen on ihmiskunnan yhteinen etu, joka koituu sekä nykyisten että tulevien sukupolvien hyväksi⁷². Tässä mielessä se kytkeytyy eri henkilöiden elinympäristöä koskeviin intresseihin. Toisaalta biodiversiteetin turvaaminen on luonnon itseisarvosta lähtevänä intressinä ihmisten (henkilöiden) intresseistä riippumaton itsenäinen yleinen ympäristöetu.⁷³ Edellä sanottu vaatii selventämistä. PerustusL 20.1 §:n mukaan vastuu luonnosta ja sen monimuotoisuudesta kuuluu myös yksityisille tahoille. Biologista monimuotoisuutta voivatkin turvata tapauskohtaisesti niin julkiset kuin yksityisetkin tahot.⁷⁴ Vaikka biodiversiteetin turvaamista ei lähtökohtaisesti mielletäisi kenenkään henkilökohtaiseksi intressiksi, käytännössä biodiversiteetin turvaaminen yleisenä etuna yhdistyy eri tavoin eri tahojen yksityisiin etuihin⁷⁵. Esimerkiksi tontinomistaja saattaa pyrkiä rajoittamaan viereisen tontin rakentamista vetoamalla kyseisen alueen yleisiin suojeluarvoihin, vaikka häntä kiinnostaa lähinnä omalta tontilta avautuva maisema tai luonnonrauha. Biodiversiteettiä turvaavista yksityisistä eduista ei kuitenkaan muodostu summana vastaavaa yleistä etua⁷⁶, koska yksityisillä eduilla saatetaan tukea ristiriitaisia ympäristöedun elementtejä. Yksityisiä intressejä ei voida myöskään laajentaa biodiversiteettiä turvaaviksi yleisiksi eduiksi silloin, kun tämän ympäristöedun lähtökohdat palautetaan luonnon ja sen monimuotoisuuden itseisarvonäkökohtiin. Kyseinen havainto ulottuu bio-*

⁷⁰ Ks. merkityksellisestä edusta Kuusiniemi ym. 2001 s. 162.

⁷¹ Ks. Bilderbeek 1992 s. 178.

⁷² Ks. esimerkiksi Rion sopimuksen johdannon 3 ja 23 kohdat.

⁷³ Ks. myös edunsaajista jaksossa 3.3.1.

⁷⁴ Ks. biodiversiteetin turvaamistavoitteiden toteuttamisvastuusta myös jakso 3.1.3.

⁷⁵ Tosin esimerkiksi Michanek (1994 s. 175) on havainnut, että biologisen monimuotoisuuden suojelu on harvoin oikeudellisessa mielessä yksityinen intressi.

⁷⁶ Ks. myös esimerkiksi Vihervuori 1981 s. 37.

diversiteetin turvaamissuhteen teoreettisiin perusteisiin asti⁷⁷. Osallistuminen voi vain välillisesti, lähinnä päätöksentekoon vaikuttamalla, turvata biodiversiteettiä yleisenä itsenäisenä ympäristötietuna.

Jakamattoman ympäristöedun käsitettä voidaan pitää epämääräisenä ja ongelmallisena, koska sen elementit saattavat olla toisilleen vastakkaisia: ”On mahdollista, että ympäristölle haitallinen toiminta jossakin toisessa suhteessa on ympäristölliseltä kannalta edullista tai että ympäristöhaittojen estäminen itsessään aiheuttaa muita ympäristöhaittoja.”⁷⁸ Vastaavaa voidaan todeta tietyissä tapauksissa ympäristöeduista, joilla argumentoidaan biodiversiteetin osien turvaamisen puolesta. Esimerkiksi valkoselkätikan pesimäalueen ennallistaminen saattaa edellyttää metsänkäsitelyä, mikä tapahtuisi toisten lajien kustannuksella. Erilaisesta lajien suojelun tai käytön painotuksesta riippuen samankaltaisissakin tilanteissa suojelu- tai hoitotoimenpiteet saattavat vaihdella huomattavastikin. Ristiriitaisia ympäristöedun elementtejä toisiinsa sovitettaessa tarvitaan vahvaa luonnontieteellistä tietämystä ja ennalta varautumisenäkökohtia ennen kuin voidaan valita biodiversiteettiä turvaavan ratkaisun perusteet kulloiseenkin tilanteeseen sopivimmalla tavalla. Kokonaisvaltainen harkinta edellyttää, että osalliset voisivat tuoda (omien etujensa ohella) ristiriitaisetkin ympäristöedun elementit mahdollisimman laajasti päätöksentekoon.

Viranomaiset edustavat perinteisesti yleisiä ympäristöetuja. Ruotsissa on havaittu, että viranomaisilta puuttuu taloudellisia ja muita resursseja huolehtia ympäristöstä yleisenä etuna laeissa säädetyin tavoin⁷⁹. Myös viranomaisten päätöksissä saattavat ympäristöintressit syystä tai toisesta jäädä ottamatta huomioon⁸⁰. Suomessa erityisesti alueelliset ympäristökeskukset valvovat biodiversiteetin turvaamista yleisenä intressinä⁸¹. Kullakin alueellisella ympäristökeskuksella on myös muita yleisiä etuja valvottavanaan ja joskus alueellisen ympäristökeskuksen rooli voikin muodostua ristiriitaiseksi. Alueellisten ympäristökeskusten resurssit ovat myös rajalliset biodiversiteetin turvaamisessa. *Mikäli yleisen suojeluintressin edistäminen on yksinomaan viranomaisten asiana, biodiversiteetin turvaamista ei ole riittävästi varmistettu.*

Kansalaisten osallistumismahdollisuuksien laajentaminen tukee ympäristöviranomaisten toimintaa. Uusimmassa ympäristölainsäädännössä on myös asukas-, ympäristö- tai luonnonsuojelujärjestöille annettu mahdollisuus käyttää puhevaltaa yleisen ympäristöedun puolesta⁸². Biodiversiteetti yleisenä etuna on

⁷⁷ Ks. jaksot 3.3.1 ja 3.3.2. Ks. tulevien sukupolvien aseman ja luonnon itseisarvon merkityksestä päätöksenteon suhdeverkostossa myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 164.

⁷⁸ Ks. Vihervuori 1981 s. 41.

⁷⁹ Ks. Nordh 1999 s. 550–551.

⁸⁰ Ks. päätöksenteosta tarkemmin jakso 5.4.

⁸¹ Tällaista yleisen edun valvontaa alueellinen ympäristökeskus voi harjoittaa esimerkiksi Natura 2000 -arvioinnin lausuntomenettelyssä (ks. LSL 65.2 §).

⁸² Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 63.

siis tässä merkityksessä asiavaltuuden peruste. Biodiversiteetin turvaamista ei ole kuitenkaan perusteltua kategorisoida sellaisiksi muodolliseksi yleisiksi intresseiksi, joiden pohjalta evätään yksityisen intressin – asianosaisuuden – puuttumisen vuoksi osallistumis- ja valitusmahdollisuudet. Viranomaisen epäonnistuminen edellä kuvatuista syistä päätöksenteossa, valvonnassa tai seurannassa nimittäin merkitsisi tällöin biodiversiteetin tuhoutumista, jos yksilöllä tai yhteisöllä ei olisi oikeutta reagoida, kun elinympäristöä vahingoitetaan yleisen, muttei suoranaisesti asianosaisasemaan oikeuttavan yksityisen edun vastaisesti. Luontevampaa olisi myöntää se tosiasia, että asianosaiset, viranomaiset tai muut osalliset voivat eri tilanteissa eri intressiperustasta turvata biodiversiteettiä, kunhan kaikille on järjestetty riittävät mahdollisuudet ilmaista mielipiteensä tai lausua asiasta instrumenttien mukaisissa menettelyissä, käynnistää vireillepano ja valittaa instrumentteihin liittyvistä päätöksistä.

Biodiversiteetin turvaamiseen osallistuminen on tosiasiaassa järjestetty eri yhteyksissä eri tavoin. Osallistuminen voidaan jakaa päätöksentekoa edeltävään (*ex ante*) ja sen jälkeiseen vuorovaikutukseen (*ex post*)⁸³. Ennen päätöstä osallistutaan tyypillisesti asian valmisteluun ja siihen mahdollisesti liitettävään ympäristövaikutusten arviointiin. Päätöksen jälkeen osallistuminen on useimmiten muutoksenhakua tai päätöksen kohteena olleen toiminnan seuranta ja valvontaa, johon liittyy pakkokeinoja koskevat vireillepanomahdollisuudet. Jakoa tärkeämpää olisi kuitenkin tarkastella kokonaisvaltaisesti päätöksentekoon osallistumista ja kehittää tältä pohjalta oikeudellista sääntelyä.

Osallistumisen laajentamistarve *ex ante*. Päätöksentekoa edeltävien tai siihen suoranaisesti liittyvien osallistumismenettelyiden tulisi antaa yleisölle riittävän laajat mahdollisuudet ilmaista mielipiteensä. Nämä menettelyt voivat parhaimmillaan välittää päätöksentekoon yleisöllä olevaa tietoa biodiversiteetistä ja sen merkityksestä ihmisille. Tällaista tietoa voi siirtyä esimerkiksi perinteisistä menetelmistä, innovaatioista ja käytännöistä koskien biodiversiteetin suojelua ja sen osien kestäväää käyttöä. Erityisesti ympäristövaikutusten arviointimenettelyt voivat toimia paitsi biodiversiteettiä koskevien tietojen, myös arvojen välittäjinä päätöksenteossa. Kaiken kaikkiaan osallistuminen voi parhaimmillaan lisätä päätösten uskottavuutta ja legitimiyyttä kansalaisjärjestöjen ja muiden osallisten joukossa.⁸⁴ *Biodiversiteettiä turvaavien tahojen mahdollisuudet osallistua ympäristövaikutusten arviointi-, lupa-, ilmoitus- ja tukimenettelyihin on kuitenkin lainsäädännössä järjestetty sattumanvaraisesti.* Tätä voidaan selittää monella tavalla. Ainakin instrumentin tarkoituksella on yhteys kolmansien osallistumismahdollisuuksiin. On selvää, että ympäristövaikutusten arvioinnissa on tarpeen laajempi osallistuminen kuin esimerkiksi pyyntilupamenettelyssä.

⁸³ Ks. osallistumisesta päätöksentekoon myös Jewell 1998 s. 91.

⁸⁴ Ks. Århusin sopimuksen 6 ja 7 artikla ja esimerkiksi Canter 1996 s. 588.

Yleisön mahdollisuudet osallistua ovat parhaimmat silloin, kun Natura 2000 -alueita koskevat vaikutukset arvioidaan YVAL 2 luvun menettelyssä. Menettelyyn voivat osallistua eri viranomaiset sekä ne kansalaiset ja yhteisöt, joiden oloihin tai etuihin hanke tai suunnitelma saattaa vaikuttaa⁸⁵. Käytännössä hankkeen arvioidulla vaikutusalueella tällaisen yleisön osallistuminen on ollut hyvinkin vapaata. Myöskään arvioidun vaikutusalueen ulkopuolella osallistumista arviointimenettelyyn ei tulisi rajoittaa yksioikoisesti henkilökohtaisen intressin perusteella eikä etenäkään PerustusL 20.2 §:n asettaman periaatteen vastaisesti.

Osallistumista koskevien säädösten välisiä eroja ei voida selittää pelkästään sillä, että instrumentteja käytetään eri tarkoituksessa. Esimerkiksi LSL 65 §:n Natura 2000 -arvioinnista kuulemiseen sovelletaan usein samoja HMenL 13 §:n vireilläolosta ilmoittamissäännöksiä kuin ennakkovalvontamenettelyihin.

Luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohta korostaa kansalaisten kuulemista tarvittaessa. Käytännössä yleisön osallistuminen LSL 65 §:n mukaiseen Natura 2000 -arviointiin ratkaistaan asiaan kulloinkin sovellettavan hallintomenettelyn mukaisesti⁸⁶. Hankkeita koskevissa Natura 2000 -arvioinneissa joudutaan usein – muiden säännösten puuttuessa – turvautumaan HMenL 13 §:n vireilläolosta ilmoittamiseen, kun pohditaan muiden kuin asianosaisten osallistumismahdollisuuksia. Avainasemassa on HMenL 13.1 §, jonka mukaan ”jos asian ratkaisulla voi olla huomattava vaikutus laajalla alueella tai lukuisien henkilöiden oloihin, asian vireilläolosta on ilmoitettava julkisesti”. Monet ympäristöasiat täyttävät tämän tunnusmerkistön⁸⁷. PerustusL 20 § huomioon ottaen Natura 2000 -alueiden arvioinnista on luontevaa kuulla samalla, kun HMenL 13.1 §:n nojalla ilmoitetaan LSL 66.1 §:n mukaisen heikentämiskiellon päätöksen vireilläolosta.

Kaikkiin tarkasteltavina oleviin instrumentteihin liittyy muiden tarkoituksien ohella myös ajatus biodiversiteetin osien suojelusta tai kestävästä käytöstä (biodiversiteetin turvaamisesta). Biodiversiteetin turvaamista olisikin ajateltava systeemitasolla kokonaisvaltaisesti eikä pelkästään instrumentin tarkoituksesta lähtien.

Esimerkiksi metsätalouden ympäristötukia voitaisiin kehittää osana laajempaa metsien monimuotoisuuden suojelun suunnittelua, jossa mahdollistettaisiin kolmansien osallistuminen, vaikka itse ympäristötukea myönnettäessä ei olisikaan HMenL 13 §:n nojalla tarkoituksenmukaista kuulla kolmansia.

Hallintomenettely on mielletty laajimmillaan osallisten (asianosaisten, viranomaisten ja muiden tahojen) väliseksi suhteeksi. Erityisesti HMenL 13 §:n

⁸⁵ Ks. YVAL 2.1 §:n 7 kohta.

⁸⁶ Esimerkiksi kaavojen ympäristövaikutusten arviointi- ja kaavoitusmenettely saattaa tällöin tulla sovellettavaksi (ks. MRL 6 ja 9 § sekä 8 luku).

⁸⁷ Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 131.

muotoilussa tämä näkyy selvästi. HMenL 13.1 §:n mukainen ilmoittamistarpeen harkintaperuste ”asian ratkaisulla voi olla huomattava vaikutus lukuisten henkilöiden oloihin” viittaa selkeästi erilaisiin potentiaalisiin hallinto-oikeudellisiin suhteisiin. Tämä henkilörelaatioihin perustuva ajattelu korostuu HMenL 13.2 §:ssä, jonka 1 virkkeen mukaan ”tiedossa olevalle henkilölle, joka ei ole asianosainen mutta jonka asumiseen, työntekoon tai muihin oloihin asian ratkaisu saattaa vaikuttaa huomattavasti, on ilmoitettava asian vireilläolosta”. Kuten edellä havaittiin, biodiversiteetin turvaaminen ei käänny kovin hyvin yksityiseksi intressiksi. Nämä edellä kuvatut *osallistumismahdollisuudet määrittyvät pääasiassa – vaikkakin asianosaisuutta laajemmin – intressentin kautta*⁸⁸.

HMenL 13.1 §:n harkintaperusteista ”asian ratkaisulla voi olla huomattava vaikutus laajalla alueella” *mahdollistaa lisäksi biodiversiteetin turvaamissuhteen huomioon ottamisen ilman suoraa relaatioita potentiaalisiin osallisiin* sikäli, kun vaikutukset ymmärretään huomattaviksi ympäristövaikutuksiksi laajalla alueella. Tästä perustasta lähtien mielipiteitä voidaan antaa hyvin laajasti ainakin vaikutusalueella riippumatta siitä, mikä on osallistahon intressi asiassa. Ongelmia saattaa muodostua vain tilanteissa, jossa vireilläolosta ilmoittaminen olisi biodiversiteetin turvaamiseksi (yleisenä ympäristötetuna) tarpeen, mutta asian ratkaisulla ei ole huomattavia vaikutuksia laajalla alueella. Ongelmat voi avata vain intressidikotomiasta luopumalla ja tulkitsemalla säännöstä PerustusL 20.2 §:n mukaisesti eli ottaen huomioon jokaisen mahdollisuus-kansalaisena tai kansalaisjärjestöinä – vaikuttaa elinympäristöään koskevaan päätöksentekoon.

Biodiversiteetin turvaamisen kannalta ei ole perusteltua, että HMenL 13.2 §:n nojalla ilmoittaminen perustuu edes väljästi yksityiseen intressiin, sillä biodiversiteetin turvaamiseen liittyvä tieto ei ole välttämättä yksinomaan niiden hallussa, joilla on yksityinen intressi asiassa. Myös muiden osallisten kuin HMenL 13.2 §:n intressenttien olisi halutessaan voitava osallistumalla kantaa PerustusL 20.1 §:n tarkoittamalla tavalla vastuunsa luonnosta ja sen monimuotoisuudesta. Tässä tilanteessa turvaamissuhteen kannalta ratkaistava on, ilmoitetaanko asian vireilläolosta ylipäättään näille tahoille. Ilmoituksen jälkeen mielipiteitä vastaanotetaan käytännössä varmasti muiltakin kuin HMenL 13.2 §:n mukaisilta intressenteilta.

HMenL 13.3 §:n mukaan ”vireilläolosta ei tarvitse ilmoittaa, jos ilmoittaminen vaarantaa ratkaisun tarkoituksen toteutumisen tai aiheuttaa muuta merkittävää haittaa taikka jos ilmoittaminen on ilmeisen tarpeetonta”. Tätä ilmoittamisvelvollisuudesta poikkeamissäännöstä tulisi yleensäkin tulkita suppeasti⁸⁹. *PerustusL 20 § kokonaisuudessaan huomioon ottaen biodiversiteettiä koskevissa*

⁸⁸ Ks. intressentin vaikutusmahdollisuuksista myös Mäenpää 2000 s. 264.

⁸⁹ Ks. Mäenpää 2000 s. 267.

asioissa on noudatettava vieläkin pidättyväisempää linjaa poikkeussäännöksen soveltamisessa.

Osallistumisen laajentamistarve ex post. Perinteisesti oikeus valittaa tai osallistua muulla tavoin *ex post* on silloin, kun jollakin on *yksityinen intressi* käsiteltävänä olevassa asiassa. Yleisessä hallintolainkäytössä asianosaisia ovat siten ensinnäkin ne tahot, johon päätös oli kohdistettu (adressaatti). Nykyisin asianosaisiksi katsotaan myös sellaiset osallistajat, joiden oikeuteen, velvollisuuteen tai etuun päätös välittömästi vaikuttaa.⁹⁰ Yleisessä hallintolainkäytössä on vieläkin lähtökohtana asianosaisten oikeusturvan tarve, jolloin muut osalliset on tavallisesti suljettu pois valitusprosessista⁹¹. Traditio huomioon ottaen asianosaisuuden ulottaminen tilanteisiin, joissa asianosaisuus syntyisi muutoksenhaussa yksinomaan yleisen edun turvaamistarpeesta, ei ole todennäköistä ilman erityissäännöksiä⁹². Yleistä etua ovat perinteisesti ajaneet asianosaisten sijasta viranomaiset, joille on tässä tarkoituksessa myönnetty valitusoikeus.

Valitusmenettelyn ja valituskelpoisuuden perustan muodostavat usein yleiset hallintolainkäyttöä koskevat säännökset⁹³. Esimerkiksi Metsäl 23.2 §:n mukaan ”muutoksenhakuun sovelletaan, mitä hallintolainkäyttölaissa (586/96) säädetään muutoksenhausta hallintoviranomaisen päätökseen”. Metsäl 11 §:n mukaisesta luvan epäämisestä voi siten valittaa luvanhakija asianosaisena⁹⁴. Muukin osallistaja, jonka oikeuteen, velvollisuuteen tai etuun päätös välittömästi vaikuttaa, voi saada asianosaisaseman kyseisen lupapäätöksen muutoksenhaussa. Käytännössä sellaista tahoja harvemmin on, koska päätök-

⁹⁰ Ks. esimerkiksi HLL 6 § ja HE:n (217/1995) kyseistä lainkohtaa koskevat yksityiskohtaiset perustelut: ”Lakiin ehdotetaan otettavaksi yleinen säännös siitä, kenellä on valitusoikeus. Vastavaa yleissäännöstä ei ole nykyisessä lainsäädännössä. Pykälän 1 momentin mukaan päätökseen saisi hakea muutosta valittamalla se, johon päätös on kohdistettu tai jonka oikeuteen, velvollisuuteen tai etuun päätös välittömästi vaikuttaa. Säännöksellä ei ole tarkoitettu muuttaa niitä perusteita, joiden mukaan nykyisessä oikeuskäytännössä arvioidaan asianosaisten valitusoikeuden määräytymistä. Tavoitteena on ollut löytää hallintomenettelylain 1 §:n asianosaismääritelmän kaltainen yleinen säännös siitä, ketä on pidettävä asianosaisena valitusta tehtäessä. Ehdotettu säännös asianosaisten valitusoikeuden määräytymisestä vastaisi kuntalain 92 §:ssä olevaa asianosaisten määritelmää.” Ks. adressaatista Vihervuori 1981 s. 115 ja 126.

⁹¹ Ks. esimerkiksi KHO 23.2.2000 T. 361.

⁹² Suvantola (2003 s. 83–96) on pohtinut HLL 6.1 §:ssä tarkoitettujen oikeuksien, velvollisuuksien ja etujen merkitystä asianosaisuuden perustana ja kytkenyt ne soveltuvilta osin perusoikeuksiin. Suvantola (2003 s. 179) on myös päätenyt siihen, että etu-käsitteen laaja tulkinta mahdollistaisi valitusoikeuden ulottamisen sellaisiin tahoihin, joiden valvoma intressi liittyy tulevien sukupolvien oikeuksien ja luonnon edun tai eettisten ja esteettisten etujen valvomiseen. Vaikka tätä kehitystä voitaisiin pitää suotavana, epäilen tulkintatradition näin merkittävää muutosta.

⁹³ Ks. yleishallintolainkäytön valitusoikeutta noudattavasta ympäristönkäyttölainsäädännöstä Suvantola 2003 s. 77–79.

⁹⁴ Ks. HLL 4–6.1 § ja HE:n (217/1995) HLL 6.1 §:ää koskevat perustelut: ”Valitusoikeus olisi ensinnäkin sillä, johon päätös on kohdistettu. Valitusoikeus olisi siten sillä, jolle päätöksessä on nimenomaisesti asetettu jokin velvollisuus, rajoitus tai kielto tai jolta on evätty kokonaan tai osittain jokin oikeus tai etu.” Ks. myös Suvantola 2003 s. 79–81.

sellä täytyy olla välitöntä vaikutusta valittajan yksityisiin intresseihin.⁹⁵ Läh-
tökohtana valitusoikeudelle on asianosaisen oikeusturvan tarve eikä biodi-
versiteetin turvaamistarve, joten esimerkkitapauksessa metsäluonnon moni-
muotoisuuden turvaaminen yksityisen intressin ohella on mahdollista lähin-
nä luvan hakijalle, jonka yksityinen intressi on – paradoksaalista kyllä – juuri
poiketa avainbiotooppien suojelusta⁹⁶. Näissä tilanteissa biodiversiteettiä
yleisenä etuna voi turvata tosiasiaa vain viranomaisen HLL 6.2 §:n mukai-
sella valitusoikeudellaan. Viranomaiseen rinnastetaan esimerkiksi metsäkes-
kus sen hoitaessa viranomaistehtäviä. Metsäkeskuksella ei toki ole intressiä
valittaa omasta poikkeusluvan myöntämispäätöksestään, mutta tilanne on
toinen, kun hallinto-oikeus asettuu ensimmäisenä valitusasteena vastoin
metsäkeskuksen kantaa poikkeusluvan myöntämisen kannalle. Metsäkes-
kuksella on siten valitusoikeus hallinto-oikeuden päätöksestä, jolla metsä-
keskuksen päätös on kumottu tai sitä on muutettu, sillä metsäkeskuksen
nimenomaisiin tehtäviin kuuluu Metsäl 10.1 §:ssä tarkoitetun tärkeän biodi-
versiteettiä koskevan yleisen edun turvaaminen⁹⁷. Näissä tilanteissa biodi-
versiteetin turvaaminen kilpistyy kuitenkin helposti Metsäl 11 §:n aineelli-
siin säännöksiin⁹⁸. Myös alueellisella ympäristökeskuksella on tässä tapauk-
sessa valitusoikeus, mikäli luparatkaisu on LSL:n vastainen⁹⁹.

*PerustusL 20.2 §:n säännös tukee asianosaisuutta laajentavaa tulkintaa ja
muutenkin valitusoikeuden laajentamista esimerkiksi kansalaisjärjestöjen osal-
ta.*¹⁰⁰ Tällainen valitusoikeuden laajennus antaa myös jokaiselle aikaisempaa
paremman mahdollisuuden kantaa PerustusL 20.1 §:n tarkoittamalla tavalla

⁹⁵ Lievennyksenä esittämäni kantaan on sanottava, ettei välittömyys-kriteeri ole täysin ehdoton käytännön ympäristöasioissa (ks. esimerkiksi Suvantola 2003 s. 84). Ks. HLL 6.1 § ja sen perustelut (HE 217/1995): ”Toiseksi valitusoikeus olisi sillä, jonka oikeuteen, velvollisuuteen tai etuun päätös välittömästi vaikuttaa, mutta johon päätöstä ei ole muodollisesti kohdistettu. Valitusoikeutta ei voitaisi johtaa yksinomaan päätöksen välillisistä vaikutuksista. Välittömyyskriteerin soveltuvuutta arvioitaessa olisi kiinnitettävä huomiota kunkin asian laatuun ja asiassa ilmenevään oikeusturvan tarpeeseen. Valitusoikeus määräytyisi ehdotetun säännöksen mukaisesti, jollei subjektiivisesta valitusoikeudesta ole tarkempia erityissäännöksiä. Säännös olisi väljän yleislausakkeen muodossa, jotta oikeuskäytännön kehittäminen olisi mahdollista.”

⁹⁶ Nämä havainnot koskevat sellaista muutoksenhakua, joista ei ole erityissäännöksiä. Uudessa ympäristölainsäädännössä asianosaisasema muutoksenhaussa on muotoiltu väljemmin. Esimerkiksi YSL 97 §:n mukaan valitusoikeus on muun muassa sillä, jonka oikeutta ja etua asia saattaa koskea, sekä tietyillä ympäristönsuojelujärjestöillä.

⁹⁷ ”Metsiä tulee hoitaa ja käyttää siten, että yleiset edellytykset metsien biologiselle monimuotoisuudelle ominaisten elinympäristöjen säilymiselle turvataan”. Ks. myös Metsäl 25.1 §.

⁹⁸ Ks. tarkemmin jakso 5.4.3.

⁹⁹ Ks. LSL 63 §.

¹⁰⁰ Ks. esimerkiksi Kuusiniemi 1999 s. 35 ja 1998 s. 112–115. Vihervuoren (1998a s. 248) mukaan kyseisen lainkohdan (tosin samansisältöisenä HM 14a.2 §:nä) merkitys lainkäytössä korostuu silloin, kun tietty vaikuttamiskanava tai sen yksilöiminen on – kenties lainsäätäjän tietoisella ratkaisulla – jäänyt oikeuskäytännön varaan. Tilanne on usein tällainen määriteltäessä käytännössä asianosaisten ja valitusoikeuden käyttöön oikeutettujen piiriä.

KHO jätti kuitenkin käyttämättä tämän mahdollisuuden 23.2.2000 antamassaan päätöksessä (T. 361), jonka mukaan alueellisilla luonnonsuojelujärjestöillä ei ollut oikeutta valittaa valtioneuvoston päätöksestä, jossa annettiin lupa hankkia lunastamalla pysyvä käyttöoikeus sähkönsiirtojohtoa varten tarvittaviin kiinteistöjen alueisiin.

vastuunsa luonnosta ja sen monimuotoisuudesta. Uusimmassa ympäristölainsäädännössä ympäristöperusoikeuden perustuslainen toimeksianto näkyy ensinnäkin siinä, että asianosaisuuden mahdollistava oikeussuojatarpeen kynnyks on madaltanut ja toiseksi siinä, että asiavaltuuteen pohjautuvia (esimerkiksi luonnonsuojelujärjestöjen) valitusmahdollisuuksia on lisätty. Kolmas osallistumismahdollisuuksia lisäävä seikka on ns. haittaa kärsivien henkilöiden ja tiettyjen yhteisöjen vireillepano-oikeus pakkokeinoasioissa.¹⁰¹ Asianosaisuuteen pohjautuva yleinen hallintovalitusoikeus on siis osoittautunut riittämättömäksi ympäristöedun turvaamisessa. *Biodiversiteetin turvaaminen yleisenä ympäristötietuna edellyttääkin näillä ja muilla edellä kuvatuilla perusteilla siirtymistä yksityisen oikeusturvaan korostavasta asianosaisuudesta laajempaan myös yleiset ympäristöedut huomioon ottavaan osallisuuteen*¹⁰².

PerustusL 20.2 §:ssä asetetaan julkiselle vallalle velvoite pyrkiä turvaamaan ”jokaiselle oikeus terveelliseen ympäristöön sekä mahdollisuus vaikuttaa elinympäristöään koskevaan päätöksentekoon”. Tämä velvoite liittyy jokaisen prosessuaalisiin oikeuksiin ja on osa jokaisen oikeusturva¹⁰³. Kyseistä velvoitetta ei ole rajattu lainsäätämistoimiin, vaan yhtä hyvin se koskee voimassa olevien lakien tulkintaa päätöksenteossa. Velvoite korostaa oikeutta osallistua erilaisiin päätöksentekomenettelyihin ja oikeutta valittaa päätöksestä.¹⁰⁴

Kiinnostavaa tapauksessa on kuitenkin ylimääräisen hallintoneuvoksen Kari Kuusiniemen eriyvä mielipide:

”Lunastuslaissa on tunnustettu luontoarvojen suoja ja ympäristövaikutusten arvioinnin merkitys lunastuslupa-asiaa käsiteltäessä. Lunastuslakiin ei sisälly luonnon- ja ympäristönsuojelun alalla toimivien kansalaisjärjestöjen valitusoikeutta tai ylipäätään muutoksenhakua lunastuslupa-asiaissa koskevia säännöksiä. Näin ollen valitusoikeuden olemassaolo ratkaistaan soveltamalla hallintolainkäyttölain 6 §:n 1 momentin joustavaa yleissäännöstä. Kun otan huomioon Suomen Hallitusmuodon 14 a §:n 1 ja 2 momenttien säännökset ja sen, että yhdistyksille luonnonsuojelulaissa nimenomaisesti on annettu valitusoikeus, katson, että yhdistyksillä on oikeus saattaa valituksessa tarkoitetut vaatimuksensa muutoksenhaun kohteeksi myös kyseisessä lunastuslupa-asiaissa, vaikka myös alueellisella ympäristökeskuksella luonnonsuojeluviranomaisena on luonnonsuojelulain 63 §:n mukaisesti oikeus valittaa lunastuslupapäätöksestä sillä perusteella, että päätös on luonnonsuojelulain vastainen.”

KHO:n tapaus on osoitus vanhan tulkintatradition säilymisestä lakien muutoksista huolimatta. Tulkinnan muuttuminen edellyttäisi oikeusongelman hahmottamisen aikaisemmasta selvästi poikkeavalla tavalla. Yleisten etujen valvomiseen perustuva järjestöjen valitusoikeus voidaankin ymmärtää myös tässä tutkimuksessa omaksutulla tavalla oikeusasemaksi, jossa ei ole kyse asianosaisuudesta, vaan laajemmasta osallistumisesta, osallisuuden ja vuorovaikutuksen, muodosta. (Ks. Määttä 2000b s. 801.)

¹⁰¹ Ks. esimerkiksi LSL 57.2 ja 61 §, VL 17.1 §, YSL 92 ja 97 §, MRL 191–193 § sekä JäteL 59 ja 66.2 §. Ks. myös Suvantola 2003 s. 108–147.

¹⁰² Ks. myös Määttä 2000b s. 796–798.

¹⁰³ Ks. PerustusL 21 §.

¹⁰⁴ Ks. esimerkiksi Vihervuori 1998a s. 248 ja Kuusiniemi 1999 s. 35.

Ensimmäiset askeleet asianosaisuutta laajemman ns. asiaperusteisen valitusoikeuden puolesta on otettu antamalla muun muassa yhdistyksille ja muille valtiolliseen toimintaan kuulumattomille organisaatioille (NGO) mahdollisuus ajaa viranomaisissa ja tuomioistuimissa yleistä ympäristöetua¹⁰⁵. Mainitsen tästä kaksi esimerkkiä: 1) LSL 61.3 §:n mukaan valitusoikeus on ”myös sellaisella rekisteröidyllä paikallisella tai alueellisella yhteisöllä, jonka tarkoituksena on luonnon- tai ympäristönsuojelun edistäminen.” Lisäksi eräillä valtakunnallisilla yhteisöillä on valitusoikeus luonnonsuojeluohjelman hyväksymistä koskevasta valtioneuvoston päätöksestä; 2) MRL 191.2 §:n nojalla ”on rekisteröidyllä paikallisella tai alueellisella yhteisöllä toimialaansa kuuluvissa asioissa toimialueellaan oikeus valittaa kaavan ja rakennusjärjestyksen hyväksymistä koskevasta päätöksestä. Maakuntakaavan hyväksymistä koskevasta päätöksestä on valitusoikeus myös valtakunnallisella yhteisöllä, kun kysymys on valtakunnallisten alueidenkäyttötavoitteiden vastaisuudesta.” Ympäristölainsäädäntöä uudistettaessa on myös – haittaa kärsivien henkilöiden ja kuntien ohella – järjestöille annettu vireillepano-oikeus hallintopakkoasioissa, jollainen on sisällytetty esimerkiksi LSL 57.2 §:ään. Oikeuskäytännössä vireillepano-oikeutta on tulkittu laajasti.

LSL 57.2 §:n mukaan haittaa kärsivällä henkilöllä on oikeus saattaa pakkokeinoasia vireille alueellisessa ympäristökeskuksessa, jos vireillepanon tarkoituksena on estää merkitykseltään vähäistä suurempi luonnon tuhoutuminen tai luonnonarvojen heikentyminen. Sama oikeus on toiminta-alueellaan rekisteröidyllä paikallisella tai alueellisella yhteisöllä, jonka tarkoituksena on luonnon- tai ympäristönsuojelun edistäminen, sekä kunnalla. Oikeuskäytännössä haittaa kärsiväksi henkilöiksi on katsottu hakkuualueen naapurit. ”Asiakirjoista saadun selvityksen mukaan RM:n ja VM:n tilat kuuluvat samaan metsävyöhykkeeseen kuin Konikallion vanha metsä, jossa on tehty havaintoja luontotyypin sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta annetun neuvoston direktiivin (92/43/ETY) liitteessä IV (a) tarkoitettuihin eläimiin kuuluvan liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikoista. Osa

¹⁰⁵ Ks. Bilderbeek 1992 s. 179. Ks. myös Århusin-sopimuksen 1 artiklan tavoite. Myös Kanadasa, Ontarion osavaltiossa säädetty EBR lähtee asianosaisuutta laajemmasta valitusoikeudesta. EBR 1.1 artiklan nojalla kyseisen lain tarkoitus on muun muassa biologisen (ekologisen ja geneettisen) monimuotoisuuden suojelu ja säilyttäminen. EBR 38.1 artikla mahdollistaa kenen tahansa Ontarion asukkaan, jolla ylipäätään on jonkinlainen intressi asiassa, valitukset tietyistä ympäristöä koskevista hallintopäätöksistä. Tällainen asukas ymmärretään EBR:n nojalla laajasti, kuten seuraavasta esimerkkiluettelosta voidaan havaita:

- 1) kesäasukas (cottage), joka epäilee, että uusi satama voi vahingoittaa paikallisia kosteikkoalueita, kalojen elinympäristöä ja veden laatua;
- 2) kunnallisen jätevedenpuhdistamon työntekijä, jonka työnantaja ei kuuntele työntekijän epäilyjä asiattomista päästöistä;
- 3) ryhmä kuntalaisia (community group), jotka ovat huolissaan läheisen jalostamon emissioista;
- 4) kuntalainen, joka uskoo uittoväylien uhkaavan herkkiä kalojen lisääntymisalueita;
- 5) yrittäjä, joka uskoo, että voimassa olevat ympäristömääräykset ja -säännökset on syytä uudistaa tuotteiden uusien valmistusprosessien myötä.

hakkuualueeksi ilmoitetusta alueesta sijaitsee RM:n ja VM:n naapuritilalla ja on heidän omistamiensa rakennusten ja pihapiirin läheisyydessä. RM:ää ja VM:ää on näissä olosuhteissa pidettävä luonnonsuojelulain 57 §:n 2 momentissa tarkoitettuina häittäjäkärsivinä henkilöinä, joilla on oikeus saattaa luonnonsuojelulain 57 §:n 1 momentissa tarkoitettu toiminnan kieltämistä koskeva asia vireille ympäristökeskuksessa luonnon tuhoutumisen tai luonnonarvojen heikentämisen estämisen tarkoituksessa.”¹⁰⁶

Biodiversiteetin turvaamisnäkökohdista voidaan puolustaa myös asianosaisuudesta irrottautuvaa *vapaata tai asiaperusteista valitusoikeutta*. Vapaata valitusoikeutta voidaan puolustaa seitsemällä yleisen ympäristöedun suojaamista tukevalla argumentilla: 1) kategorisointi julkiseen ja yksityiseen intressiin valitusmahdollisuutta rajoittavana seikkana on ympäristöasioissa epämääräinen ja vanhentunut; 2) ympäristöoikeudellisten konfliktien luonne edellyttää yleisön laajoja osallistumismahdollisuuksia; 3) yksityiseen intressiin pohjautuva asianosaisinstituutio rajoittaa keskeisenä valitusperusteena muiden osallistajien oikeutta toimia yleisen edun puolesta, mitä voidaan pitää jälkimmäisten kannalta kohtuuttomana ja epädemokraattisena; 4) valitusoikeuden testaaminen on prosessuaalisesti ja taloudellisesti kannattamatonta ja se johtaa oikeudelliseen epävarmuuteen; 5) viranomaiset eivät pysty yksistään turvamaan yleistä ympäristötä; 6) yksilöiden oikeus toimia julkisen edun puolesta vahvistaa heidän mahdollisuuksiaan kontrolloida julkista vallankäyttöä, mikä samalla lisää ympäristöä koskevan päätöksenteon legitimitettä; 7) vapaa valitusoikeus on kansainvälinen trendi ja kokemukset siitä eräissä maissa (mm. Kanada, Uusi-Seelanti) ovat olleet hyviä¹⁰⁷.

Vaihtoehtona asiaperusteinen osallistuminen. Biodiversiteettioikeudessa yksityisen tahon oikeusaseman tulisi, edellä sanotusta tiivistäen, sisältää riittävän laajat osallistumismahdollisuudet. Tällainen oikeusaseman laajennus saattaa edellyttää yksityisen ja julkisen intressin kategorioiden uudelleen arviointia. Vaikka yleisen ja yksityisen intressin dikotomia sopii huonosti biodiversiteetin turvaamiseen, osallistumis- ja valitusmahdollisuudet pohjautuvat pitkälti tähän ajatteluun. Tavallisesti biodiversiteetin turvaamisen on katsottu olevan sellainen yleinen intressi, jonka puolesta lähinnä viranomaisilla on valitusoikeus. Käytännössä ei aina edes viranomaisilla ole tällaista oikeutta. Yksilön osallistumismahdollisuuksia rajataan puolestaan usein yksityisen intressin perusteella. Mikäli intressidikotomiasta luovuttaisiin, biodiversiteetin puolesta puhevaltaa voisivat käyttää avoimesti myös yksityiset tahot. Vasta tämän kehityksen jälkeen olisi ajateltavissa Suvantolan esittämä etu-käsitteen laajentaminen tulevien sukupolvien oikeuksiin, luonnon edun tai esteettisten etujen valvomi-

¹⁰⁶ Ks. perustelut KHO 1.12.2000 T. 3161 ATK. Ks. myös KHO 4.9.2001 T. 2040 ATK ja mitä jaksossa 5.5.2 on todettu pakkokeinoista.

¹⁰⁷ Ks. Nordh 1999 s. 512–534 ja 575.

seen¹⁰⁸. Toisaalta tällöin HLL 6.1 §:n tarkoittama asianosaisuus irtautuisi yksilön oikeusturvan tarvetta koskevasta vaatimuksesta. Selkeämpää saattaisi olla valitusoikeuden kytkeminen suoraan asiaperusteeseen eli esimerkiksi biodiversiteetin turvaamiseen.

Yksityishenkilöiden (myös muiden osallisten kuin asianosaisten) oikeus osallistua päätöksentekoon, saada vireille pakkokeinoasiat ja valittaa päätöksestä tulisikin laajentaa lähtökohtaisesti koskemaan tilanteita, joissa biodiversiteettiä osana osallisen elinympäristöä todennäköisesti vahingoitetaan merkittävästi (peruuttamattomasti). Kyse on yksinkertaisesti PerustusL 20.2 §:n aktiivisen edistämismahdollisuuden huomioon ottamisesta niin, että myös muiden osallisten kuin asianosaisten vaikutusmahdollisuuksia lisätään¹⁰⁹. Käytännössä biodiversiteetin turvaaminen voitaisiin rajata lain aineellisten säännösten avulla esimerkiksi niin, että osallinen voi saada pakkokeinoasian vireille, kun tietyn lain mukaisia biodiversiteettiä turvaavia säännöksiä on rikottu. Sovellettavat aineelliset säännökset olisi tällöin muotoiltava pitäen mielessä, että lain vastainen toiminta *todennäköisesti vahingoittaa merkittävästi (peruuttamattomasti)* biodiversiteettiä.

Nykyisin yksilön oikeusaseman tapauskohtaiseen laajuuteen vaikuttavat paitsi tavoitteet, joilla turvataan biodiversiteettiä, niin myös kulloinkin käytössä oleva osallistumismenettely ja sen tarkoitus. Päätöksentekovaiheessa osallistumismahdollisuudet ovat tavallisesti laajempia kuin valitusvaiheessa. Osallistumisen rajoittaminen kuitenkin perustuu edelleen pitkälti oikeudelliseen ajatteluun asianosaisten aseman turvaamisesta. Tästä näkökulmasta tarkastelu rajautuu helposti asiaa käsittelevän viranomaisen ja adressaatin tai muun asianosaisten väliseen suhteeseen. Nykyiset osallistumisjärjestelmät pohjautuvat asianosaisuuteen, vaikka asianosaisuus on osoittautunut ympäristöasioissa riittämättömäksi perustaksi osallisuudelle. Osallistumismahdollisuuksia on pyritty laajentamaan ympäristölainsäädännössä, mikä kehitys näkyy myös tarkasteltavana olevien instrumenttien menettelyissä. Tiukimmin asianosaisajattelu on säilynyt metsätalouden sopimuksin myönnettävissä ympäristötuissa. Kauimpana siitä on käytännössä YVAL 2 luvun hankkeiden arviointimenettely.

Asianosaisuuteen pohjautuva traditio on johtanut oikeudellisen systeemin pirstoutumiseen ja osallistumismahdollisuuksien epäjohtonmukaistumiseen sekä ennen päätöksentekoa että sen jälkeen¹¹⁰. Voidaankin esimerkiksi kysyä, kuinka demokraattista on rajoittaa ns. yksityisten intressien perusteella arviointimenettelyssä päätöksentekoon osallistuneiden joukko pelkästään asianosai-

¹⁰⁸ Ks. Suvantola 2003 s. 179–180.

¹⁰⁹ Ks. uusien osallisten kytkemisestä päätöksentekoon myös Määttä 2000b s. 797 ja vaikutusmahdollisuuksien edistämisestä perustuslaillisena toimeksiantona esimerkiksi Kuusiniemi 1998 s. 68–72 ja 112. Tässä tutkimuksessa osallisten käsite ymmärretään laajemmin kuin MRL 62 §:ssä.

¹¹⁰ Ks. valituslainsäädännön yhtenäistämisen tarpeesta Suvantola 2003 s. 170–176.

siin, jos alkuvaiheen osallistumisesta huolimatta pelkästään yleistä etua ajaneiden muiden osallisten mielipiteitä ei ole otettu asianmukaisesti huomioon biodiversiteettiä koskevassa päätöksenteossa. Ihmisten elinympäristöä koskevassa päätöksenteossa pitäisikin pyrkiä yleisesti – kaikissa vaiheissa – hallinnon läpinäkyvyyteen lisäämällä tiedonsaantia ja osallistumismahdollisuuksia. Hallinnon läpinäkyvyyden tavoite ei saisi kiinnittyä yksinomaan yksityisen henkilön intresseihin tai asianosaisasemaan.

Yksityisten oikeusaseman laajentamista tarvitaan täydentämään biodiversiteettiä turvaavaa hallintoa. Yksityisen oikeus toimia julkisen intressin puolesta voimistaa yksityisen kansalaisen mahdollisuuksia kontrolloida julkista hallintoa ja lisää samanaikaisesti ympäristöä koskevien päätösten legitimiyyttä¹¹. Ensimmäinen askel laajemman oikeusaseman puolesta on yksityisten yhteisöjen oikeus valittaa asianosaisten ohella viranomaisten päätöksistä ja saada vireille hallintopakkoa koskeva asia. Kuitenkin vapaus osallistua voi periaatteellisella tasolla mennä pidemmällekin, esimerkiksi kansalaisen vapauteen haastaa oikeuteen kenet tahansa, joka rikkoo esimerkiksi julkisia biologisia luonnonvaroja turvaavaa lakia¹².

Asianosaisinstituutio voidaan haastaa kahdesta suunnasta. Toisaalta instituutio ei saisi rajoittaa tarpeettomasti yksityisten henkilöiden osallistumis- ja valitusmahdollisuuksia biodiversiteettiä koskevissa asioissa, vaikka nämä asiat olisivat luonteeltaan enemmän tai vähemmän julkiseen intressiin kuuluvia. Toisaalta instituution uudet muodot eivät saisi olla niin joustavia, että oikeusaseman testaaminen oikeusprosessin alkaessa heikentäisi oikeusturvaa ja oikeusvarmuutta. *Asianosaisten aseman turvaamisen ohella tulisi siten ottaa huomioon myös biodiversiteetin turvaaminen.* Kyse on siis biodiversiteetin turvaamisintressistä, jonka tavoittelu ei rajaudu vain sellaisiin tahoihin, joilla on yksityinen intressi kulloinkin tarkasteltavana olevassa asiassa.

Biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta on suositeltu, että *jokaiselle yksilölle ja yhteisölle pitäisi antaa oikeusprosessissa oikeusasema luonnon, luonnonvarojen, kulttuuristen vähemmistöjen oikeuksien ja alkuperäiskansojen suojelemista varten*¹³. Tämä ajatus korreloi hyvin PerustusL 20 §:n mukaisen ympäristöperusoikeussäännöksen kanssa. Mikäli suositus toteutuisi, erilaiset yksityiset henkilöt (yksilöt ja yhteisöt) saisivat osaltaan nykyistä paremman mahdollisuuden kantaa vastuunsa biodiversiteetin puolesta erilaisissa hallinto- ja siviiliprosesseissa. PerustusL 20.1 §:n tarkoittama vastuu ympäristöstä kohdis-

¹¹ Ks. hallinnon objektiivisesta oikeuskontrollista esimerkiksi Suvantola 2003 s. 184–185.

¹² Ks. tällaisesta lähtökohdasta EBR VI osa. Ks. myös Århusin sopimuksen 9.3 artikla.

¹³ Kansainvälinen ympäristöoikeuden konferenssi (The International Environmental Law Conference, IELC) pidettiin 12 -16 elokuuta 1991 Haagissa, Alankomaissa. Yli 250:sta asiaan vaikuttaneesta asiantuntijasta huomattava osa osallistui myös konferenssiin, jonka tarkoituksena oli konsultoida myöhemmin vuonna 1992 Rio de Janeroissa pidettyä YK:n ympäristön ja kehityksen konferenssia. Ks. Bilderbeek 1992 s. 181–182.

tuu sekä julkiseen valtaan että yksityisiin luonnollisiin henkilöihin ja oikeushenkilöihin¹¹⁴. Tällaisina vastuullisina toimijoina voidaan pitää ensinnäkin ympäristöhallinnon virkamiehiä¹¹⁵. Toiseksi tuomioistuimet ja muut oikeudelliset tai hallinnolliset päätöksentekijät voivat joutua arvottamaan, onko tarpeen turvata biologista monimuotoisuutta yksittäistapauksessa¹¹⁶. Kolmanneksi asianosaiset ja muut osalliset, esimerkiksi yhteisöt, voivat toimia biologisen monimuotoisuuden turvaamisen puolesta.¹¹⁷ Tällöin asiaa voitaisiin Nordhin ehdotaman tavoin lähestyä ympäristöasioissa avoimesta osallistumisesta käsin¹¹⁸.

Asiaperusteista osallistumista voitaisiin rajoittaa tarpeen mukaan yksittäistapauksissa, jolloin kuitenkin lopullisessa puheoikeudessa ratkaisevaa olisivat biodiversiteetin turvaamista koskevat asialliset perusteet, eikä ainakaan yksinään asianosaisinstituutio. Suunta olisi asiaperusteisessa osallistumisessa yleisestä osallistumisoikeudesta erityiseen eikä, kuten nykyisin, erityisestä asianosaislähtöisestä yleisempiin, esimerkiksi luonnonsuojelujärjestöjen, osallistumisoikeuksiin.

Kiteyttäen voidaan todeta, että asianosaisuus tai yksityinen intressi soveltuu huonosti sellaiseksi yleiseksi perustaksi osallistumisoikeudelle asioissa, joissa pyritään turvaamaan biologista monimuotoisuutta yksityistä intressiä laajemmin arvoperustein, esimerkiksi tulevien sukupolvien tai luonnon itsensä vuoksi. Osallistumisella olisikin pyrittävä varmistamaan asiaperusteisesti jokaisen mahdollisuus vaikuttaa elinympäristöään koskevaan päätöksentekoon takamalla muun muassa oikeus valittaa biodiversiteettiä koskevista päätöksistä. Erilaiset keinot ovat mahdollisia osallistumisen järjestämisessä, mutta tärkeintä on, että osallistuminen voi tukea erilaisiin instrumentteihin kytkettynä biodiversiteettiä turvaavan aineellisen oikeuden toteutumista¹¹⁹.

5.3.3 Instrumentit tiedon kokoamisessa ja välitymisessä

Oikeudelliset edellytykset. *Tiedon kokoamisen ja välitymisen voivat estää päätöksenteon oikeudellisten edellytysten puuttuminen tai niihin liittyvät rajoitukset.* Biodiversiteetin turvaamistavoitteet voivat jäädä toteutumatta, ellei valittujen instrumenttien yhteensopivuutta tiedon kokoamistarpeen ja päätöksenteon edellytysten suhteen tarkisteta. Esimerkiksi Natura 2000 -alueisiin merkit-

¹¹⁴ Ks. lainkohdan perustelut (HE 1/1998 ja 309/1993).

¹¹⁵ Ympäristöhallinto edistää yleisten tehtäviensä mukaisesti kestävää kehitystä, luonnonvarojen käytön kestävyyttä ja ympäristönsuojelua, luonnon monimuotoisuuden ja toimintakyvyn sekä ympäristön kauneus- ja kulttuuriarvojen säilymistä, kehittää ihmisen elinympäristöä ja yhdyskuntarakennetta sekä huolehtii vesivarojen käytöstä ja hoidosta (ks. L ympäristöhallinnosta 1 §).

¹¹⁶ Ks. arvottamisnäkökohdista tarkemmin jakso 5.4.5.

¹¹⁷ Ks. biodiversiteetin turvaamistavoitteiden toteuttamisvastuusta myös jakso 3.1.3.

¹¹⁸ Ks. Nordh 1999 s. 532–533.

¹¹⁹ Ks. myös Suvantola 2003 s. 187.

tävästi vaikuttavien hankkeiden menettelyt, joissa hankkeesta ei tehdä lupapäätöstä viranomaisten toimesta, ovat ongelmallisia tässä suhteessa.

LSL 65.1 §:n nojalla saattaisi periaatteessa olla tarpeen arvioida hankkeita, joita ei kuitenkaan hyväksytä tai tarkisteta hallintomenettelyssä. Toisin sanoen Natura 2000 -alueeseen merkittävän haitallisesti vaikuttavan hankkeen osalta ei tehdä lupapäätöstä tai ilmoitusta viranomaiselle. Tällaisia hankkeita voivat olla esimerkiksi maa-ainesten ottaminen tai hakkuu kotitarvetta varten. Vaikka tällaisestakin hankkeesta olisi LSL 65.1 §:n nojalla tehtävä arviointi, ei tosiasiaa ole mahdollisuuksia valvoa, että tällainen arviointi tehdään ja sen tuloksia noudatetaan. Säännösten puuttuessa ei ole toimivaltaista viranomaista, joka tarkistaisi arvioinnin, pyytäisi tarvittavat lausunnot ja tiedottaisi tarvittaessa arvioinnista kolmansille. LSL 65 §:n prosessuaaliset normit muodostavat näissä tilanteissa tosiasiallisen esteen Natura 2000 -alueen luonnonarvoihin kohdistuvien vaikutusten arvioinnille ja tiedon välittymiselle. Toisaalta voitaisiin selvittää tarkemmin, onko tämäntyyppisten hankkeiden kokonaisvaikutus suotuisalle suojelutasolle niin suuri, että biodiversiteetin turvaamiseksi tiukempaan sääntelyyn on tarpeen ryhtyä.

Ilmoitusmenettelyyn sisältyy riski, ettei kaikkia Natura 2000 -alueisiin vaikuttavia hankkeita ehditä käytännössä tarkistaa. Tällainen riski on esimerkiksi metsänkäyttöilmoitusten kohdalla. LSL 65.3 § huomioon ottaen kaikki Natura 2000 -alueisiin kohdistuvat ilmoitukset on kuitenkin arvioinnin tarvetta silmällä pitäen tarkistettava, ettei tarkistuksen laiminlyönti johdaisi viranomaisen toimivallan alittamiseen.¹²⁰ Esimerkiksi kaikki Natura 2000 -alueita koskevat metsänkäyttöilmoitukset on LSL 65.3 § mukaisesti tarkistettava siltä varalta, että hakkuu tai muu metsänkäyttöhanke on LSL 65.1 §:n nojalla arvioitava. Metsäkeskuksen on tämän jälkeen neuvoteltava maanomistajan kanssa ja asetettava tarvittaessa MetsäL 16 §:n käsittelykielto, kunnes arviointi on tehty ja LSL 65.2 §:n lausunnot saatu. Metsäkeskuksen on myös HMenL 13 §:n mukaisesti tiedotettava osallisille ennen kuin heikentämiskielloa koskeva päätös voidaan tehdä ja käsittelykielto purkaa.

Tietoa biodiversiteetistä voidaan kerätä ilman sääntelyäkin, mutta ilman sääntelyä sen keräämisestä ei ole mitään takeita. Instrumentteja koskevissa säännöksissä asetetaan tavallisesti vähimmäisvaatimukset tietojen sisällölle. Nämä sisällölliset vaatimukset ratkaisevat myös, mitä biologiseen monimuotoisuuden kohdistuvalta tiedon kokoamiselta voidaan oikeudellisesti edellyttää. Sisältösäännökset voivat määrittellä kerättävän tiedon laatua ja rajoittaa sen määrää. Tiedon kokoamista voidaan rajata eri tavoin erilaisissa instrumenteissa. Esimerkiksi ympäristövaikutusten arviointia rajataan koko menettelyn ajan, mutta pääosin rajaus kohdentuu arviointimenettelyn alkuun. Rajaus vaikuttaa keskeisellä tavalla biodiversiteettiin kohdistuvien vaikutusten selvittämiseen. Ympäristövaikutusten arviointimenettelyissä rajaus voi koskea paitsi tarkasteltavia ympäristövaikutuksia myös ohjelman, suunnitelman ja hankkeen vaihto-

¹²⁰ Ks. toimivallasta myös esimerkiksi Mäenpää 2000 s. 238–245 ja jakso 5.4.2.

ehtoja. Eri instrumentteihin sisältyykin usein harkintaa hankkeiden, ohjelmien ja suunnitelmien toimenpiteiden toteuttamisvaihtoehdoista. Instrumentteihin liittyvälle tiedon kokoamiselle ja välitykselle voidaankin muodostaa seuraavat sisällölliset edellytykset: 1) tiedolle asetetut sisältövaatimukset, 2) tiedon rajaus, 3) toimenpidevaihtoehtojen selvittäminen. Seuraavassa analysoidaan instrumentteja näistä kolmesta näkökulmasta.

Tiedon sisältövaatimukset. *Biodiversiteettiä koskevaa tietoa kootaan eri tavoin ympäristövaikutusten arviointi-, ennakovalvonta- ja ympäristötukimennettelyissä. Instrumentin tarkoitus määrittelee osaltaan tiedon kokoamisen laajuuden.* Laajimmillaan tiedon kokoaminen on ympäristövaikutusten arvioinnissa ja erittäin suppea esimerkiksi suurpetojen pyyntiluvissa. Tiedon kokoamisen oikeudellisia edellytyksiä voidaan joutua hakemaan joustavien normien tulkinnasta. Esimerkiksi Natura 2000 -alueita koskevan arvioinnin sisältö on tulkinnanvaraisten joustavien normien varassa.

Natura 2000 -alueita koskevissa arvioinneissa kerättävistä tiedoista ei ole selkeitä säännöksiä lukuun ottamatta YVAL 2 luvun menettelyssä arvioitava hankkeita¹²¹. LSL 65.1 §:n nojalla vaikutukset on arvioitava ”asianmukaisella tavalla”, mikä ei juuri anna ohjeita hankkeen toteuttajalle arvioinnin sisältövaatimuksista. Hankkeen toteuttaja voi toki kerätä YVAA 12 §:n arviointiselostusta vastaavia tietoja myös LSL 65.1 §:n arvioinnissa, mutta häntä ei voida siihen velvoittaa. LSL 65.1 §:n arviointi on tarkoitettu YVAL 2 luvun arviointimenettelyä huomattavasti kevyemmäksi ja vaatimustasoltaan alhaisemmaksi¹²². Toisaalta LSL 65.1 §:n tarkoittama arvioinnin asianmukaisuus edellyttää, että arviointi tehdään yleisesti hyväksyttävien menetelmin ja että arvioinnin tulokset käyvät selvästi ilmi asiakirjoista. Vaikka LSL 65 §:n mukaisella arvioinnilla ”ei tarkoiteta samaa” kuin YVAL 2 luvun arviointimenettelyssä, joka on sidottu ”tiettyihin muotoihin ja menettelytapoihin”,¹²³ Natura 2000 -alueita koskeva arviointi on aina asianmukaisesti kirjattava ja perusteltava¹²⁴. Seuraavassa kuvataan kolmesta näkökulmasta arviointitietojen vähimmäisvaatimuksia.

1) Koottavia vähimmäistietoja voidaan etsiä ensinnäkin arvioinnin tarkoitukselta turvata luonnon monimuotoisuutta. Suomen yksittäiset Natura 2000 -alueet muodostavat osaltaan Euroopan yhteisön laajuisen suojeluverkoston, joten arvioinnilla pyritään luontodirektiivin tarkoituksen mukaisesti säilyttämään ja ylläpitämään tiettyjen näillä alueilla elävien suojeluarvojen suotuisaa suojelutasoa¹²⁵. Keskeisimmät kerättävät tiedot koskevatkin LSL 65.1 §:n perusteella Natura 2000 -alueella suojeltavia luontotyyppisiä ja lajeja sekä niihin kohdistuvia hankkeiden ympäristövaikutuksia¹²⁶.

¹²¹ Ks. myös YVAA 11 ja 12 §.

¹²² Ks. HE:n (79/1996) LSL 65 §:ää koskevat perustelut.

¹²³ Ks. HE:n (79/1996) LSL 65 §:ää koskevat erityiset perustelut ja Kuusiniemi 2000c s. 26.

¹²⁴ Ks. komissio 2000b s. 36.

¹²⁵ Ks. komissio 2000b s. 8–9.

¹²⁶ Ks. myös HE:n (236/1998) LSL 65 §:ää koskevat perustelut.

Arvioitaviin ympäristövaikutuksiin kuuluvat myös erilaiset yhteisvaikutukset. Joissakin tilanteissa hanke ei yksinään tarkasteltuna aiheuta merkittävää heikennystä Natura 2000 -alueella – tai muita merkittävän haitallisia vaikutuksia –, mutta kun otetaan huomioon muut vireillä tai tiedossa olevat hankkeet ja suunnitelmat, niiden vaikutukset yhdessä tarkasteltavan hankkeen kanssa voivat johtaa suojeluarvojen kyseiseen heikentymiseen¹²⁷. Yhteisvaikutukset voivat muodostua ensinnäkin arvioitavan hankkeen vaikutuksista osana laajempaa kokonaisuutta. Tällainen voi olla esimerkiksi metsäautotien rakentaminen osana hakkuita. Yhteisarviointi estää tässä mielessä hankkeen pilkkomisen. Toiseksi relevantit yhteisvaikutukset voivat muodostua erillisistä hankkeista ja suunnitelmista. Tällöin hanke on arvioitava yhdessä myös aivan erillisten, mutta samoille suojeluarvoille kumuloituvia vaikutuksia aiheuttavien suunnitelmien ja hankkeiden kanssa. Tällainen tilanne voi syntyä esimerkiksi tien arvioinnin yhteydessä kaavaehdotuksen ja ojitushankkeen kumuloituvista vaikutuksista Natura 2000 -alueen suojeluarvoille. Jälkimmäisessä tapauksessa eri hankkeiden ja suunnitelmien arviointeihin on sisällytettävä toisiansa koskevat asianmukaiset viittaukset.¹²⁸

2) Arvioinnissa käytettäviä tietoja määrittää myös niiden käyttötarkoitus LSL 66 §:n päätösharkinnassa. Luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohtaa koskevien komission tulkintaohjeiden mukaan vain hankkeen vaihtoehtojen ja lieventävien toimenpiteiden tarkastelulla voidaan varmistua, ettei hanke vaikuta Natura 2000 -alueen koskemattomuuteen. Lieventävillä toimenpiteillä pyritään minimoimaan ja jopa kokonaan poistamaan hankkeen haitalliset vaikutukset sen toteuttamisaikana ja valmistuttua.¹²⁹ Arvioinnin tuloksien avulla pyritään siis toteuttamaan hanke LSL 66.1 §:n heikentämiskieltoa rikkomatta. Arvioinnin sisällön olisi tuettava myös LSL 66.2–3 §:n poikkeuslupien päätösharkintaa samalla muistaen, että arvioinnin sisältö suhteutetaan koko Natura 2000 -suojeluverkoston tarkoitukseen. Esimerkiksi poikkeuslupan takia paikallisesti tuhoutuvien suojeltujen lajien ja luontotyyppien osalta pyritään kuitenkin EY:n mittakaavassa säilyttämään suojelutason suotuisuus tai ainakin edellytykset saavuttaa sellainen suojelutaso tulevaisuudessa. Kirjaamalla arvioinnin tuloksiin paitsi hankkeiden vaihtoehdot myös mahdolliset lieventävät – mukaan lukien ehdotetut kompensoivat – toimenpiteet, voidaan pitää kiinni Natura 2000 -verkoston yleisistä suojelutavoitteista, mikäli hanke on todella erittäin tärkeän yleisen edun kannalta pakkotavan syyn vuoksi tarpeen.¹³⁰

3) Arviointia koskevasta lausuntoimenettelystä voidaan päätellä jotakin itse arvioinnin sisällöstä. Kun kerran alueellinen ympäristökeskus tai ympäristöministeriö lausuu LSL 65.2 §:n nojalla juuri arvioinnista, näiden lausuntojen sisältöä koskevat ohjeet voivat antaa suuntaviivoja myös itse arvioinnissa kerättävistä tiedoista¹³¹.

¹²⁷ Ks. LSL 65.1 § ja HE:n (79/1996) LSL 65 §:ää koskevat yksityiskohtaiset perustelut.

¹²⁸ Ks. tarkemmin komissio 2000b s. 37–38 ja Kuusiniemi 2000c s. 23–25.

¹²⁹ Ks. tarkemmin komissio 2000b s. 37–38.

¹³⁰ Ks. myös LSL 69.2 §.

¹³¹ Ks. tarkemmin, mitä jaksossa 5.4.1 on todettu faktojen huomioon ottamisesta päätöksenteossa ja mitä jaksossa 5.5.2 on todettu arvioinnin tarkastamisesta.

Myös metsätalouden ympäristötukia varten annettavan tiedon oikeudellisia edellytyksiä on haettava joustavien säännösten tulkinnasta. Ympäristötuen hakemista ja käytön selvittämistä koskevat asiakirjat ja niiden tiedolliset sisältövaatimukset ovat tältä osin avainasemassa.

KMRL 19 §:n ympäristötuen myöntämistä varten tarpeellisia tietoja kootaan lähinnä hakemukseen, suunnitelmaan ja toimenpideselvitykseen. Näistä suunnitelmalla (hakemukseen liitettynä) on huomattavin merkitys koottaessa tietoja siitä, millaisin toimenpitein pyritään metsien biologisen monimuotoisuuden ylläpitämiseen sekä siitä, mitkä ovat näiden toimenpiteiden tosiasialliset ympäristövaikutukset. Suunnitelman sisällöstä annetut säännökset, joiden nojalla suunnitelmasta on käytävä ilmi ”toteutuksen laajuus ja muut myönnettävän rahoituksen määrään ja toimenpiteen rahoituskelpoisuuteen vaikuttavat seikat”¹³², eivät anna kovin täsmällistä kuvausta annettavista tiedoista¹³³. Jotakin suunnitelmien sisällöstä voidaan kuitenkin päätellä, kun tutkitaan ympäristötuen tarkoitusta. Selkeimmin tämä tarkoitus ilmenee metsätalouden ympäristötukea koskevan MMMp 1 §:stä¹³⁴.

Suunnitelmasta olisi käytävä ilmi aiottu luonnonhoitotoimenpide ja sen laajuus. Rahoituksen määrään ja toimenpiteen rahoituskelpoisuuteen heijastuvia seikkoja ovat myös toimenpiteen vaihtoehdot ja mahdolliset vaikutukset metsän biologiselle monimuotoisuudelle (lajeille ja niiden elinympäristöille, luontotyypeille sekä näiden kirjolle) tai erityisen tärkeän elinympäristön ominaispiirteille. Nämä toimenpiteen vaihtoehdot ja ympäristövaikutukset on esitettävä – tarkempien säännösten puuttuessa – mahdollisuuksien mukaan. Kovin suurta vaatimustasoa tähän ei kuitenkaan voida asettaa: riittävää lienee, että suunnitelmassa voidaan osoittaa aiotun luonnonhoidon edistävän edes jollakin tavoin metsien monimuotoisuutta tai erityisen tärkeiden elinympäristöjen ominaispiirteitä. Luonnonhoitotoimenpiteen rahoitukseen vaikuttavat ennen kaikkea tuen myöntämisedellytykset, joten suunnitelmassa olisi mahdollisuuksien mukaan kuvattava toimenpidealueella olevat LSL 9, 29–35, 47–49, 55 ja 56 §:stä sekä 10 luvusta johtuvat rajoitukset¹³⁵. Mikäli toimenpiteet saavat osaksi rahoitusta Euroopan unionin ohjelmista, myös tämä tieto olisi KMRA 17.1 §:n tarkoituksen perusteella kirjattava suunnitelmaan¹³⁶.

Jälkikäteen tehtävällä selvityksellä luonnonhoitotoimenpiteistä ei ole biodiversiteetin turvaamisen kannalta yhtä suurta hyötyä kuin ennalta laadittavalla suunnitelmalla. Näissä tapauksissa toimenpiteen hyöty metsän biologiselle monimuotoisuudelle tai erityisen tärkeän elinympäristön ominaispiirteille on pitkälti toimenpiteen tekijän valvutuneisuuden (ekologisen tietämyksen) varassa. Joka tapauksessa ennen luonnonhoitotoimenpidettä kan-

¹³² Ks. KMRA 17.1 §:n 2 virke.

¹³³ KMRL 3.3 §:n nojalla maa- ja metsätalousministeriö voi antaa tarkempia säännöksiä suunnitelmasta ja toteutusselvityksestä sekä niiden sisällöstä.

¹³⁴ ”Metsätalouden ympäristötueella voidaan korvata maanomistajalle metsän biologisen monimuotoisuuden tai erityisen tärkeän elinympäristön ominaispiirteiden säilyttämisestä tai muusta luonnonhoidosta aiheutuvat vähäistä suuremmat lisäkustannukset tai menetykset.”

¹³⁵ Ks. KMRL 24.5 §.

¹³⁶ Ks. myös KMRL 25 §.

nattaisi olla yhteydessä metsäkeskukseen, jotta voitaisiin etsiä ekologisesti paras vaihtoehto ja siten osaltaan varmistaa ympäristötuen saaminen.

Instrumenttiin liittyvän päätöksenteon edellytykset voivat antaa viitteen koottavan tiedon sisällöstä. Tällainen tilanne on metsien avainbiotooppien turvaamisesta poikettaessa tai haettaessa pyynti- ja poikkeuslupaa suurpetojen pyyntiin.

Metsäl 11 §:ssä ei ole säädetty, mitä tietoja on annettava haettaessa lupaa poiketa avainbiotooppeja koskevasta käsittely- tai oikeastaan säilyttämisvelvoitteesta. Luvan kynnyksestä ja myöntämisedellytyksistä voidaan kuitenkin päätellä, että hakemuksen tulee sisältää ainakin tiedot hakijasta ja hänen omistamastaan metsäalasta, tiedot suoritettavasta metsän hoito- tai käyttötoimenpiteestä, tiedot toimenpiteen arvioituista vaikutuksista kyseiselle elinympäristölle, tiedot mahdollisista taloudellisista menetyksistä sekä tiedot KMRL 19 §:n mukaisesta tai muusta käytettävissä olevasta valtion tuesta. Päätöksen kannalta merkitystä voi olla myös metsätalouden alueelliseen tavoiteohjelmaan kerätyillä tiedoilla.¹³⁷

Susia, karhuja ja ilveksiä koskevaan pyyntilupahakemukseen hakija liittyy selvityksen alueesta ja ajankohdasta, jolla ja milloin lupahakemuksessa tarkoitettuja suurpetoja on tarkoitus metsästä¹³⁸. Riistanhoitopiirin pyynnöstä luvanhakija antaa myös selvityksen lupahakemuksessa tarkoitetun riistaeläimen kannan suuruudesta ja metsästysoikeudesta kyseisellä alueella¹³⁹. Karhujen pyyntiin metsästyskautena poronhoitoalueiden ulkopuolella sekä susien ja ilvesten metsästyksen koko maassa myönnetään pyyntiluvan yhteydessä MetsästysA 28 §:n tarkoittama poikkeuslupa. HMenL 7.2 §:n mukaan ”asiaa vireille pantaessa on käytävä ilmi vireillepanijan vaatimus perusteineen”. Poikkeuslupa-asiaa vireille pantaessa onkin esitettävä riittävät pe-

¹³⁷ Ks. Metsäl 4 § ja HE:n (63/1996) Metsäl 11 §:ää koskevat perustelut. Metsätalouden alueellisen tavoiteohjelman sisällöstä on Metsäl 4.3 §:n valtuutussäännöksen nojalla säädetty tarkemmin MetsäA 1 §:ssä:

”1) yleiskuvaus metsien ja metsätalouden tilasta sekä kehittämistarpeista ja -tavoitteista;
2) kuvaus metsien biologisesta monimuotoisuudesta ottaen huomioon myös luonnonsuojelulain (1096/1996) nojalla muodostetut suojelualueet ja rajoitetun metsätalouskäytön piirissä olevat alueet;
3) puuntuotanto sekä sen kehittämistarpeet ja -tavoitteet;
4) tarpeet ja tavoitteet metsien biologisen monimuotoisuuden säilyttämiseksi metsälain 10 §:n 1-3 momentissa tarkoitettulla tavalla;
5) tavoitteet kestävä metsätalouden rahoituksesta annetun lain (1094/1996) mukaiselle toiminnalle;
6) puunkäyttö ja sen nykytilanne sekä puunkäytön kehittämistarpeet ja -tavoitteet;
7) kuvaus metsätalouteen liittyvästä yritystoiminnasta ja ehdotukset erityisesti pienyritystoiminnan edistämiseksi;
8) metsätalouden työllisyysvaikutukset ja niiden kehittämismahdollisuudet sekä ehdotukset työllisyyden edistämiseksi;
9) arvio tavoiteohjelman toteutumisen taloudellisista vaikutuksista; sekä
10) arvio tavoiteohjelman toteutumisen ympäristövaikutuksista.” Ks. myös jaksot 5.2.1 ja 5.4.3.

¹³⁸ Ks. MetsästysA 3.1 §:n 1 virke.

¹³⁹ Ks. MetsästysA 3.1 §:n 2 ja 3 virke.

rustiedot MetsästysL 28.1 §:n ja luontodirektiivin 16 artiklan 1 kohdan edellytysten täyttämiseksi poikkeuslupaharkinnassa.

Haettaessa poikkeuslupaa suurpedon pyyntiin rauhoitusaikana (metsästysajan ulkopuolella) ei MetsästysL 41.2 §:ssä ole annettu tarkempia säännöksiä kerättävistä tiedoista. HMenL 7.2 § huomioon ottaen poikkeuslupahakemukseen on näin ollen kirjattava ainakin, mitä lajia on tarkoitus pyytää, kuinka paljon ja minä aikana, millä alueella ja missä tarkoituksessa. Sallittu tarkoitus on ilmaistu MetsästysA 41.2 §:ssä seuraavasti: tieteellinen tutkimus, riistanhoito, vahinkojen estäminen, eläintautien ehkäiseminen tai muu hyväksyttävä tarkoitus. Hakemuksen tulisi ”hyväksyttävää tarkoitusta” tulkiten antaa riittävät perustiedot luontodirektiivin 16 artiklan 1 kohdan edellytysten täyttämiseksi poikkeuslupaharkinnassa.

Toisinaan laissa ei ole lainkaan asetettu edellytyksiä tiedon kokoamiselle. Näin on esimerkiksi karhujen kiintiömetsästyksessä.

Karhujen kiintiömetsästys poronhoitoalueilla poikkeaa suurpetojen pyyntiluvanvaraisesta metsästyksestä. MetsästysL:ssa ja MetsästysA:ssa ei ole asetettu minkäänlaisia edellytyksiä ennakkotietojen keräämisestä kyseistä kiintiömetsästystä varten. Vaikka epäilemättä maa- ja metsätalousministeriön on kerättävä tietoa karhujen kannoista vahvistaessaan niiden pyyntikiintiöt poronhoitoalueille, tietojen kokoamisesta ei kuitenkaan ole annettu säännöksiä. Tässä suhteessa olisi maa- ja metsätalousministeriön periaatteessa tukeuduttava MetsästysA 28.1 §:ään ja luontodirektiivin 16 artiklan 1 kohdan tulkin-tavaikutukseen ja lojaliteettivelvoitteen mukaisesti varmistettava pyynnin tapahtuvan ainoastaan kyseisen direktiivin säännösten edellytysten täytyessä. Tämä ei ole kuitenkaan liene käytännössä mahdollista, koska valtio ei voi siirtää implementointivirheen vuoksi luontodirektiivin 16 artiklan 1 kohdan edellytyksiä suoraan yksilön kannettavaksi, ellei kiintiömetsästystä muuteta lainsäädännön keinoin edellä kuvatuin tavoin navigointi- tai poikkeuslu-painstrumentiksi¹⁴⁰.

Suurpetojen pyynnin osalta luontodirektiivin 16 artiklan implementointia ei voida pitää kaikilta osin onnistuneena, sillä luvan hakijalta ei nimenomaisesti edellytetä poikkeuslupaharkinnan perustaksi tarvittavia tietoja. Implementointingelmat korostuvat karhun kiintiöpyynnissä.

Karhun kiintiöpyyntiä ohjataan itse asiassa ilmoitusmenettelyllä:

- 1) Maa- ja metsätalousministeriö (MMM) vahvistaa vuosittain karhun pyyntikiintiöt 20.8.–31.10. väliselle metsästysajalle. Tämä ministeriön antama vahvistus on muodollisesti hallinnollinen määräys Lapin riistanhoitopiirille.
- 2) Metsästysaikana 20.8.–31.10. karhua saavat yleisesti ottaen pyytää kaikki ihmiset, jotka ovat suorittaneet metsästäjäntutkinnon ja joilla on pyyntialueella metsästysoikeus, käytännössä esimerkiksi maanomistajan lu-

¹⁴⁰ Ks. navigointi-instrumenteista myös jakso 4.4.2.

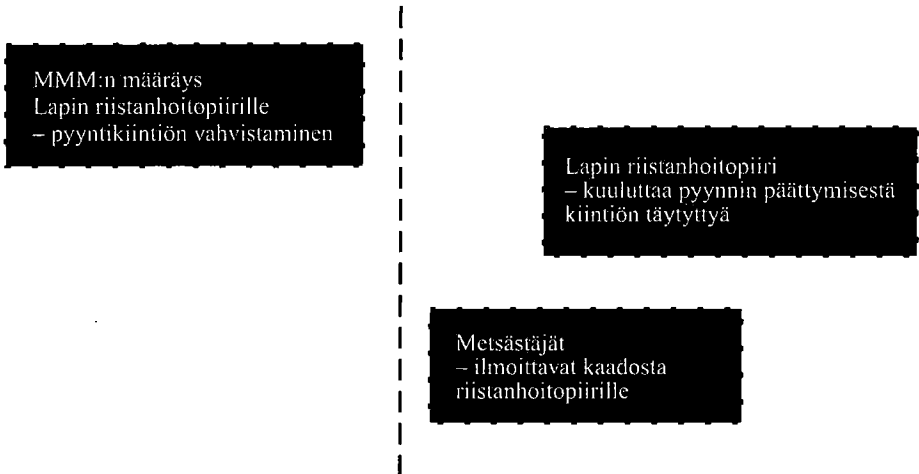
pa¹⁴¹. Lapin läänissä sijaitsevilla kuntien asukkailla on oikeus metsästää karhuja valtion omistamilla mailla kyseisissä kunnissa (MetsästysL 8 §) ilman erillistä metsästyslupaa.

- 3) Kaadosta on ilmoitettava Lapin riistanhoitopiirille. Haavoitetusta karhusta on MetsästysA 40 §:n mukaan ilmoitettava poliisille.
- 4) Ministeriön asettaman kiintiön tultua täyteen Lapin riistanhoitopiirin on määrättävä karhunmetsästys poronhoitoalueella lopetettavaksi.
- 5) Metsästäjälle ei kiintiön ylityksestä aiheudu mitään seuraamuksia ennen kuin Lapin riistanhoitopiirin metsästyksen lopettamismääräyksen (metsästyskiellon) voidaan katsoa MetsästysA 5 §:n nojalla tulleen metsästäjien tietoon eli käytännössä kolmen päivän kuluessa Lapin riistanhoitopiirin määräyksen antamisesta¹⁴².
- 6) Metsästys lopetetaan kiintiön täytyttyä metsästyskiellolla tai metsästysajan päätyttyä.

Vaihtoehtoisessa tilanteessa menettely on yksinkertaisempi:

- 1) Maa- ja metsätalousministeriö ei vahvista lainkaan karhun pyyntikiintiötä ja
- 2) Lapin riistanhoitopiirin on annettava suoraan metsästyskielto, jotta sen oikeusvaikutukset tulevat voimaan.

Metsästyskausi 20.8.–31.10.



Kuvio 16: Karhun kiintiöpyynti.

¹⁴¹ Ks. MetsästysL 6, 11, 17 ja 46 §.

¹⁴² Ks. myös MetsäL 72.1 §:n 6 kohta.

Luontodirektiivin 12 ja 16 artiklan tarkoitus huomioon ottaen on MetsästysA 28 §:n (luontodirektiivin 16 artiklan) poikkeusperusteet tutkittava ennen kaatoa eli periaatteessa maa- ja metsätalousministeriön vahvistaessa karhun pyyntikiintiöitä porohoitoalueille. Ministeriö onkin käytännössä katsonut, että karhukannan sääntelyn yleisenä poikkeusperusteena on henkilö- ja omaisuusvahinkojen estäminen. Yleisen poikkeusperusteen asettamista voidaan luontodirektiivin 16 artiklan valossa kritisoida¹⁴³, mutta kun otetaan huomioon, että 1) käytännössä Lapin laajalla alueella karhukannan säätely henkilö- ja omaisuusvahinkojen (lähinnä poroille aiheutuvien vahinkojen) rajoittamiseksi edellyttää mahdollisimman joustavaa menettelyä ja että 2) kiintiömenettely näyttäisi yleisesti ottaen toimivan käytännössä sekä karhukannan säätelyssä että pyrittäessä ylläpitämään lajin suotuisaa suojelutasoa, ei välttämättä ole syytä lähteä purkamaan toimivaa instrumenttia. *Kiintiöpyyntiä on kuitenkin tarpeen kehittää navigointi-instrumenttina*¹⁴⁴. Kiintiötä vahvistettaessa olisi pyrittävä turvaamaan karhukannan suotuisa suojelutaso myös asettamalla ennalta nykyistä täsmällisemmin MetsästysA 28 §:n (luontodirektiivin 16 artiklan) mukaiset poikkeusperusteet, joilla metsästys olisi sallittua rauhoitusajan ulkopuolisessa ilmoitusmenettelyssä.

Kiintiön vahvistamisen olisi perustuttava asianmukaisesti tietoihin karhukannan suojelun tasosta. Karhukannan sääntelyssä tukeudutaan nykyäänkin metsästäjien sekä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kokoamiin tietoihin, mutta kun otetaan huomioon PerustusL 20.2 §, voidaan kysyä, olisiko tarpeen täsmällisemmän tiedon kokoamiseksi lisätä myös muiden tahojen osallistumismahdollisuuksia, kun suunnitellaan suurpetojen kannan hoitoa. Suurpetokannan suojelun suunnitteluun tarvitaan eri tahoilta monenlaisia tietoja, jotta voidaan arvioida suurpetokannan suojelutason kehitystä sekä ottaa huomioon muita luontodirektiivin 16 artiklan näkökohtia. Tietoa tarvitaan, jotta kannan vahvistuksessa voidaan selvittää mahdollisuutta siirtää esimerkiksi karhulaji luontodirektiivin liitteeseen V (Euroopan yhteisön tärkeinä pitämät eläin- ja kasvilajit, joiden ottaminen luonnosta ja hyväksikäyttö voi vaatia hyödyntämisen sääntelyä) sekä jotta karhukannan heikentyessä voitaisiin ainakin periaatteessa miettiä vaihtoehtona myös LSL 49 §:n mukaista lajin suojelua.¹⁴⁵

Tietojen rajaus. Koska ympäristövaikutusten arviointimenettelyt ovat informatiivis-oikeudellisia instrumentteja, joiden keskeisenä tarkoituksena on informaation lisääminen luonnonympäristöstä ja siihen kohdistuvista hankkeiden tai suunnitelmien vaikutuksista, on selvää, että näissä instrumenteissa tietoa kootaan laajemmin kuin hallinnollisissa tai taloudellisissa instrumenteissa. *Ympäristöä koskevaa tietoa ei voida kuitenkaan koota loputtomasti, vaan*

¹⁴³ Ks. kritiikistä myös jakso 5.2.1.

¹⁴⁴ Ks. navigointitoiminnosta myös jakso 4.4.2.

¹⁴⁵ Ks. osallistumisesta myös jakso 5.3.2.

biodiversiteettiä koskevaa tietoa ja hankkeen tai suunnitelman toteuttamisvaihtoehtoja on rajattava jopa arviointimenettelyissä.

LSL 65.1 §:n arviointi sisältää erityiset rajausperusteet: lähtökohtaisesti arviotaviksi tulevat ainoastaan vaikutukset Natura 2000 -alueen suojeluarvoille (lajeille tai luontotyypeille, joiden suojelemiseksi alue on sisällytetty tai on tarkoitus sisällyttää Natura 2000 -verkostoon)¹⁴⁶. Tämä arvioinnin rajaus ei kuitenkaan voi olla biodiversiteetin turvaamisen kannalta tiukka, sillä Natura 2000 -verkoston luonnonarvot ovat osa niitä ympäröivää ekosysteemiä, jonka vahingoittuminen heijastuu myös varsinaisiin suojeluarvoihin (ekologinen yhteys)¹⁴⁷. Luontodirektiivin 6 artiklan 1 kohdassa korostetaan ekologisten vaatimusten huomioon ottamista lainsäädännöllisissä ja muissa toimenpiteissä¹⁴⁸. Arvioinnin irrottaminen lain esitöiden tavoin¹⁴⁹ tiukalla rajauksella näistä luontodirektiivin 6 artiklan 1 kohdan mukaisista ekologisista vaatimuksista ja laajemmin sen tavoitteena olevasta lajien ja luontotyyppien suotuisasta suojelutasosta, saattaisi vesittää yksittäistapauksissa Natura 2000 -suojelun tarkoituksen. Ekologian näkökulmasta olisi siis pyrittävä varautumaan myös suojeluarvoihin kohdistuviin ns. epäsuoriin tai välillisiin ympäristövaikutuksiin.

Arviointiasiakirjoissa on tarkasteltava siis paitsi välittömiä myös välillisiä vaikutuksia Natura 2000 -alueen suojeluarvoille. Tähän tarkasteluun kuuluvat eri hankkeiden ja suunnitelmien yhteisvaikutuksiin liittyen mahdolliset kumuloituvat vaikutukset suojeluarvoille¹⁵⁰. Välilliset – muihin ympäristötekijöihin, kuten suojeltavien lajien elinympäristöihin (vesiin, maaperään ym.) ja suojeltavien lajien kannalta tärkeisiin muihin lajeihin kohdistuvat – vaikutukset voivat merkittävästi heikentää Natura 2000 -kohteen suojeltavia tai suojeltavaksi tarkoitettuja luonnonarvoja¹⁵¹. Välilliset vaikutukset saattavatkin tulla arviotaviksi asianmukaisella tavalla sen kannalta, miten ne vaikuttavat alueen suojelutavoitteisiin. Tähän laajennukseen on kuitenkin suhtauduttava varauksellisesti, ettei viranomaisen tule vaatineeksi arviointia *contra legem*.¹⁵² Välillisillä vaikutuksilla on objektiviteettiperiaatteen mukaisesti oltava selkeä ekologinen tai muu tieteellinen perusteltu yhteys luontodirektiivin 4 artiklan 1 kohdan tarkoittamalla tavalla tietolomakkeeseen kirjattuihin suojeluarvoihin ja niiden on kytkeydyttävä muutenkin luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan tarkoittamiin alueen suojelutavoitteisiin sen mukaan

¹⁴⁶ Ks. HE:n (236/1998) perustelut jaksossa 1.3.

¹⁴⁷ Ks. myös jaksot 4.4.3 ja 5.2.1.

¹⁴⁸ Ks. myös komissio 2000b s. 19–20.

¹⁴⁹ Ks. HE:n (236/1998) perustelut jaksossa 1.3.

¹⁵⁰ Ks. komissio 2000b s. 35–36.

¹⁵¹ Ks. myös komissio 2000b s. 37.

¹⁵² Edellä on kuvattu, miten HE:n (236/1998, jakso 1.3) esittämä tiukka LSL 65 §:n tulkinta saattaisi johtaa luontodirektiivin tarkoituksen toteutumatta jäämiseen. Direktiivin tulkintavaikutus edellyttääkin, että LSL 65.1 §:n arviointi asianmukaisella tavalla mahdollistaa direktiivin 6 artiklan 3 kohdan puitteissa tulkinnan laajentamisen välillisiin vaikutuksiin. Tällöin yksittäinen arviointi voi ylittää HE:n tiukan tulkinnan rajat, mutta pysyä LSL 65.1 §:n sanamuotoa tulkiten luontodirektiivin tarkoituksen asettamissa rajoissa. Ks. arviointivelvollisuudesta tarkemmin Kuusiniemi 2000c s. 16–22.

kuin jäsenvaltio on ne vahvistanut¹⁵³. Tähän viittaa vaikutusten todennäköisyyden vaatimus LSL 65.1 §:ssä. Arvioinnin ei voida, ainakaan asianosaisia kuulematta, edellyttää menevän suojelutavoitteita ja niiden toteuttamistapaa edemmäksi. Arvioinnin tulisi kuitenkin mahdollistaa asianmukainen heikentämiskieltoharkinta¹⁵⁴.

Arviointia ohjaa myös itse hankkeen rajaus ja sen vaihtoehtojen muodostaminen. Molemmat seikat heijastuvat siihen, minkälaisia vaikutuksia katsotaan syntyvän arvioitavasta hankkeesta ja minkälaiseksi heikentämiskieltoja poikkeuslupapäätös voi muodostua. Tämä seikka saattaa lähtökohtaisesti houkuttaa hankkeen rajauksella ja vaihtoehtotarkastelulla keinotteluun, jonka merkitystä kuitenkin vähentää eri hankkeiden ja suunnitelmien yhteisvaikutusten tarkastelu ja luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdan tarkoittamat toimenpiteet.

Vaihtoehdot. Vaihtoehtojen tarkastelu on tarpeen biodiversiteetin suojelemiseksi. Hankkeiden arviointimenettelyssä pyritään löytämään vaihtoehtoisista alueista toiminnalle sopivin ja vähiten biologista monimuotoisuutta turmeleva sijoituspaikka.¹⁵⁵ Näin ollen esimerkiksi Natura 2000 -alueita koskevassa arvioinnissa tietojen rajaus ja vaihtoehtojen selvittäminen on keskeinen osa arvioinnin sisältöä. Vaihtoehtotarkastelu heijastuu 1) arviointimenetelmiin, 2) lieventäviin toimenpiteisiin sekä 3) Natura 2000 -alueisiin liittyvään päätöksentekoon, joten vaihtoehtojen puuttuminen saattaa heikentää arvioinnin asianmukaisuutta eri tasoilla.

1) Arvioinnin asianmukaisuus edellyttää hyväksyttävien arviointimenetelmien käyttämistä¹⁵⁶. Tällaisia ovat esimerkiksi vertailumenetelmät, joilla voidaan harkita muun muassa hankkeen sijoituspaikan merkitystä Natura 2000 -alueen kannalta. Vertailumenetelmien käyttö edellyttää kuitenkin hankkeiden vaihtoehtojen muodostamista, joten tukeutuminen yhteen vaihtoehtoon voi rajata merkittävästi tällaisten ja muiden vaihtoehtojen muodostamiseen pohjautuvien menetelmien käyttömahdollisuuksia.

2) Arvioinnin asianmukaisuuteen kuuluvat myös edellä kuvatut ns. lieventävät toimenpiteet. Vaihtoehtoisilla ratkaisuilla on itsessään huomattava merkitys ehkäistäessä suojeluarvojen merkittävää heikentymistä tai alueelle ulottuvia merkittäviä haitallisia vaikutuksia. Toisaalta vaihtoehtojen myötä erilaisten lieventävien toimenpiteiden käyttömahdollisuudet lisääntyvät. Esimerkiksi eri vaihtoehtoihin voidaan sisällyttää erilaisia kompensoivia toimenpiteitä, joilla suojeluarvoja elvytetään hankkeen toteuttamisen jälkeen.

3) Vaihtoehdot muodostavat yhdessä edellä mainittujen lieventämistoimenpiteiden kanssa keskeisen perustan arviointiin liittyvälle päätöksenteolle. Natura 2000 -aluetta koskevan arvioinnin on oltava sellainen, että sen

¹⁵³ Ks. myös komissio 2000b s. 38.

¹⁵⁴ Ks. faktojen huomioon ottamisesta jakso 5.4.1 ja heikentämiskieltoharkinnasta tarkemmin jakso 5.4.3.

¹⁵⁵ Ks. myös Glowka ym. 1994 s. 71.

¹⁵⁶ Ks. HE:n (79/1996) LSL 65.1 §:ää koskevat yksityiskohtaiset perustelut.

pohjalta voidaan ratkaista, ettei kohteen luonnonarvoja hankkeella merkittävästi heikennetä. Tällaisen ratkaisun ja siihen mahdollisesti liittyvien lupamääräysten antamisessa tiedot hankkeen vaihtoehdoista voivat tosiasiaa osoittautua hyvinkin tarpeelliseksi¹⁵⁷. Luvan myöntävän viranomaisen on muutoinkin ennen varsinaista LSL 66.1 §:n heikentämiskieltoratkaisua katsottava, että LSL 65.1 §:ssä tarkoitettu asianmukainen arviointi, tarvittaessa hankevaihtoehtoja vertailemalla, on tehty¹⁵⁸. Tästä kiellosta voidaan valtioneuvoston päätöksellä poiketa LSL 66.2 ja 66.3 §:n mukaisin edellytyksin, mikäli hankkeelle ei ole olemassa vaihtoehtoja ratkaisua. Tämä ei kuitenkaan voi koskea ns. nollavaihtoehtoa. Hankkeesta vastaavan on siis hankittava arvioinnissa poikkeuslupaharkintaa varten asianmukaiset perusteet siitä, ettei hankkeelle ole todellista vaihtoehtoa.

Edellä on esitelty kolmeen eri näkökulmaan perustuvia suuntaviivoja vaihtoehtojen tarkastelun tarpeesta. Tosiasiaa hankkeesta vastaava harkitsee yhdessä toimivaltaisten viranomaisten kanssa, edellyttääkö LSL 65.1 §:n tarkoittama asianmukainen arviointi vaihtoehtojen selvittämistä. Mikäli hanke arvioidaan osana YVAL 2 luvun menettelyä, vaihtoehtotarkastelu kuuluu keskeisenä osana arvioinnin sisältövaatimuksiin.

5.3.4 Tiedon hallinta eri instrumenteissa

Tiedon saatavuus. Ympäristötietoa muun muassa koskeva julkisuusperiaate on vahvistettu PerustusL 12.2 §:ssä¹⁵⁹. Tarkemmin asiasta säädetään JulkisuusL 1.1 §:ssä. Julkisen asiakirjan sisältäessä tutkimuksia ja muuta tietoa biodiversiteetistä tämä tieto on kenen tahansa pyynnöstä vapaasti saatavilla. Eräissä tapauksissa tiedon voi saada jopa JulkisuusL 6 luvussa mainituin perustein salatusta asiakirjasta. Viranomaisen on perusteltava päätöksensä, jossa evätään pyyntö saada tietoa biodiversiteettiin liittyvästä asiakirjasta tai tallenteesta. Viranomaisen päätöksestä voidaan valittaa.¹⁶⁰

Yleisön ”pääsystä ympäristötietoon” saadaan monia hyötyjä:

- 1) Tietoisuus ja valveutuneisuus ympäristön tilasta ja toimintavaihtoehtoista lisääntyy. Tämä mahdollistaa ympäristönäkökohtien paremman huomioon ottamisen sekä tiettyä ympäristöön vaikuttavaa toimintaa koskevassa päätöksenteossa että itse toiminnassa.

¹⁵⁷ Ks. myös Kuusiniemi 2000c s. 27.

¹⁵⁸ Ks. LSL 65.2 §:n 1 virke ja HE:n (79/1996) LSL 65.2 §:ää koskevat yksityiskohtaiset perustelut.

¹⁵⁹ ”Viranomaisen hallussa olevat asiakirjat ja muut tallenteet ovat julkisia, jollei niiden julkisuutta ole välttämättömien syiden vuoksi lailla erikseen rajoitettu. Jokaisella on oikeus saada tieto julkisesta asiakirjasta ja tallenteesta.”

¹⁶⁰ Ks. JulkisuusL 10, 14.3 ja 33 §.

- 2) Tiedon saatavuus luo asiallisen pohjan osallistua päätöksentekoon. Ilman relevanttia – asianmukaista, täydellistä ja ajankohtaista – tietoa osallistumisen päätöksentekoon tulee äärimmäisen vaikeaksi. Ympäristötiedolla on myös yhteys osallistumisesta saataviin hyötyihin.
- 3) Tiedon julkisuus lisää hallinnon läpinäkyvyyttä ja valvottavuutta.
- 4) Tiedon saatavuus lisää yleisön luottamusta hallintoon ja sitä kautta myös julkiseen ja yksityiseen yritystoimintaan.
- 5) Tiedon julkisuus tehostaa – viranomaisten resurssien ollessa rajalliset – ympäristösäännösten toimeenpanoa silloin, kun esimerkiksi LSL 57.2 §:ssä tarkoitettuin tavoin yleisölle on annettu ympäristöhaittoja koskevaa seuranta- ja valvontavastuuta.

Ympäristötiedon vapaan saatavuuden *haittana* voidaan mainita lähinnä päätöksentekoprosessien hidastuminen. Toisaalta yleisön esittämien ympäristönäkökohtien laaja huomioon ottaminen asian valmistelun aikana voi edistää päätöksen toimeenpanoa ja vähentää päätöksen kohteena olevalle toiminnalle aiheutuvia yllätyksiä uudessa toimintaympäristössä.¹⁶¹

Viranomaisten olisi taattava sekä aktiivisesti että passiivisesti ympäristötiedon saatavuus, sillä tehokas osallistuminen päätöksentekoon edellyttää, että yleisö saa käyttöönsä viranomaisten hallussa olevaa biologista monimuotoisuutta käsittelevää tietoa¹⁶². Viranomaisiin rinnastetaan tässä yhteydessä myös muut julkista valtaa käyttävät tahot¹⁶³. Aktiivinen tiedottaminen tarkoittaa, että viranomaiset tuottavat tietoa oma-aloitteisesti yleisön saataville. Passiivinen tiedon tarjoaminen puolestaan merkitsee, että viranomaiset täyttävät pyydettyssä yleisön oikeuden saada tietoa ympäristöstä.¹⁶⁴ Myös salassa pidettävän asiakirjan julkisesta osasta on annettava tieto, jos mahdollista niin, ettei salassa pidettävä osa tule tietoon¹⁶⁵.

JulkisuusL 20 §:n nojalla edellytetään viranomaisten aktiivisesti tiedottavan toimistaan ja palveluksistaan ja pitävän (passiivisesti) tiedon yleisön saatavilla. Monet erityislait sisältävät säännöksiä aktiivisesta tiedottamisesta. Nämä säännökset voivat koskea muun muassa biodiversiteettiä. Ensinnäkin esimerkiksi MRL 7 §:n mukaisessa kaavoituskatsauksessa ”selostetaan kaava-asiat ja niiden käsittelyvaiheet sekä sellaiset päätökset ja muut toimet, joilla on välitöntä vaikutusta kaavoituksen lähtökohtiin, tavoitteisiin, sisäl-

¹⁶¹ Ks. Kimber 1998 s. 140–143.

¹⁶² Rion julistuksen 10 artiklassa korostetaan, että ympäristöasiat voidaan parhaiten hoitaa kansalaisten osallistumisen ja siihen liittyvän asianmukaisen tiedottamisen avulla.

¹⁶³ Ks. JulkisuusL 4.2 §.

¹⁶⁴ Ks. JulkisuusL 3 luku ja esimerkiksi Hallo 1997 1 jakso. Ks. tiedottamisesta myös Rion sopimuksen 13 artikla ja Århusin sopimuksen 1, 4 ja 5 artiklat.

¹⁶⁵ Ks. JulkisuusL 10 §. Suhteellisuusperiaate huomioon ottaen sama mahdollisuus tutustua asiakirjan osiin koskee EY:n toimielinten dokumentteja (ks. esimerkiksi EYTI 353/99 kohdat 27–31).

töön ja toteuttamiseen”¹⁶⁶. Näin ollen kaavoituskatsaus voi sisältää kuvauksen esimerkiksi luonnonsuojelupäätöksistä, joilla on edellä mainittua vaikutusta. Toisena esimerkkinä mainittakoon luonnonsuojeluohjelmat, joita laadittaessa on osallisille (joiden etua tai oikeutta asia koskee) varattava tilaisuus tulla LSL 8.2 § nojalla kuulluiksi. Luonnonsuojeluohjelmien laatimisen käynnistyessä ympäristöministeriön on tiedotettava saman lainkohdan perusteella asiasta sillä tavoin, että luodaan edellytykset asiasta käytävälle julkiselle keskustelulle.

Biodiversiteetin turvaamisen vuoksi salaisia ovat JulkisuusL 24.1 §:n 14 kohdan nojalla asiakirjat, jotka sisältävät tietoja uhanalaisista eläin- tai kasvilajeista tai arvokkaiden luonnonalueiden suojelusta, jos tiedon antaminen niistä vaarantaisi kysymyksessä olevan eläin- tai kasvilajin tai alueen suojelun. Vastaava säännös on otettu ympäristötietodirektiivin 3 artiklan 2 kohtaan. Biodiversiteettioikeuden peruslähtökohtia on julkisuusperiaatteen mukaisesti avoin osallistuminen ja vuorovaikutus, joten kyseessä on ympäristötiedon julkisuuteen liittyvä poikkeus. Joissakin tapauksissa salaaminen on perusteltua luonnonarvojen turvaamiseksi ilkevallalta.

Ympäristötiedon salaaminen poikkeuserustein saattaa olla myös ongelmallista joissakin käytännön tilanteissa ja kääntyä toisinaan jopa biodiversiteetin turvaamista vastaan. Tieteellisen tutkimuksen, tilastoinnin taikka viranomaisen suunnittelu- tai selvitystyön osalta tätä ongelmaa lieventää viranomaisen mahdollisuus JulkisuusL 28.1 §:n nojalla sallia pääsy salaisiin asiakirjoihin sisältyvään tietoon. Esimerkiksi kaavoitustyöhön ja siihen liittyvään Natura 2000 -arviointiin kunnan viranomainen voi saada tietoja suojeluarvoista. Mutta yksityisen suorittamassa LSL 65 §:n mukaisessa arvioinnissa tietoja ei voi saada. Natura 2000 -alueita koskeva hankkeiden ympäristövaikutusten arviointi ei ole tulkinnallisesti tieteellistä tutkimusta tai JulkisuusL 28.1 §:ssä tarkoitettua toimintaa, joten hankkeesta vastaavan kannalta saattaa syntyä tilanteita, joissa ympäristötiedon salaamisen vuoksi ei voida riittävällä tavalla arvioida hankkeen toteuttamisen vaikutuksia suojeluarvoille. Näitä tilanteita silmällä pitäen saattaisi olla paikallaan lisätä viranomaisten harkintavaraa JulkisuusL 28 §:n soveltamisessa.

Tiedon kokoamista ja välittymistä koskevan sääntelyn kehittäminen. Biodiversiteetin turvaamisessa tiedon kokoaminen on avainasemassa, sillä tietoa luonnon monimuotoisuudesta tarvitaan muun muassa tutkimuksessa, suojelutavoitteiden asettamisessa ja arvioimisessa, suojelupäätösten valmistelussa sekä itse suojelutoimissa. Parhaimmillaan vuorovaikutteinen osallistuminen kokoaa ja jalostaa tietoa. *Osallistuminen on tosin vain eräs keino koota tietoa, joten muitakin keinoja olisi kartoitettava esimerkiksi instrumenttien sisältämiä*

¹⁶⁶ HE:n (101/1998) MRL 7 §:ää koskevat erityiset perustelut.

*säännöksiä tutkimalla*¹⁶⁷. Tieto sinällään ei takaa biodiversiteetin turvaamista, vaan lisäksi tieto on muokattava soveltamiskelpoiseen muotoon. Luonnon perustutkimuksessa syntyvän tiedon lisäksi tarvitaan sovellettua tietoa, jonka avulla voidaan ennustaa esimerkiksi suunniteltujen hankkeiden vaikutuksia tai arvioida erilaisia kausaalisuhteita.¹⁶⁸ Instrumenttejä on kehitettävä, jotta vuoro-vaikutuksessa ja muutenkin kerätty tieto välittyisi soveltamiskelpoisessa muodossa päätöksentekoon.

Biodiversiteettiä koskevan tiedon kokoamisen tarpeellisuutta olisi tärkeä harkita toimenpiteen toteutumisen ja biodiversiteettiin kohdistuvien vaikutusten kannalta. Mitä merkittävämpiä haitallisia vaikutuksia toimenpiteestä aiheutuu biodiversiteetille, sitä tärkeämmäksi muodostuu asianmukaisen tiedon keruu ennen toiminnan aloittamista ja sitä koskevaa päätöksentekoa. Tästä esimerkkinä voidaan mainita Natura 2000 -alueita koskeva arviointi, jota olisikin syytä kehittää asettamalla arvioinnin sisällölle tietyt minimivaatimukset. Toisaalta vaikutuksiltaan vähäisissä toimenpiteissä tiedon kokoamisella ei ole niin suurta merkitystä. Näistäkin toimenpiteistä voi kuitenkin muodostua yhteisvaikutuksena merkittäviä vaikutuksia biodiversiteetille, joten niiden yhteisvaikutukseen liittyen saattaa olla tarpeen erilaisin suunnittelumekanismien koota ennalta asianmukaista tietoa biodiversiteetistä ja sen osiin kohdistuvista vaikutuksista. Näin on esimerkiksi suurpetojen metsästyksessä.

Biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta olennaisia ovat paitsi tiedon kokoamisen keinot, myös tiedon kulku menettelyn aikana ja välittyminen itse päätöksentekoon. Biodiversiteettiä koskevan tiedon kokoaminen voi painottua menettelyn eri vaiheisiin, ja parhaimmillaan koostettu tieto siirtyy ohjaamaan ja rajaamaan oikeudelliseen instrumenttiin sisältyvää päätöksentekoa. Jos tarkasteltavien instrumenttien prosessuaaliset normit jollakin tavoin rajoittavat biodiversiteettiä koskevan tiedon välittymistä, jää suunnittelun, päätöksenteon ja toimenpiteiden toteutuksen perustana oleva tieto helposti riittämättömäksi biodiversiteettiin kohdistuvien vahinkojen estämisen tai vähentämisen kannalta. Tiedon kokoamista ja sen välittymistä päätöksenteon perustaksi olisi jakson 5.3.3 ekskurssin perusteella syytä kehittää. Jättäytyminen joustavien säännösten tulkinnan varaan heikentää tiedon kokoamisen ja välittymisen osalta oikeusvarmuutta, samoin kuin hankkeista tai muusta toiminnasta vastaavien oikeusturvaa. Samalla biodiversiteetin turvaamiseksi tarvittavan tiedon kokoaminen ja sen välittyminen päätöksentekoon jää sattumanvaraiseksi. Tämä sattumanvaraisuus näkyy erityisesti suurpetojen pyynnin ennakkovalvonnassa.

Tiedon tehokas kokoaminen ja välittyminen edellyttäisi nykyistä parempia oikeudellisia rajaehjoja tai edellytyksiä. Tiedon laajuus ja tarkkuus on laatukysymys, jota pyritään varmistamaan muun muassa tietoja tarkastavan tahon

¹⁶⁷ Ks. osallistumisesta tarkemmin jakso 5.3.2.

¹⁶⁸ Ks. ympäristötiedosta myös SYKE 1998 s. 238.

toimesta. Toisaalta laadukkaallakaan tiedolla ei ole merkitystä, ellei se materiaalisten säännöksiä puutteiden takia välity päätöksentekoon. Tiedon pitäisi siirtyä päätöksenteon edellytyksiin ja lopulta vaikuttaa päätöksiin itseensä. Lakeihin sisällytettäviin instrumentteihin olisikin rakennettava selkeä yhteys biodiversiteettiä koskevan tiedon kokoamisen ja päätöksenteon välille, jotta tiedon kokoaminen olisi tarkoituksenmukaisessa suhteessa päätökseen tai muuhun ratkaisuun, jossa tietoa hyödynnetään. Biodiversiteettiä turvaavalla tiedolla ei ole merkitystä, jos sitä ei voida syystä tai toisesta ottaa huomioon päätöksenteossa tai muuten ennen toimenpiteen aloittamista. Tällainen tilanne on esimerkiksi Metsäl. 11 §n nojalla erityisen tärkeiden elinympäristöjen suojelusta poikettaessa, koska tässä päätösharkinnan oikeudelliset premissit eivät mahdollista biodiversiteettiä koskevan tiedon riittävää huomioon ottamista.

5.4 BIODIVERSITEETIN TURVAAMISPÄÄTÖS

5.4.1 Joustavien normien tulkinta

Päätöksen kolmidimensionaalinen luonne. Biodiversiteettiä koskevat oikeudelliset päätökset vaihtelevat vaikeusasteeltaan yksinkertaisesta lainsoveltamistilanteesta ns. kiperiin tapauksiin (hard cases)¹⁶⁹, joissa päätöksentekijän on justifioitava tulkintaratkaisunsa tai perusteltava valintansa useista mahdollisista oikeudellisista säännöistä ja periaatteista (normeista). *Päätöksentekijän onkin tapauskohtaisesti selvítettävä ja selkiytettävä soveltuvan oikeudellisen normin sisältö.* Tässä yhteydessä on syytä palauttaa mieliin myös biodiversiteetin tur-

¹⁶⁹ Esimerkiksi Aarnio (1987 s. 2) on kirjoittanut ”kiperistä” tapauksista: ”...either more than one legal norm can be applied to the same set of facts, or the same legal norm permits more than one interpretation”. Hallinnolliset päätöksentekotilanteet voidaan Laakson (1990 s. 200) tavoin ryhmitellä 1) rutiiniratkaisuiksi, 2) tulkintaratkaisuiksi ja 3) harkintaratkaisuiksi. Hänen mukaansa vain rutiiniratkaisua voidaan pitää Merikosken tarkoittamana sidottuna hallintotoimintana, jossa ”varsinainen säädännäinen laki (eduskuntalaki) tai sitä alemman asteinen lakiin perustuva säädös, kirjoitettuun lakiin sisällymätön mutta yleisesti noudatettavaksi tunnustettu oikeusohje, ylempään hallintoviranomaisen toimivaltansa puitteissa antama yleismääräys taikka viranomaista velvoittava toimintaohje selvästi osoittavat, mitä asiassa viranomaisen on tehtävä, miten sen on asia ratkaistava, mitä tietystä tosiseikastosta johtuu, mihin viranomaisen on hallintoalamainen velvoitettava tai mitä sen on hänelle myönnettävä” (ks. Merikoski 1968 s. 37). Rutiiniratkaisussa on käytössä vain yksi vaihtoehto. Tulkintaratkaisut sisältävät Laakson ryhmittelyssä paitsi varsinaisen tulkinnan myös normikonflikti- ja aukkotilanteet. Biodiversiteettiin liittyvät rakaisut ovat pääosin harkintaratkaisuja, jotka sisältävät useita ratkaisuvaihtoehtoja. Laki tai muu oikeusohje asettaa Laakson (1990 s. 201) mukaan vain ”kehysten, jonka puitteissa toiminnan on pysyttävä ja ratkaisuvaltaa käytettävä”. Tällainen ”kehys” voi koskea myös muuta kuin varsinaista päätöksentekoa. Sen avulla voidaan ohjata paitsi viranomaisen päätösharkintaa myös sen toimivaltaa ja päätökseen liittyvää hallinnollista prosessia.

vaaminen kolmidimensionaalisenä käsitteenä¹⁷⁰ sekä faktojen ja arvojen merkitys turvaamispäätöksen elementteinä.

Päätöksenteossa on myös tunnistettava ratkaisun kannalta relevantit faktat¹⁷¹ ja päätettävä, milloin asian ratkaisemiseksi on käytettävissä riittävästi tietoa toiminnasta ja sen vaikutuksista biodiversiteetille. Näitä ovat ensinnäkin asianosaisten ja muiden osallisten esittämät näkökohdat ja vaatimukset. Mielipiteisiin, lausuntoihin tai selvityksiin perustuvien relevanttien tietojen huomioon ottaminen on tärkeää tehdä näkyväksi päätöksen perusteluissa. Toiseksi päätöksen on perustuttava asianmukaisesti selvitettyihin faktoihin tai erilaisiin riskiarviointeihin.¹⁷² Jos faktoista on epävarmuutta tai muutoin ei ole kohtuullista tai mahdollista vaatia lisäselvitystä, päätöksentekijä voi tässäkin yhteydessä käyttää sopivia oikeudellisia periaatteita tai nojautua päätöksentekoa tukeviin oikeudellisiin turvaamismekanismeihin epävarmuutta hallitakseen.

Päätöksenteon kolmantena ulottuvuutena ovat arvot. Päätöksentekijä perustaa kiperissä tapauksissa faktojen ja normien punninnan arvoihin (arvottaminen); toisaalta päätöksentekijän arvot saattavat vaikuttaa harkinnan taustalla, toisaalta yhteiskunnan arvot välittyvät periaatteiden ja tavoitesäännösten kautta päätöksentekoon. Nykyinen oikeusajattelu tunnustaa lain antavan vain puitteet ratkaisun tekemiselle: jokaisen kiperän tapauksen ratkaisu syntyy useiden tulkinnan elementtien monimutkaisen yhteensovittamisen tuloksena. Esimerkiksi LSL 31 §:n ilmaisun ”yleisen edun kannalta erittäin tärkeä hanke” tulkinta ei ole puhtaasti laillisuuskysymys, vaan kyseisen säännöksen soveltaminen perustuu arvovalinnoille ja seurausharkinnalle.¹⁷³ Seuraavassa keskitytään erityisesti joustavien säännösten soveltamisratkaisuihin.

Tulkinnan lähtökohdat. *Biodiversiteettioikeudellinen päätös sisältää siis tavallisesti tulkinnan oikeudellisen normin sisällöstä.* Kun viranomainen perustelee tällaisen päätöksen, hän tukeutuu tulkinnassaan oikeuslähteisiin¹⁷⁴ ja tulkintasääntöihin, kuten *lex superior derogat legi inferiori*. Päätöksen tulee olla

¹⁷⁰ Ks. tarkemmin jakso 2.2.

¹⁷¹ Aarnion (1987 s. 9) mukaan ”the decision lies in regarding the facts as belonging to the category of events covered by the norm.”. Laillisuusharkinta kattaa erilaiset ratkaisutyypit. Laillisuusharkinta perustuu lain – säännöksissä (normeissa) asetettujen harkinnan rajojen ja kehyksien – soveltamiseen käytännössä. Laillisuusharkinta pitää usein lain soveltamisen ohella sisällään myös normien tulkintaa, joka näin ollen ei ole täysin irrotettavissa päätökseen liittyvien oikeustositseikkojen harkinnasta. Ratkaisu on kuitenkin viime kädessä tehtävä sellaisiin faktoihin liittyvillä perusteilla, joita sääöksissä ei ole tyhjentävästi säännelty. (Ks. Laakso 1990 s. 201.)

¹⁷² Ks. myös Mäenpää 2000 s. 351–352.

¹⁷³ Ks. Kuusiniemi ym. 2001 s. 169.

¹⁷⁴ Tässä tutkimuksessa voidaan pitää riittämättömänä Aarnion esitystä oikeuslähteistä: 1) lakitekstit, 2) lain esityöt, 3) tapaoikeus, 4) tuomioistuinten päätökset, 5) oikeudelliset tai niiksi muodostumassa olevat periaatteet, 6) oikeuskirjallisuus ja 7) käytännön syyt eli ns. reaaliset argumentit (ks. Aarnio 1987 s. 78–88). Vaikka näiden oikeuslähteiden voidaan katsoa antavan tietoa päätösharkintaan sekä edesauttavan arvojen ja arvoarvostelmien kanssa päätöskriteerien ja lopullisen ratkaisun löytämistä erilaisten tulkintavaihtoehtojen joukosta, biodiversiteettioikeu-

järkevässä suhteessa tavoiteltavaan päämäärään, biodiversiteetin turvaamiseen nähden, ja muutoinkin kohtuullinen nykyisten ja tulevien ihmiskupolvien kannalta. Perustelu, justifikaatio, esitetään aina jollekin olemassa olevalle tai kuvitellulle auditoriolle. Jos oikeudellinen yhteisö rationaalisesti hyväksyy päätöksen, sillä on Aarnion mukaan tulkinta-asema, jolla on suurempi sosiaalinen relevanssi kuin muilla vastaavilla tulkintanäkökohdilla¹⁷⁵. Tällaisella tulkinta-asemalla on justifioinnin rationaalista voimaa ja maksimaalinen legitiimiyys yhteisössä. Myös biodiversiteettioikeudessa justifiointi osoitetaan päätöshetkessä elävälle auditoriolle, vaikka se voidaankin esittää tulevien sukupolvien ja luonnon itseisarvon puolesta.

Tulkinnan elementit. *Biodiversiteettioikeuden päätöksenteon keskiössä on joustavien säännösten soveltaminen.* Joustavat normit saavat sisältönsä eri lähteistä¹⁷⁶ ja mahdollistavat monia vaihtoehtoisia normitulkinnoja; ne antavat siis kehysten päätöksille, mutta jättävät tilaa tapauskohtaiselle harkinnalle. Joustavat säännökset voivat ohjata muun muassa päätösvallan perustaa, suuntaa ja sisältöä.¹⁷⁷

Biodiversiteetin turvaamisen kannalta tärkeät joustavien normien tulkintaan vaikuttavat elementit voidaan jakaa oikeudellisiksi ja muiksi elementeiksi. Instrumenttiin sisältyvän joustavan säännöksen oikeudellisia tulkinnan elementtejä ovat kansainväliset sopimukset ja muu kansainvälinen oikeus, EY-oikeus, perusoikeudet, strategiat ja niitä täsmentävät tavoitesäännökset sekä muut sallitut oikeuslähteet, kuten standardit. Niihin kuuluvat myös oikeusperiaatteet sekä oikeudelliset käsitteet tai konseptiot, mutta tulkinnallisesti relevantit periaatteet ja käsitteet ulottuvat myös oikeudellisen kentän ulkopuolelle. Muita tulkinnan elementtejä ovat tosiseikat ja arvot.¹⁷⁸

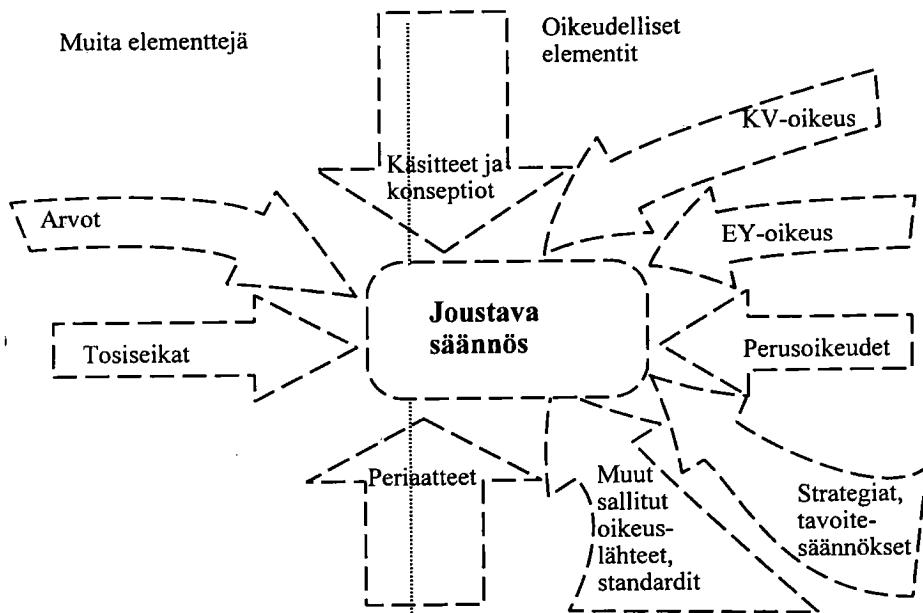
dessa – vastaavasti kuin ympäristöoikeudessa – on ominaispiirteensä, jotka vaikuttavat oikeuslähteoppiin. (Ks. myös tulkintamethodiikan perusteista ympäristöoikeudessa Kuusiniemi ym. 2001 s. 169–170). Esimerkiksi standardit voivat ohjata päätösharkintaa, vaikka usein vain niiden asettamisen peruste on lakitekstissä. Myös biodiversiteettioikeuden strategiat voivat ohjata oikeudellista päätöksentekoa, vaikka niillä ei ole edes normiperustaa, kuten standardeilla. Biodiversiteettioikeudessa erityistä merkitystä on annettava myös luonnontieteelliselle tiedolle (esimerkiksi suotuisan suojelutason huomioon ottamisessa) muutoinkin kuin reaalisina argumentteina.

¹⁷⁵ Ks. Aarnio 1987 s. 228.

¹⁷⁶ Ks. joustavan normin tulkinnasta biodiversiteettioikeudessa myös Kuusiniemi 1998 s. 84–94.

¹⁷⁷ Ks. esimerkiksi Mäenpää 1992 s. 147.

¹⁷⁸ Ks. tulkintamethodiikan perusteista myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 169–170.



Kuvio 17: Joustavan säännöksen tulkinnan elementtejä.

Tulkinnan elementit ovat vuorovaikutuksessa keskenään. Niiden avulla muun muassa biodiversiteetin turvaamistavoitteet välittyvät päätöksentekoon¹⁷⁹: Tavoitteet voidaan kiteyttää strategioiksi tai niistä voidaan muodostaa turvaamisperiaatteita. Ne voivat siirtyä myös muihin tulkinnan oikeudellisiin elementteihin. Tulkinnan elementtien välityksellä turvaamistavoitteet saattavat muodostaa tulkinnan perustan sovellettaessa joustavia säännöksiä konkreettisissa tilanteissa. Jäljempänä tässä jaksossa kuvataan joustavan säännöksen tulkintaan liittyvien oikeudellisten ja muiden elementtien eräitä keskeisiä näkökohtia pohjaksi instrumenttien toimivaltaa ja harkintavaltaa koskeville ekskursseille.

Periaatteiden ja konseptioiden tulkintavaikutus. Biodiversiteettiä turvaavat periaatteet ovat käyttökelpoisia joustaviin normeihin tukeutuvalle päätöksenteossa. Osa tästä joustavien säännösten jättämästä harkintatilasta voidaan täyttää turvaamisperiaatteilla¹⁸⁰. Erityisesti oikeusperiaatteina niillä on argu-

¹⁷⁹ Vaikka biodiversiteettioikeuden turvaamistavoite voidaan periaatteellisella tasolla jakaa suojeluun, kestäväan käyttöön ja heikentymisen estämiseen, käytännön strategioissa ja säännöksissä nämä tavoitteet esiintyvät toisinaan samanaikaisesti, toisinaan itsenäisinä. Biodiversiteetin turvaamisen sijasta voidaan myös käyttää esimerkiksi termiä biodiversiteetin säilyttäminen (ks. Metsäl 1 §).

¹⁸⁰ Ks. ohjausperiaatteista tulkinnan tukena esimerkiksi Kuusiniemi ym. 2001 s. 72 ja Ekroos 1993 s. 76. Ks. myös jakso 4.2.2.

mentaatiovoimaa päätöksenteossa. Mutta myös ennen sääntelyaseman vakiintumista periaatteilla voi olla moraalista arvoa päätösharkinnassa. Joskus biodiversiteettiä turvaavat periaatteet on kirjoitettu lakien tavoitesäännöksiin: esimerkiksi kestävän kehityksen periaate MRL 1.1 §:ssä muodostaa keskeisen perustan erityisten kaavoitusta ja rakentamista koskevien joustavien säännösten tulkinnalle.

Periaate voi tulkinnan lisäksi täyttää normatiivisia aukkoja. Jos konkreettisesti oikeustapauksessa X ei ole mahdollista löytää suoraan sopivaa oikeusnormia N_x , täytyy kyseistä tapausta verrata muihin samanlaisiin tapauksiin. Jos keskeisiltä osiltaan faktat tapauksessa X muistuttavat faktoja F1, F2 ja F3 tapauksissa Y, Z ja W, ja näiden tapauksien normit N1, N2 ja N3 ovat oikeudellisen periaatteen P mukaisia, voi periaate P toimia analogia-avaimena. Oikeusperiaate P voi täyttää oikeusaukon N_x , kun biodiversiteettiä koskeva päätös tehdään. Kuitenkin tiettyä varovaisuutta on noudatettava, kun biodiversiteettiä turvaavia periaatteita käytetään analogia-avaimina. Joskus on mahdollista, ettei tiettyjä biodiversiteettiin liittyviä kysymyksiä ole tarkoitettu säännellä. Biodiversiteettioikeuden periaatteita on siis peilattava muun muassa legaliteettiperiaatteeseen.¹⁸¹

Turvaamisperiaatteet voivat ohjata joustavin normein tapahtuvaa päätöksentekoa myös erilaisten konseptioiden, kuten suotuisan suojelutason kanssa¹⁸². Esimerkiksi suurpetojen pyyntilupaharkinnassa tulkintavaikutusta on MetsästysL 20.1 §:n yleisiin vaatimuksiin kirjatulla kestävän käytön periaatteella; samalla lajien suotuisan suojelutason konseptio on MetsästysA 2.2 §:n mukaisesti eräänä harkintaperusteena suurpetojen pyyntilupia myönnettäessä.

Pyyntilupien harkinnassa on aina otettava huomioon MetsästysL 20 §:n yleiset vaatimukset. Näille vaatimuksille 27.11.1998 annetun metsästysasetuksen muutokseen (869/1998) liittyvät esityöt antavat biodiversiteetin turvaamisen kannalta mielenkiintoisen tulkinnan¹⁸³. Tämän tulkinnan perusteella MetsästysL 20.1 §:ssä tarkoitettulle kestävälle käytölle on käytännössä

¹⁸¹ Ks. analogia-avaimista myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 172. Ks. ympäristöoikeuden ”aukoista” myös Hollo 1991 s. 37. Ks. legaliteettiperiaatteesta tarkemmin jakso 3.2.3.

¹⁸² Ks. konseptioista myös jakso 4.4.3.

¹⁸³ Ympäristöministeriö on kommentoinut 12.10.1998 kyseistä muutosehdotusta seuraavasti: ”Muutosehdotuksessa viitataan metsästyslain 20 §:ssä tarkoitettuun suotuisan suojelutason säilyttämiseen. Viittaus on sikäli harhaanjohtava, että metsästyslain 20 §:ssä säädetään siitä, että metsästyistä on harjoitettava kestävän käytön periaatteiden mukaisesti ja siten, että... Säännöksen mukaan riistaeläinkantojen tuoton jatkuvuus on pyrittävä turvaamaan tarkoituksen mukaisella riistanhoidolla, eikä metsästyksellä saa aiheuttaa vaaraa tai vahinkoa ihmiselle tai toisen omaisuudelle. Maa- ja metsätalousministeriö on aikaisemmin todennut, että metsästyslain 20 §:n nykyinen tulkintakäytäntö on yhdenmukainen Suomea sitovan luonnonsuojeludirektiivissä tarkemmin määritellyn suotuisan suojelutason käsitteen kanssa. Tämä olisi tarpeen kirjata suoraan asetuksen säännökseen, koska metsästyslain säännöksessä käytetään toisen tyyppistä käsitteistöä kuin lintuja luontodirektiivissä. Ympäristöministeriö ehdottaa, että 2 ja 28 §:n (sekä 29 §:n, jollei sitä poistettaisi) sanonta ”eikä haittaa metsästyslain 20 §:ssä tarkoitettua suotuisan suojelutason säilyt-

annettu sellainen merkitys, että metsästystä on harjoitettava kestävän käytön periaatteiden mukaisesti eli lajin suotuisa suojelutaso EY:ssä säilyttäen. Tämä tarkoittaisi analogisesti LSL 5.3 §:n nojalla, että riistaeläimen metsästystä olisi harjoitettava siten, että ”laji pystyy pitkällä aikavälillä säilymään elinvoimaisena luontaisessa ympäristössään.”¹⁸⁴

Metsästyksen yleiset vaatimukset edellyttäisivät tämän logiikan pohjalta seuraavien ekologisesti kestävän käytön mukaisten tavoitteiden huomioon ottamista: 1) riistalajin tulee pitkällä aikavälillä metsästyksestä huolimatta kyetä ylläpitämään itse itsensä luontaisessa elinympäristössään, 2) riistalajin luontainen levinneisyysalue ei ole vaarassa pienentyä metsästyksen takia sekä 3) riistalajin populaatioilla on ja tulee olemaan pitkän aikavälin säilymisen kannalta riittävän laaja elinympäristö. Tällöin riistakanta ei pitkällä tähtäimellä vaarannu. Ekologisesti kestävään käyttöön liittyy myös, ettei muita biologisia luonnonvaroja metsästyksessä vahingoiteta¹⁸⁵. Näin ollen muita riistaeläinkantoja ei saa vaarantaa metsästyksellä eikä muuta luontoa – biologisen monimuotoisuuden osia – saa tarpeettomasti vahingoittaa. Metsästys on eettisesti asianmukaista, kun eläimille ei tuoteta tarpeetonta kärsimystä.

Maa- ja metsätalousministeriön lausuma voitaisiin periaatteessa ymmärtää myös niin, että MetsästysL 20.1 §:n mukainen kestävä käyttö vastaisi myös LSL 5.2 §:ssä tarkoitettua luontotyypin suotuisaa suojelutasoa. Tämä tulkinta menee kuitenkin MetsästysL 1 §:n mukaisen soveltamisan ulkopuolelle. Tosin luontotyypit saattavat olla riistaeläimen elinympäristönä myös riistanhoidon kohteena. Mutta tällainen riistanhoitovelvoite seuraa jo lajin suotuisan suojelutason säilyttämisestä. MetsästysL 20.2 §:ssä todetaankin, että riistaeläinkantojen tuoton jatkuvuus on pyrittävä turvaamaan tarkoituksenmukaisella riistanhoidolla.

tämistä’ korvattaisiin ’eikä haittaa metsästyslain 20 §:n tavoitteiden eikä lajien suotuisan suojelutason säilyttämistä tai saavuttamista’. Lisäksi asetuksen perustelumuiotissa olisi todettava, että suotuisaa suojelutasoa on tulkittava luontodirektiivin 1 artiklan i kohdan mukaisesti.”

Maa- ja metsätalousministeriö on puolestaan 25.11.1998 päivätyssä ehdotuksessaan MetsästysA:n muuttamiseksi katsonut erityisesti lintujen kevätmetsästyksen liittyen, että ”suotuisan suojelun taso on määritelty luonnonsuojelulain 5 §:ssä ja vastaa metsästyksessä käytännössä [MetsästysL] 20 §:ssä tarkoitettua kestäväää käyttöä.”

¹⁸⁴ Lisäksi analogia luontodirektiivin 1 artiklan i kohtaan merkitsi sitä, että

– ”kyseisen lajin kannan kehittymistä koskevat tiedot osoittavat, että tämä laji pystyy pitkällä aikavälillä selviytymään luonnollisten elinympäristöjensä elinkelpoisena osana, ja

– lajin luontainen levinneisyysalue ei pienene eikä ole vaarassa pienentyä ennakoitavissa olevassa tulevaisuudessa, ja

– lajin kantojen pitkäaikaiseksi säilymiseksi on ja tulee todennäköisesti olemaan riittävän laaja elinympäristö.” Kallio (2001 s. 76) on kiinnittänyt huomiota siihen, ettei suomenkielinen direktiivikäännös tältä osin vastaa englanninkielistä käännöstä. Lajin populaatio on vaihtunut käännöksessä lajin kannaksi. Lajin populaatio tarkoittaa ”yhden lajin tietyllä alueella eläviä yksilöitä, joilla on mahdollisuus lisääntyä keskenään.” Lajin kanta puolestaan tarkoittaa ”ryhmää sukulaisyksilöitä, jotka eroavat tiettyjen ominaisuuksien suhteen muista vastaavista saman lajin tai rodun ryhmistä.” Lisäksi suomenkielisestä käännöksestä ei selkeästi ilmene, että lajin tulee ylläpitää itse itsensä pitkällä aikavälillä.

¹⁸⁵ Ks. Glowka ym. 1994 s. 24.

Perusoikeuksien tulkintavaikutus. *Perusoikeuksilla on tulkintavaikutusta lajeja ja alemman asteisia säädöksiä tulkittaessa ja sovellettaessa*¹⁸⁶. Tässä yhteydessä ei voida mennä kovin syvälle yleistä tulkintavaikutusta koskevaan keskusteluun¹⁸⁷, mutta PerustusL 20 §:n tulkintavaikutuksen konkretisoimiseksi on syytä esitellä ainakin pari KHO:n päätöstä. Tulkintavaikutus ei saa merkitä mielivaltaista tai täysin ennakoimatonta päätöksentekoa.

Vuotoksen tekoallasta koskevassa päätöksessä (2002:86) KHO totesi, ”että ympäristöä koskeva perusoikeussäännös on otettu valtiosääntöön täydennetyssä Suomen hallitusmuodon perusoikeuslukua 1.8.1995 voimaan tulleella 14 a §:llä. Sanotun pykälän 1 momentin mukaan vastuu luonnosta ja sen monimuotoisuudesta, ympäristöstä ja kulttuuriperinnöstä kuuluu kaikille. Samasanainen säännös on otettu 1.3.2000 voimaan tulleen Suomen perustuslain (731/1999) 20 §:n 1 momentiksi. Säännös sisältää perustuslain tasoisen kannanoton luontoarvojen merkityksestä ja ohjaa osaltaan lainsoveltamista ja -tulkintaa. Arvioitaessa säännöksen merkitystä yksittäisessä lainsoveltamistilanteessa on otettava huomioon myös muiden perusoikeussäännöksiin kuten omaisuudensuojaa koskevan perusoikeuden vaikutukset. Tulkinnalliseen liikkumavaraan vaikuttaa myös lainkäytön ennakoitavuus”.

Toisessa tapauksessa Ahvenanmaan maakuntahallitus oli hylännyt maainesten ottamisluvan jatkamiseksi tehdyn hakemuksen. Päätöstä koskevassa valituksessa vedottiin muun muassa tuona aikana voimassa olleen HM:n omaisuudensuojasäännöksiin. KHO katsoi päätöksessä (18.11.1996 T. 3578) kuitenkin, että maakuntahallitus oli voinut tehdä hylkäämispäätöksen harkintavaltansa rajoissa. Hylkäämispäätös ei ollut perustuslain omaisuuden suojasäännöksen vastainen, kun otettiin huomioon nykyistä vastaava HM 14 a §:n tarkoittama ympäristövastuu.

¹⁸⁶ PerustusL 106 §:n säännös antaa myös suoran soveltamisen mahdollisuuden perustuslain vastaisten säännösten varalle. PerustusL 106 §:n soveltamiselle muodostuu kuitenkin ”ilmeisen ristiriidan” kynnyks, minkä vuoksi lain esitöiden perusteella ”kyseinen säännös tulisi sovellettavaksi vasta silloin, jos perustuslain ja lain välistä ristiriitaa ei ole mahdollista poistaa perustuslain mukaisen tai perusoikeusmyönteisen tulkinnan avulla”. Perustuslain tulkintavaikutus täydentää kyseisiä säännöksiä myös sen vuoksi, ettei tulkintavaikutuksen huomioon ottamisen edellytyksenä ole muun lainsäädännön ristiriitaisuus perustuslain säännöksen kanssa.

Raja perustuslain suoran vaikutuksen ja perustuslain mukaisen tulkinnan välillä ei ole yksiselitteinen. Lain esitöissä todetaankin, että ”oletetut ristiriidat ovat käytännössä useimmiten näennäisiä ja poistettavissa tulkinnalla. Valiokunnan mukaan tuomioistuinten tulee valita perusteltavissa olevista lain tulkintavaihtoehdoista sellainen, joka parhaiten edistää perusoikeuksien tarkoitusten toteutumista ja joka eliminoi perustuslain kanssa ristiriitaisiksi katsottavat vaihtoehdot. Tältä osin voidaan puhua perustuslainmukaisesta tai perusoikeusmyönteisestä laintulkinnasta”. (Ks. HE:n 1/1998 PerustusL 106 §:n perustelut ja PeVM 25/1994.)

¹⁸⁷ Ks. käydyistä keskustelusta esimerkiksi Viljanen 2001 s. 150–159 ja Kuusiniemi 1998 s. 73–114.

Erityisesti jälkimmäinen päätös näyttäisi korostavan ympäristövastuusäännöstä omaisuudensuojalauseketta tasapainottavana säännöksenä¹⁸⁸. Tulkinnassa PerustusL 20 §:n ympäristöperusoikeuden ja muiden perusoikeuksien välille saat- taakin syntyä jännitteitä, mutta toisaalta ympäristön säilyminen elinkelpoisena voidaan nähdä myös edellytyksenä muiden perusoikeuksien toteutumiselle¹⁸⁹. Kaiken kaikkiaan päätökset kuitenkin vahvistavat, että *ympäristöperusoikeus- säännökselle voidaan antaa tulkintavaikutusta, kun joustavia ympäristöoikeu- den säännöksiä sovelletaan oikeuskäytännössä*¹⁹⁰.

*Perustuslain mukainen tulkinta on myös perustuslain tulkitsemista, esimer- kiksi edellä kuvatuin tavoin biodiversiteetin turvaamista korostavasti. Perusoi- keusajattelu mahdollistaa siten tietyn perusoikeussäännöksen valinnan ja pai- nottamisen myötä tulkitsijan arvostuksiin pohjautuvia erisuuntaisia tulkintoja. Tämä on paitsi mahdollista myös tarpeen, sillä kaikissa tilanteissa yleisluontoi- nen perusoikeusajattelu ei välttämättä vie tulkintaa eteenpäin. Perustuslain mukaisen tulkinnan on kuitenkin aina pysyttävä sovellettavan ympäristönormin asettamissa rajoissa.*¹⁹¹

Perusoikeusmyönteinen tulkinta voidaan liittää osaksi tarkastelua, jossa ote- taan laajemmin huomioon kansainvälisten sopimusten, EY-direktiivien ja kan- sallisen lainsäädännön tavoitesäännösten tulkintavaikutus¹⁹².

Kansainvälisen oikeuden tulkintavaikutus. Kansainvälisillä sopimuksilla on vaikutusta joustavien säännösten tulkinnassa etenkin silloin, kun sovelletta- valla kansallisella säännöksellä pyritään nimenomaan edistämään jonkin biodi- versiteettiä turvaavan kansainvälisen sopimuksen artikloiden toteutumista. Mo- nia kansainvälisiä sopimuksia onkin toimeenpantu luonnon ja sen kirjon tur- vaamiseksi¹⁹³. Esimerkiksi LSL 4.1 §:ssä korostetaan Rion sopimuksen ja eräi- den muiden biodiversiteetin turvaamiseen liittyvien kansainvälisten sopimus- ten voimassaoloa (ja noudattamista) sen lisäksi, mitä LSL:ssa on säädetty¹⁹⁴.

EY-oikeuden tulkintavaikutus. Lainsoveltajalla on velvollisuus tulkita kansallista oikeutta *EY-oikeusmyönteisesti* tai täsmällisemmin direktiivien aset- tamien vaatimusten mukaisesti. Tulkintavaikutus perustuu viime kädessä Roo- man sopimuksen 10 (ent. 5) artiklan ns. lojaliteettinormiin. Tulkintavaikutus-

¹⁸⁸ Ks. myös Kuusiniemi 1998 s. 76. Toisaalta Vihervuori (1998a s. 249) on katsonut, ettei haitankärsijän suojaksi välttämättä tarvita ympäristöperusoikeussäännöksen tulkintavaikutusta, vaan samaan tai vahvempaan tulokseen voidaan monesti päästä PerustusL 15 §:n omaisuu- densuojasäännöksen tulkintavaikutuksella (jolloin tosin kahden tahon omaisuudensuojat saatta- vat joutua vastatusten).

¹⁸⁹ Ks. HE 309/1993 s. 20 ja Kuusiniemi 1998 s. 18.

¹⁹⁰ Myös Saraviidan (2000 s. 172) mukaan ”vastuusäännöksellä voi olla myös perusoikeusjärjes- telmään liittyvä tulkintavaikutus”.

¹⁹¹ Ks. Kuusiniemi 1998 s. 84–87. Ks. myös Viljanen 1990 s. 208.

¹⁹² Ks. Kuusiniemi 1998 s. 116.

¹⁹³ Ks. sopimuksista tarkemmin jakso 3.1.2.

¹⁹⁴ Ks. myös HE:n (79/1996) LSL 4 §:ää koskevat yksityiskohtaiset perustelut.

doktriinin alkuna pidetään vuonna 1984 annettua EY-tuomioistuimen von Colson -ratkaisua, jonka nojalla kansallista oikeutta on tulkittava direktiivin sanamuodon ja päämäärän valossa¹⁹⁵. Tulkintavaikutus voi tulla kyseeseen myös tilanteissa, joihin välitön vaikutus ei ulotu¹⁹⁶.

Vuotoksen tekoallasta koskevan KHO:n päätöksen (2002:86) jaksossa 6.2.2.2 direktiivien tulkintavaikutus on kiteytetty seuraavasti: ”Siitä riippumatta, onko direktiivillä välitön vaikutus, yhteisöoikeudellisesti merkityksellistä kansallista lainsäädäntöä on tulkittava direktiivin sanamuodon ja päämäärän valossa. Direktiivi on otettava tulkintalähteenä huomioon siinäkin tapauksessa, että tuomioistuin katsoo kansallisen lainsäätäjän pysyneen harkintavaltansa rajoissa direktiiviä täytäntöönpannessaan. Myös sellaiselle kansalliselle oikeudelle, joka on säädetty jo ennen direktiivin voimaantuloa, tai jonka säätämisellä ei ole tavoiteltu direktiivin mukaista oikeustilaa, on mahdollisuuksien mukaan annettava direktiivin sanamuodon ja päämäärän mukainen sisältö.”

*Direktiivin mukaisen tulkinnan on oltava luottamuksensuojaperiaatteen mukainen ja tulkinnan on pysyttävä kansallisen säännöksen asettamissa soveltamisrajoissa*¹⁹⁷. Lainsoveltaja voi ottaa direktiivin huomioon, kunhan on olemassa

¹⁹⁵ Ks. EYTI:n tapauksen (14/83) 26 kohta.

¹⁹⁶ Jotta jäsenvaltiot eivät voisi kiertää direktiivien toimeenpanemista, EY-tuomioistuin on kehittänyt opin välittömästä vaikutuksesta, joka perustuu viime kädessä EY-oikeuden ensisijaisuuteen suhteessa kansalliseen oikeuteen. Kansallinen tuomioistuin on siis velvollinen soveltamaan tiettyin oikeuskäytännössä täsmennetyin edellytyksin direktiiviä siihen nähden ristiriitaisen kansallisen sääntelyn sijasta. Se ei voi jäädä odottamaan ristiriitaisen säännöksen kumoavaa kansallista säädöstä. (Ks. tarkemmin Jans 2000 s. 173–193 sekä kirjallisuudessa käydystä viimeisintä oikeuskäytäntöä edeltävästä keskustelusta esimerkiksi Nordberg 1997 s. 12–17 ja Alanen – Marttinen 1997 s. 43–83. Ks. myös KHO 1995 A 5.) Tällaista tilannetta koski esimerkiksi EY-tuomioistuimen 18.6.1998 antama ennakkoratkaisu (81/96), jossa YVA-direktiiville tosiasiaa annettiin välitön vaikutus, vaikka päätöksessä puhutaan direktiivin tulkinnasta. Biodiversiteetin turvaamisen kannalta erityisen kiinnostava on EY-tuomioistuimen (tapauksessa 431/92, tiivistelmän kohta 3 ja tuomion kohdat 24–26) ottama kanta, josta käy ilmi ns. objektiivinen välitön vaikutus. Kuusiniemen (1999a s. 17) mukaan ”sillä tarkoitetaan ehdottomien ja riittävän täsmällisten direktiivimääräysten velvoittavuutta, milloin nämä määräykset vain asettavat velvoitteita jäsenvaltioiden viranomaisille, riippumatta yksilölle kuuluvista oikeuksista.” Objektiivisesta välittömästä vaikutuksesta saattaakin seurata, että biodiversiteetin turvaamispäätöksessä on noudatettava suoraan direktiiviä, kun direktiivin ehdottomat ja riittävän täsmälliset määräykset on annettu biodiversiteetin osien turvaamiseksi. Toisaalta objektiivisen välittömän vaikutuksen rikkominen voi siis merkitä valtiolle EY-tuomioistuimen rikkomustuomiota. Jäsenvaltion kansallinen ei voi välittömästi vedota biodiversiteettiä turvaavaan objektiiviseen välittömään vaikutukseen kansallisessa tuomioistuimessa, mutta hän voi pyytää kansallista tuomioistuinta käynnistämään Rooman sopimuksen 234 (ent. 177) artiklan mukaisen ennakkoratkaisumenettelyn tai kannella asiasta komissiolle, joka voi harkintansa mukaisesti käynnistää asiassa Rooman sopimuksen 226 (ent. 169) artiklan mukaisen rikkomusmenettelyn.

¹⁹⁷ Ks. myös EYTI:n tapauksen (14/83) 28 kohta: ”Kansallisen tuomioistuimen tehtävänä on tulkita ja soveltaa direktiivin täytäntöönpanemiseksi säädettyä kansallista lakia yhteisön oikeuden vaatimusten mukaisesti, siinä määrin kuin sillä on kansallisen lainsäädännön perusteella harkintavaltaa.”

jokin kansallisen oikeuden normi, jota voidaan soveltaa kyseisen direktiivin asettamien vaatimusten mukaisesti. Kansallinen normi on voinut tulla voimaan ennen direktiiviä ja se on voitu antaa muussa kuin direktiivin implementoimistarkoituksessa.¹⁹⁸

Tulkintavaikutus voi koskea sekä valtion ja yksilön välistä vertikaalista oikeussuhdetta että yksilöiden välisiä horisontaalisia suhteita¹⁹⁹. Mikäli kansallinen prosessilainsäädäntö antaa yksilölle mahdollisuuden esittää biodiversiteettiä turvaavia vaatimuksia, estettä ei liene sille, että tuomioistuimilla tällaisen yksilön esityksestä tulkitsee kansallisia säännöksiä direktiivin tiukempien normien mukaisesti. Näin voi tapahtua riippumatta siitä, merkitseekö direktiivin mukainen tulkinta valtion vai toisen yksilön biodiversiteettiä heikentävien toimien rajoittamista.²⁰⁰ *Tulkintavaikutus voikin ulottua myös sellaiseen tilanteeseen, jossa biodiversiteettiä turvataan horisontaalisessa suhteessa, eli biodiversiteetin ja yksilön väliseen turvaamissuhteeseen.* Näin tapahtui esimerkiksi tapauksessa KHO 1998:32.

VN myönsi yhtiölle pysyvän käyttöoikeuden sähkönsiirtojohtoa varten tarvittaviin alueisiin. Valituksessa vaadittiin päätöksen kumoamista, koska VN oli jättänyt huomiotta alueen merkityksen lintujen elinympäristönä sekä johdon sijainnin valtakunnalliseen lintujensuojeluohjelmaan sisältyvänä alueena Natura 2000 -verkostoon ehdotetulla Mulajärven alueella.

KHO (1998:32) totesi, että VN voi harkintavaltansa nojalla hylätä hakuksen, vaikka LunL 4.1 §:ssä tarkoitettu oikeudellinen peruste lunastusluvan antamiselle olisikin olemassa. LunL 5.5 §:n mukaan myönnettäessä lupaa sellaiselle hankkeelle, jolla ilmeisesti on luonnonsuojelulaisissa tarkoitettuja vaikutuksia, on lisäksi noudatettava, mitä luonnonsuojelulaisissa ja sen nojalla säädetään. Mainittua säännöstä ei valtioneuvoston valituksenalaisen päätöksen ja siihen liittyvien valmisteluasiakirjojen mukaan ole otettu huomioon asiaa ratkaistaessa.

Asiakirjojen mukaan Mulajärvi kuuluu yhtenä suojelukohteena valtioneuvoston 3.6.1982 hyväksymään lintuvesien suojeluohjelmaan. Lintuvesien suojeluohjelmalla on luonnonsuojelulain (1096/1996) 77 §:n mukaan luonnonsuojelulain 24 §:n 3 momentissa ja 52 §:n 2 momentissa säädetyt oikeusvaikutukset.

Direktiivi luonnonvaraisten lintujen suojelusta 79/409/ETY on saatettu Suomessa voimaan lailla, joka koskee Suomen liittymisestä Euroopan Unioniin tehdyn sopimuksen eräiden määräysten hyväksymistä (1540/1994). Direktiivin 4 (1) artiklan mukaan jäsenvaltioiden on osoitettava erityisiksi

¹⁹⁸ Ks. tarkemmin Kuusiniemi 1999a s. 24.

¹⁹⁹ Ks. esimerkiksi Jans 2000 s. 200 ja Alanen – Marttinen 1997 s. 83.

²⁰⁰ Ks. EYTI:n tapauksen (106/89) 6–8 kohdat. Kuvatessaan välittömän vaikutuksen ja tulkintavaikutuksen rajapintaa Kuusiniemi (1999a s. 28–29) päätyy samansuuntaiseen näkemykseen: ”En myöskään kokonaan sulkisi pois mahdollisuutta katsoa myös luonnonsuojeludirektiivien perustavan yksilölle oikeudenkaltaisen aseman. Jos esimerkiksi valtion laitos ryhtyisi hankkeeseen valtion alueella direktiivin vastaisesti, kansalaisella saattaisi olla ’oikeus’ vaatia luonnon säilyttämistä, jos kansallinen prosessi antaisi mahdollisuuden esittää tällaisen vaatimuksen.”

suojelualueiksi (SPA) direktiivin liitteessä I mainittujen lajien suojelemiseen lukumäärältään ja kooltaan sopivimmat alueet. Euroopan yhteisöjen tuomioistuimen oikeuskäytännön (C-355/90, Marismas de Santóna ja C-3/96, komissio v. Alankomaiden Kuningaskunta) mukaan direktiivi voi asettaa jäsenvaltiolle velvollisuuksia, vaikka jäsenvaltio olisikin laiminlyönyt alueen, joka täyttää direktiivissä määritellyt erityisten suojelutoimien alueen kriteerit, ilmoittamisen komissiolle. Suomen osalta direktiivin asettamat velvoitteet tulivat voimaan syyskuussa 1995 (HE 79/1996). Direktiivi on tarkoitettu pantavaksi täytäntöön ilmoittamalla erityisten suojelutoimien alueet komissiolle Natura 2000 -verkostoa koskevan Suomen ehdotuksen yhteydessä.

Korkeimpaan hallinto-oikeuteen oli saatu alueen luonto-olosuhteista selkeä uutta selvitystä, joka olisi voinut vaikuttaa valtioneuvoston lupaharkintaan, jos selvitys olisi ollut valtioneuvoston käytettävissä, kun se ratkaisi asian. Muun muassa näillä perusteilla KHO kumosi valtioneuvoston päätöksen ja palautti asian valtioneuvostolle uudelleen käsiteltäväksi.

Tavoitesäännösten vaikutus. *Joustavan normin tulkintavaikutustilanne syntyy myös silloin, kun biodiversiteetin turvaaminen on jossakin muodossa kirjattu sovellettavan lain tavoitesäännöksiin*²⁰¹. Tästä hyvä esimerkki on Ruotsissa voimassa oleva MB 1:1, jonka mukaan kyseisen ympäristökaaren yksityiskohdaisia säännöksiä tulee tulkita muun muassa siten, että 1) biologinen monimuotoisuus turvataan ja että 2) maata, vettä ja ylipäättään fyysistä ympäristöä käytetään turvaten sen pitkän tähtäimen hyvä hoito ekologisesta, sosiaalisesta, kulttuurisesta ja yhteiskuntataloudellisesta näkökulmasta. Jälkimmäinen näistä tulkintaohjeista täydentää lähinnä samaisessa lainkohdassa mainittua päätavoitetta eli kestävästä kehityksestä²⁰², mutta ensimmäinen kohta avaa -Rion sopimuksen tulkintavaikutus huomioon ottaen – jopa luonnon itseisarvosta lähtevän näkökulman ympäristökaaren erityissäännösten tulkintaan.

PerustusL 20.1 § huomioon ottaen biologisen monimuotoisuuden turvaamisen ei ole tarkoitettu jäävän irralliseksi tavoitesäännöksiksi eri laeissa, vaan turvaamistavoitteille on annettava tulkintavaikutusta myös tilanteessa, joissa viranomainen soveltaa lakien erityissäännöksiä yksilöiden biodiversiteettiä koskevaan toimintaan. Esimerkiksi metsien käytössä pyritään MetsäL 1 §:n nojalla biologisen monimuotoisuuden säilyttämiseen ja vastaavasti luonnon-suojelussa LSL 1.1 §:n 1 kohdan nojalla luonnon monimuotoisuuden ylläpitämiseen. Tavoitesäännösten tulkintavaikutusta tukevat biodiversiteettioikeuden strategiat, joissa on tarkemmin määritely, millaisiin tavoitteisiin kyseisen lain säätämällä on pyritty. Näiden tavoitesäännösten toteutumista voidaan arvioida tarkemmin analysoimalla instrumentteja viranomaisten toimi- ja harkintavallankäytön osalta.

²⁰¹ Ks. tavoitesäännöksistä teleologisessa tulkinnassa myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 175.

²⁰² Ks. myös Westerlund 1999 s. 6 ja 24.

Faktat. *Biodiversiteettiä turvaava päätöksenteko edellyttää, että biodiversiteetin osista (ekosysteemit, luontotyypit, lajit, geenit) on saatavilla faktoja, jotka kelpuutetaan faktapremisseiksi.* Biodiversiteettiä koskeva tieto voi olla päätöksenteossa läsnä, mikäli se on asianmukaisesti koottu päätöksentekijän toimesta ja muiden osallisten tuella. Tieto ei kuitenkaan muutu päätöksen faktapremissiksi ilman tulkintaa. Biodiversiteettiä koskevaa tietoa verrataan normipremisseihin ja tulkinnan avulla päätetään, mikä näistä ympäristöfaktoista on päätöksen kannalta oikeudellisesti relevanttia tietoa. Tämä tulkinta on sidoksissa päätöksentekijän ja yhteiskunnan arvoihin. Päätöksentekijä tukeutuu siis osin subjektiiviseen tulkintaan faktojen asianmukaisuudesta päätöksenteossa. Mutta päätöksenteon faktojen muotoilussa on myös löydettävissä yleisesti hyväksyttäviä, objektiivisia tulkinnan perusteita. Päätöksen perustana olevilta faktoilta voidaan edellyttää jonkinlaista loogista rationaliteettiä ja yhteyttä ennalta asetettuihin oikeudellisiin normeihin. Keskeinen merkitys on siis joustavissa säännöksissä kuvatuilla ns. oikeustositseikoilla harkittaessa, muodostuuko biodiversiteetin osista kerätystä tiedosta päätöksen faktapremissejä. Päätöksenteon oikeudelliset edellytykset määrittelevät tosiasiaassa, miten laajasti tietoja voidaan ottaa huomioon ja miten laajasti niitä kannattaa koota. *Joustaviin normeihin sisältyvä mahdollisuus ottaa biodiversiteettiä koskevat tiedot asianmukaisesti huomioon on yksi päätöksenteon avainasioita.*

Biodiversiteettiin kohdistuvien vaikutusten huomioon ottaminen ei ole mahdollista silloin, kun joustavat normit eivät selkeästi ilmaise biodiversiteetin turvaamisnäkökohtia tai edes mahdollista objektiivisesti arvioiden tulkintaa, jolla biodiversiteettiä koskevat faktat voisivat muodostua osaksi päätöksentekoa. Instrumentteihin sisältyvät joustavat normit voivatkin rajoittaa biodiversiteetin turvaamista, jos niissä kuvatut *päätöksenteon oikeudelliset edellytykset* eivät mahdollista luonnonolosuhteiden huomioon ottamista. Tällaisia ovat esimerkiksi Metsäl 11 §:n luvan myöntämisedellytykset, joilla poiketaan Metsäl 10.2 §:n mukaisista erityisen tärkeiden elinympäristöjen turvaamisvelvoitteista²⁰³.

Metsäkeskus huolehtii asian selvittämisestä HMenL 17.1 §:n edellyttämällä tavalla poikkeusluparatkaisua varten. HMenL 17.2 §:n nojalla luvan hakijan on tarvittaessa esitettävä selvitys vaatimuksensa perusteista, mutta muiden luparatkaisussa tarvittavien selvitysten hankkiminen kuuluu viranomaiselle. Päätöksenteon tueksi haetaan faktapremissejä, joten ainoastaan päätösharkinnan kannalta relevantit faktat otetaan huomioon harkittaessa luvanmyöntämisedellytyksiä. Käytännössä tämä merkitsee 1) hakijan metsätuoton vähenemistä tai muuta taloudellista menetystä sekä 2) hänelle myönnettyjä metsätalouden ympäristö- ja muita sellaisia valtion tukia koskevien tosiseikkojen selvittämistä. Esimerkiksi metsätalouden alueellisten tavoiteohjelmien

²⁰³ Ks. tarkemmin jakso 5.4.3.

huomioon ottamiselle ei päätöksenteossa jää juuri muuta tilaa kuin arvioitaessa ympäristötuen myöntämisen tarvetta MetsäL 11.2 §:n mukaisen poikesharkinnan esikysymyksenä.

Myös hallintopäätösten puuttuminen saattaa merkitä, ettei biodiversiteettiä koskevia tietoja oteta tosiasiaassa huomioon. Seuraavassa kuvataan muun muassa näitä vaikeuksia Natura 2000 -arvioinnin tulosten huomioon ottamisessa.

LSL 66.1 §:n heikentämiskieltoa harkittaessa selvitetään, ettei LSL 65 §:n 1 ja 2 momentissa tarkoitettu arviointi- ja lausuntomenettely osoita hankkeen merkittävästi heikentävän niitä luonnonarvoja, joiden suojelemiseksi alue on sisällytetty tai on tarkoitus sisällyttää Natura 2000 -verkostoon. LSL 65.1 §:n mukaisen arvioinnin tulokset (faktapremissit) voidaan siten ottaa kokonaisuudessaan huomioon LSL 66.1 §:n edellytyksiä (normipremissit) harkittaessa. Luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdassa käytetään yksinkertaisesti ilmaisua ”vaikutusten arviointi”, joka Suomessa on siis implementoitu arviointi- ja lausuntomenettelynä²⁰⁴. Mikäli Natura 2000 -alueisiin vaikuttavat hankkeet on arvioitava YVAL 2 luvun menettelyssä, erillistä LSL 65.1 §:n arviointia ja LSL 65.2 §:n lausuntomenettelyä ei tarvita, kunhan huolehditaan, että näiden kyseisten säännösten tarkoitus toteutuu arviointimenettelyssä. Tämä on tärkeää myös Natura 2000 -alueen haltijan oikeusturvan kannalta²⁰⁵.

Arvioinnin tulokset on LSL 66.1 §:ssä ymmärrettävä laajemmin kuin pelkkänä YVAL 10 §:n arviointiselostuksena tai LSL 65.1 §:n arviointiasiakirjana, sillä heikentämiskieltoharkinnassa on voitava varmistua tulosten todenperäisyydestä. Muun muassa YVAL 2 luvun mukaisessa menettelyssä tai muuten kootuille yleisön mielipiteille on annettava merkitystä. Heikentämiskieltoharkinnan keskeiset faktat ilmenevät siten ensisijaisesti LSL 65 §:n tai YVAL 2 luvun mukaisesti suoritettujen arvioinnin tuloksista sekä niistä annetuista lausunnoista ja mielipiteistä. Tähän tulkintaan viittaavat myös luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan ilmaisut ”arviointia tehtyjen johtopäätösten perusteella” ja ”kuultuaan tarvittaessa kansalaisia”. Komission soveltamisohjeissa viitataan kuulemisen osalta myös Århusin sopimukseen²⁰⁶.

Hyväksyttäessä hanketta, jonka vaikutukset on arvioitu LSL 65.1 §:n nojalla, päätöksenteko perustuu viime kädessä kulloinkin sovellettavan ennakoivalvontasäädöksen prosessuaalisiin ja sisällöllisiin edellytyksiin. Varsinaista ennakoivalvontapäätöstä edeltää ratkaisu LSL 66.1 §:n heikentämiskielton tarpeesta. Ennen heikentämiskieltopäätöstä on kuitenkin tehtävä eräänlaista esiharkintaa myös ennakoivalvontasäädösten mukaisesta päätöksestä ja ilmoitettava asian vireilläolosta, milloin se esimerkiksi HMenL 13 §:n mukaan on tarpeen²⁰⁷. Heikentämiskieltoharkinnassa voidaan siten

²⁰⁴ Ks. Nordberg 2001 s. 89.

²⁰⁵ Tosin on muistettava, että muiden kuin valtion osuus Natura 2000 -alueiden pinta-alasta on suhteellisen pieni.

²⁰⁶ Ks. myös komissio 2000b s. 39–40.

²⁰⁷ Ks. myös jaksot 5.3.2 ja 5.4.3.

ottaa huomioon paitsi arviointimenettelyn myös ennakkovalvontamenettelyn aikana arvioinnista annetut lausunnot ja mielipiteet.

	Tiedon pääasialliset lähteet
LSL 65 §:n arviointi	1) arvioinnin tulokset ¹ ja 2) lausuntomenettelyn tulokset ² ,
YVAL 2 luvun arviointimenettely	tai 3) arviointiohjelma ja -selostus ³ , 4) yhteysviranomaisen lausunnot ⁴ ja 5) arvioinnin aikana annetut muut lausunnot ja mielipiteet ⁵ ,
Ennakoalvontamenettely	sekä 6) LSL 66.1 §:n harkintaan liittyvän ennakoalvontamenettelyn aikana arvioinnista annetut lausunnot ja mielipiteet ⁶ .

¹ LSL 65.1 §:ssä edellytetään ainoastaan, että vaikutukset on arvioitava ”asianmukaisella tavalla”, mikä edellyttää vähintäänkin, että vaikutukset luonnonsuojelualueeseen arvioidaan hyväksyttävällä menetelmällä ja että tulokset käyvät selvästi ilmi asiakirjoista (ks. HE 79/1996 LSL 65.1 §:n perustelut). Tuloksien tarkastamiseksi voidaan tukeutua myös muuhun arviointiaineistoon.

² Käytännössä tarvittavia tietoja sisältyy alueellisen ympäristökeskuksen ja luonnonsuojelualueen hallitsevan tahon, esimerkiksi metsähallituksen, lausuntoihin. Jos ympäristökeskus itse on hankkeen toteuttaja, lausunnon antaa sen sijasta ympäristöministeriö. (Ks. LSL 65.2 §.)

³ Ks. YVAL 8 ja 10 § sekä YVAA 11 ja 12 §. Arviointiohjelmien ohella saattaa tiedon lähteenä olla muukin arvioinnin aikana koottu tuloksia eli arviointiselostusta selkiyttävä materiaali.

⁴ Käytännössä näitä ovat lausunnot, jotka alueellinen ympäristökeskus on antanut arviointiselostuksesta ja -ohjelmasta (ks. YVAL 9 ja 12 §).

⁵ Arviointiohjelmasta tiedotetaan YVAL 8.2 §:n mukaisesti ja arviointiselostuksesta kuullaan YVAL 11 §:n mukaisesti.

⁶ Muilla lausunnoilla ja mielipiteillä voi olla merkitystä vain silloin, kun ennakoalvontamenettelyä koskeva laki, esimerkiksi YSL 37 § tai toissijaisesti HMenL 13 §:n vireillä olosta ilmoittaminen (ks. myös HE 79/1996 LSL 65.2 §:n perustelut) tai HMenL 15 §:n asianosaisen kuuleminen edellyttää niiden hankkimista.

Taulukko 7: Tiedon pääasialliset lähteet heikentämiskieltoharkinnassa.

Heikentämiskieltoharkinnassa voidaan tukeutua myös muuhun kuin edellä kuvattuun aineistoon Natura 2000 -alueen suojeluarvoista ja ekologisesta tilasta etenkin silloin, kun LSL 65.2 §:n lausuntomenettely kyseenalaistaa arvioinnin tulokset²⁰⁸. Puutteellinen arviointi voisi muussa tapauksessa vesittää koko turvaamisinstrumentin tarkoituksen.

LSL 66.1 §:ssä eikä myöskään luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdassa kuvata tarkemmin, miten arvioinnissa esitetyt seikat on otettava huomioon ja miten niiden huomioon ottamisesta olisi tiedotettava. Tältä osin ollaan pitkälti kulloisenkin hankkeen hyväksymiseen sovellettavien erityissäännösten varassa. Esimerkiksi YVAL 4 §:n nojalla arvioitavissa hankkeissa on otettava huomioon myös, mitä YVA-direktiivin 9 artiklassa todetaan päätöksestä tiedottamisesta.

Jollei LSL 65.1 §:n nojalla arvioidusta hankkeesta tehdä lupapäätöstä, voidaan kysyä, miten arviointi- ja lausuntomenettelyiden tulokset otetaan silloin huomioon. Esimerkiksi metsänkäyttöilmoitusmenettelyssä ei tehdä varsinaista lupapäätöstä, jossa LSL 65.1 §:n mukainen arviointi voitaisiin ottaa LSL 66.1 §:n mukaisesti huomioon. Jälkimmäisen lainkohdan sananmukaisessa tulkinnassa päädyttäisiin tällöin välittömästi Kuusiniemen tekemään johtopäätökseen: ”Heikentämiskielto ei sellaisenaan toteudu ilmoitusmenettelyn kautta”²⁰⁹.

Voidaan hakea myös laajempaa LSL 66.1 §:n tarkoitukseen perustuvaa tulkintaa. Metsänkäyttötoimenpiteen heikentäessä – huomioon otettavien tietojen perusteella – merkittävästi Natura 2000 -alueen luonnonarvoja voitaisiin tukeutua Metsäl 16 §:n käsittelykieltoon seuraavan logiikan mukaisesti: Metsäl 2.3 §:n nojalla metsän hoitamisessa ja käyttämisessä on noudatettava LSL 66 §:n säännöksiä. Jos metsänkäyttötoimenpide on LSL 66.1 §:n tarkoituksen vastainen, se on myös Metsäl 2.3 §:n vastainen. Metsäl 16 §:n käsittelykieltoa voidaan käyttää, jos toimenpide on Metsäl 2.3 §:n vastainen. Metsänkäyttöilmoituksen tarkastaminen ja siihen liittyvä käsittelykielto onkin rinnastettava LSL 66.1 §:n tarkoituksen mukaisessa tulkinnassa LSL 66.1 §:ssä mainittuun lupaan. Vaikka esimerkiksi ilmoituksentekijän oikeusturvanäkökohdista²¹⁰ tämä saattaa vaikuttaa liian laajalta tulkinnalta, luontodirektiivin 6 artiklan tarkoitus tukee tätä tulkintaa ja samalla voidaan tukea muiden tahojen ympäristöperusoikeutta. Kyseisen direktiivin 6 artiklan 3 kohdan 2 virkkeen mukainen tulkintavaikutus edellyttääkin, että toimivaltainen metsäkeskus ilmoitusta tarkastaessaan puuttuu hankkeeseen, joka vaikuttaa kyseisen Natura 2000 -alueen koskemattomuuteen, ja käyttää tarvittaessa Metsäl 16 §:n käsittelykieltoa.²¹¹

²⁰⁸ Ks. muusta aineistosta Similä 1997 s. 245. HE:n (79/1996 LSL 66.1 §:n perustelut) mukaan alueellisen ympäristökeskuksen ja aluetta hallitsevan viranomaisen lausunnoille on annettava huomattava paino Natura -alueen heikentymistä koskevassa arvioinnissa, mutta asian ratkaiseminen on kuitenkin heikentämiskieltopäätöksen tekvän viranomaisen itsensä harkinnassa.

²⁰⁹ Ks. Kuusiniemi 2000c s. 28.

²¹⁰ Ks. oikeusturvanäkökohdista myös jakso 3.2.4.

²¹¹ Edellä sanottu tulkinta ei kuitenkaan poista niitä YVA-direktiivin 8 ja 9 artiklan toimeenpääntöön liittyviä ongelmia, joita saattaa ilmaantua yleensä Metsäl 14 §:n mukaisessa ilmoitusmenettelyssä sellaisissa hankkeissa, jotka on arvioitu tai olisi pitänyt arvioida YVAL 2 luvun mukaisessa menettelyssä. YVAL 2 luvun mukainen arviointi otetaan kyllä huomioon LSL 66.1 §:n päätöksissä ja muussa hankkeen hyväksymistä koskevissa ratkaisussa. Esimerkiksi

Edellä sanottua tulkintaa voidaan perustella lisäksi kahdesta muusta näkökulmasta. Ensinnäkin, jollei edellä kuvatun mukaista heikentämiskieltoharkintaa voida syystä tai toisesta tehdä, olisi Metsäl 2.3 §:n ja 16 §:n soveltamisessa otettava periaatteessa huomioon luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdan tulkintavaikutus²¹². Tätä direktiivin kohtaa ei kuitenkaan ole selkeästi toimeenpantu LSL 10 luvun säännöksiin, mitä on pidettävä kansallisen implementoinnin puutteena. Luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdan tarkoittaman takaportin²¹³ puuttuessa olisi luontevaa hakea LSL 66.1 §:lle edellä kuvattua tulkintaa koko luontodirektiivin 6 artiklan tarkoitus huomioon ottaen²¹⁴. Vaikka LSL 66.1 §:n tulkinnassa voidaan ottaa huomioon luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohta, suoraan kyseistä direktiivin kohtaa edistävä Metsäl 16 §:n käsittelykielto saattaa perustua Metsäl 2.3 §:ään lähinnä siltä osin kuin siinä on viitattu LSL:n luontotyyppi- ja lajiensuojelusäännöksiin²¹⁵. Toiseksi LSL 65.3 §:n mukaan esimerkiksi metsäkeskuksen on keskeytettävä arviointikynnyksen ylittävä metsänkätöhanke, kunnes arviointi on suoritettu ja asianmukaiset lausunnot hankittu. Tällä keskeytyksellä ei ole mitään merkitystä, ellei se johda heikentämiskieltoharkintaan ja tarvittaessa poikkeuslupaen ennen kuin Metsäl 16 §:n käsittelykielto poistetaan.

Heikentämiskiellosta voidaan poiketa valtioneuvoston päätöksellä. Arvioinnin tuloksilla on merkitystä tosiasiaassa LSL 66.2 §:n mukaisessa päätöksessä vain, mikäli poikkeuslupaedellytysten kannalta relevantteja näkökohtia, kuten vaihtoehtojen puuttumista, on arvioinnissa asianmukaisesti selvitetty. Vastaava havainto koskee LSL 66.3 §:n päätöksiä.

Tietojen huomioon ottaminen edellyttää siis, että viranomainen on toimivaltainen tekemään lupapäätöksen tai ainakin siihen rinnastettavan hyväksymispäätöksen. Päätöksenteon edellytysten on sallittava myös faktojen punninta ja vertaaminen oikeustositseikkoihin. Arviointi tuo toki tietoja myös suoraan hankkeen suunnitteluun, mutta arvioinnin tulosten huomioon ottaminen hankkeen toteuttamisessa on aina pyrittävä jollakin tavoin varmistamaan. Tavallisesti tämä kontrolli tapahtuu ennakovalvonnassa.

Metsäl 14 §:n ilmoitusmenettelyssä on edellä kuvatun tulkinnan avulla periaatteessa mahdollista ottaa huomioon YVAL 2 luvun Natura 2000 -alueen suojeluarvoja koskevat arvioinnin tulokset, vaikka kyseessä ei ole YVA-direktiivin 8 artiklan tarkoittama lupa. Huomioon ottaminen voi johtaa kuitenkin vain Metsäl 15 ja 16 §:n toimenpiteisiin, käytännössä siis tiukimmillaan käsittelykieltoon, joka voidaan antaa tarpeellisessa laajuudessa. Ilmoituksen tarkastamisesta ei kuitenkaan tarvitse tiedottaa YVA-direktiivin 9 artiklan tarkoittamalla tavalla eikä itse ilmoitusmenettelyssä varsinaisesti voida harkita YVA-direktiivin 8 artiklan tarkoittamalla tavalla arvioinnin tulosten pohjalta luvan myöntämisen edellytyksiä, vaan lähinnä käsittelykiellon antamisen edellytyksiä Metsäl:n säännösten valossa.

²¹² Ks. luontodirektiivin 6 artiklan 2 ja 3 kohdan soveltamisalasta komissio 2000b s. 24–25 ja 30.

²¹³ Luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdan asianmukainen implementointi saattaisi tosin johtaa metsänkätöilmoituksen tekijän kannalta tiukempaan lopputulokseen kuin heikentämiskieltoharkinta, sillä käyttökiellosta ei voitaisi tässä tapauksessa poiketa valtioneuvoston luvalla.

²¹⁴ Ks. myös komissio 2000b s. 30.

²¹⁵ Myös KHO on päätöksensä (2002:48) jaksossa 8.4.2 hakenut LSL 66.1 §:lle tulkintatukea luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdasta, vaikka kyseisellä lainkohdalla on varsinaisesti pantu täytäntöön kyseisen direktiivin 6(3) artiklan toinen virke sekä 6(4) ja 7 artikla.

Turvaamisarvot päätöksenteossa. Biodiversiteettiä turvaavia yleisiä arvoja välittyy myös päätöksenteon elementtinä olevien oikeuslähteiden välityksellä. Kun esimerkiksi lupainstrumentin joustava säännös pitää sisällään tulkinvaraisen sanamuodon luonnonarvojen turvaamisesta, tukea päätökseen on haettava muun muassa sellaisista elementeistä kuin yhteiskunnan yleisestä arvoperustasta eli perusoikeuksista, oikeuskäytännöstä ja sovellettavan lain tarkoituksesta. Kaikkiin näihin elementteihin sisältyy tosiasiaa erilaisia arvokannanottoja.

Vuotoksen tekoallasta koskevan päätöksen (KHO 2002:86) 6.2.2.4 kohdassa joustavan säännöksen tulkintaa haettiin ympäristöperusoikeudesta, oikeuskäytännöstä ja myös seuraavasti sovellettavan lain tarkoituksesta: Harkittaessa vesilain 2 luvun 5 §:n (467/1987) ilmaisun ”huomattava ja laajalle ulottuva vahingollinen muutos ympäristön luonnonsuhteissa tai vesiluonnossa ja sen toiminnassa” konkreettista sisältöä puheena olevassa yksittäistapaüksessa, ”ratkaisu on tehtävä lainkohdassa säädetyn tunnusmerkistön mukaan ottaen huomioon tuon lainmuutoksen perustelut sekä muun muassa sen, minkälainen merkitys luontoarvoille yhteiskunnassa on tarkoitettu antaa lakia vuonna 1987 säädettäessä”. KHO katsoi hallituksen esityksestä sekä lakija talousvaliokunnan mietinnöstä ja eduskunnan vastauksesta käyvän ”ilmi, että luontoarvojen merkitys on vesilakia vuonna 1987 muutettaessa ollut korostuneempi kuin vesilakia sen alkuperäisessä muodossa säädettäessä.” KHO totesi edelleen seuraavaa: ”Vesilain 2 luvun 5 §:n sisältämien tunnusmerkkien erittelemiseksi voidaan edellä lausutun lisäksi yleisellä tasolla esittää näkökohtia. Päätösvaltaa säännöksen salliman harkintamarginaalin puitteissa käytettäessä on kiinnitettävä huomiota muun muassa siihen, kuinka syvällekyäviä ja pysyviä taikka ohimeneviä hankkeen vaikutukset ovat. Merkitystä on myös vaikutusten kohteeksi joutuvien luontoarvojen ainutlaatuisuudella. Mitä arvokkaampia alueen luontoarvot ovat, sitä suuremmalla syyllä hankkeen luontoarvoihin vaikuttavia muutoksia voidaan pitää laissa tarkoitettulla tavalla huomattavina vahingollisina muutoksina. Huomattavuuteen vaikuttaa myös muun muassa muutoksen laaja-alaisuus”.

Ohjattaessa biodiversiteettioikeudellista päätöksentekoa tasapainoillaan kahden eri päätöstavoitteen välillä: 1) ohjauksen tulisi rohkaista päätöksiin, jotka turvaavat biodiversiteettiä nykyisten ja tulevien sukupolvien sekä luonnon itsensä vuoksi, mutta samalla 2) ohjauksen olisi mahdollistettava kohtuullinen ja hyväksyttävä päätös nykyisten sukupolvien kannalta. On hyvin todennäköistä, että konflikteja näiden kahden tavoitteen välille syntyy; niinpä konflikteihin on varauduttava ja tarvittaessa nykyisille sukupolville turvaamispäätöksistä aiheutuvia kohtuuttomia rajoituksia kompensoitava.

Biodiversiteettiin liittyvä päätöksenteko on altis myös moraalisisille konflikteille. Biodiversiteettioikeudellisessa ohjauksessa ei voida olla tämän tosiasian suhteen tietämättömiä, vaan lainsäädännössä on mahdollisuuksien mukaan pyrittävä antamaan oikeusohjeita esimerkiksi tavoitesäännöksissä tai

kirjaamalla keskeisiä periaatteita säännöksiin arvokonfliktien ratkaisemiseksi²¹⁶. Päätöksentekotilanteissa arvottamista ja eettisiä kysymyksiä voidaan lähestyä esimerkiksi Stonen tavoin 1) kansainvälisestä, 2) kansallisesta, 3) lajien välisestä, 4) sukupolvien välisestä ja 5) planetaarisesta kohtuuden- ja oikeudenmukaisuuden (equity) näkökulmista²¹⁷.

Käytännön esimerkkinä edellä kuvattujen päätöstavoitteiden yhteensovittamisesta voidaan mainita metsätalouden ympäristötuki. Ympäristötukea ei voida antaa metsälain mukaiseen biodiversiteetin suojeluun eikä vähäisiin ylimääräisestä suojelusta aiheutuviin kustannuksiin²¹⁸. Onko tämä kohtuutonta maanomistajan kannalta? *Biodiversiteetin turvaamisen – erityisesti ekologisen kestävyuden ja luonnon itseisarvon – näkökulmasta vähäisiä kustannuksia ja menetyksiä ei voida pitää maanomistajan kannalta kohtuuttomina, koska oikeastaan kyse on hänen omaisuutensa ekologisen arvon parantamisesta pitkällä tähtäimellä.* Toisaalta yksittäisen maanomistajan ei tarvitse sietää mitä tahansa biodiversiteetin suojelusta (yleisenä etuna tai omaisuutensa sosiaalisena sidonnaisuutena) aiheutuvia taloudellisia menetyksiä, minkä vuoksi ympäristötuella pyritään kompensoimaan esimerkiksi vähäistä suurempaa puunmyyntitulojen vähenemistä²¹⁹.

Metsien monimuotoisuuden ylläpitämistä tuetaan tärkeänä yhteiskunnallisena arvona tilanteessa, jossa taloudelliset arvot painottuvat rajoitetusti puuntuottamiseen. Markkinamekanismi epäonnistuu biodiversiteetin turvaamisessa muun muassa siksi, että metsän biodiversiteetin taloudellinen arvottaminen on vielä puutteellista ja kapea-alaista. Yksittäinen metsänomistaja saattaa toisaalta tuhota metsän biodiversiteettiä liian paljon ja toisaalta hyödyntää sitä liian vähän, koska hän pyrkii maksimoimaan tulojaan yhdestä omistamastaan luonnonvarasta, puunmyynnistä, mutta ei metsän biodiversiteettiresurssien summasta, metsän biologisten luonnonvarojen kestävästä käytöstä²²⁰.

²¹⁶ Tämä on tosin helpommin sanottu kuin tehty lainsäädännössä, joka sisältää erilaisten intressien välisiä kompromisseja (ks. esimerkiksi Tuorin, 2001 s. 356–357, artikkelia asiaan liittyvistä ongelmista Habermasin demokraattisen lainsäätämisen ideaalimallissa).

²¹⁷ Ks. Stone 1997 s. 232.

²¹⁸ KMRL 19.1 §:n 1 virkkeen mukaan ”Milloin metsien hoitoon tai käyttöön liittyvissä toimenpiteissä otetaan huomioon metsän biologisen monimuotoisuuden ylläpitäminen, luonnonhoito tai metsien muu kuin puuntuotannollinen käyttö laajemmin kuin mitä niistä metsälaissa säädetään maanomistajan velvollisuudeksi taikka tämän lain 7 §:n nojalla määrätään tahi kyse on metsälain 10 §:n 3 momentissa tarkoitetun velvoitteen täyttämisestä, voidaan maanomistajalle tästä aiheutuvat, vähäistä suuremmat lisäkustannukset ja taloudelliset menetykset rahoittaa osittain tai kokonaan valtion varoilla (ympäristötuki)”. KMRL 19.1 §:n 2 virkkeen mukaan ympäristötukea ei kuitenkaan voida myöntää silloin, kun monimuotoisuuden ylläpitämisestä johtuva metsäntuoton väheneminen tai muu taloudellinen menetys on Metsäl 11 §:n 1 momentissa *tarkoitettulla tavalla vähäistä* (ks. myös MMMp metsätalouden ympäristötuesta 3 §).

²¹⁹ Ks. omaisuuden sosiaalisesta sidonnaisuudesta esimerkiksi Määttä 1999a s. 235–241.

²²⁰ Ks. markkinamekanismin epäonnistumisesta biodiversiteetin suojelussa ja siitä seuraavista haasteista biodiversiteetin yhteiskunnallisten arvojen määrittelyssä esimerkiksi Ollikainen 1994 s. 53–56.

Biologiseen monimuotoisuuteen kohdistuvat tulevien sukupolvien intressit voidaan mieltää ratkaisutoiminnassa olemassa oleviksi, joskin nykyhetkessä vielä aktualisoitumattomiksi yleisiksi intresseiksi. Periaatteellista estettä tulevien sukupolvien biodiversiteettiä koskevien intressien huomioon ottamiselle ympäristöä koskevissa päätöksissä ei ole. Lainalaisuuden vaatimus kuitenkin edellyttäisi selkeiden tulevia sukupolvia koskevien tavoitteiden ja toimintaohjeiden asettamista säädöksissä²²¹. Tulevien sukupolvien oikeudet voisivat toteutua myös osittain erilaisin ekologisesti kestävää kehitystä täsmentävin strategioin, jotka olisi otettava huomioon joustavin säännöksin ohjatussa päätöksenteossa.

Tehtäessä sukupolvet ylittäviä päätöksiä, jotka koskevat luonnonvarojen käyttöä tai muita kehitysprosesseja, voidaan biologisen monimuotoisuuden ja yleisemmin luonnon turvaamista ajatellen esittää perustaksi erilaisia arvonäkökohtia²²²: 1) ekologisesti kestävä kehitys on mahdollista nähdä lopulta ihmislajin elinvoimaisuutena²²³; 2) ekologisesti kestävä kehitys edellyttää ekologisuu den, taloudellisen tuottavuuden ja yhteiskunnallisen kehityksen olevan pitkällä tähtäimellä samansuuntaisia tai ainakin toisiinsa sopivia pyrkimyksiä²²⁴; sekä 3) ekologisesti kestävä kehitys voi edistyä, mikäli biologisten luonnonvarojen käyttöä koskevissa ratkaisuihin suositaan mahdollisuuksien mukaan vaihtoehtoja, a) joissa biologisia luonnonvaroja käytetään uusiutumisen rajoissa, b) joissa käytetään mahdollisuuksien mukaan uusiutuvia biologisia luonnonvaroja uusiutumattomien sijasta, c) joissa uusiutumattomia luonnonvaroja käytetään hitaammin kuin kestäviä, uusiutuvia substituutteja kehitetään ja d) joissa biodiversiteettiä kuormitetaan korkeintaan sen verran kuin sen osat kykenevät sietämään. Ratkaisujen yleisenä tavoitteena olisi siis, että luonnon monimuotoisuus ei pitkällä aikavälillä vähentyisi ihmisen toiminnasta.²²⁵

*Biologisella monimuotoisuudella ja sen osilla voi olla itseisarvoa, jonka kunnioittaminen voidaan ottaa osaksi ratkaisutoimintaa*²²⁶. Luonnon itseisarvon tunnustaminen saattaa tuoda uusia näkökohtia päätöksentekoon. Esimer-

²²¹ Ks. tähän näkökohtaan liittyvästä pohdinnasta tarkemmin Westerlund 1997a s. 117–124.

²²² Rion julistuksen kolmannessa periaatteessa todetaan seuraavaa: "The right to development must be fulfilled so as to equitable meet developmental and environmental needs of present and future generations." Neljännessä periaatteessa puolestaan todetaan: "In order to achieve sustainable development, environmental protection shall constitute an integral part of the development process and cannot be considered in isolation from it."

²²³ Jos ihminen nähdään ekologisten ympäristön osana, kuten esimerkiksi Skolimowski (1984 s. 92–93) ajattelee, tämä johtopäätös on ilmeinen.

²²⁴ Tällöin voitaisiin toteuttaa Rion julistuksen ensimmäistä periaatetta oikeudesta terveelliseen ja tuottavaan elämään harmoniassa luonnon kanssa. Esimerkiksi Vesala (1995 s. 45), joka on tutkinut kestävää kehitystä kunnan maankäytönsuunnittelussa, on todennut, että pitkällä tähtäimellä ekologisuus ja taloudellinen elinvoimaisuus ovat samansuuntaisia.

²²⁵ Ratkaisut perustuisivat ensisijaisesti ekologisesta monimuotoisuudesta olevaan tieteelliseen tietoon. Epävarmuustilanteissa voitaisiin tukeutua myös varovaisuusperiaatteeseen ja varautumisperiaatteeseen. Ks. myös Mannermaa 1998 s. 61.

²²⁶ Ks. myös jakso 2.2.3.

kiksi varovaisuusperiaatteella ja ennalta varautumisen periaatteilla voi silloin olla vahvempi merkitys. Myös suotuisan suojelutason säilyttämiselle saatetaan antaa vahvempi merkitys – ehkä jopa paikallisesti tai lyhyemmällä aikavälillä – silloin, kun suojeluarvot korostuvat²²⁷. Lisäksi eräissä tapauksissa saatetaan edellyttää tavanomaista korkeampaa suojelutasoa tai näyttötaakan siirtämistä toiminnanharjoittajalle. Toisaalta biologisia luonnonvaroja ei ehkä käytettäisi ennen kuin tieteellisesti voidaan osoittaa, ettei peruuttamatonta vahinkoa biodiversiteetille synny. Nämä visiot eivät kuitenkaan merkitse, että päätösten sisältö kaikissa tapauksissa tai yleisesti poikkeaisi nykykäytännöstä. *Päätöksessä joudutaan väistämättä arvottamaan oikeudellisessa kontekstissa, milloin ja mikä biodiversiteetin osa voidaan säilyttää*²²⁸. Tähän valintatilanteeseen ei ole olemassa helppoa ratkaisua, mutta intressien punnintaa voidaan edesauttaa kehittämällä – muun muassa Rion sopimukseen tukeutuen – tavoitteita, periaatteita, strategioita, instrumentteja, käsitteitä ja standardeja, jotka aikaisempaa paremmin turvaavat biologista monimuotoisuutta myös sen itsensä vuoksi²²⁹.

Suojeluarvojen itseisarvon ymmärtäminen voi aukaista uusia tulkintoja eräisiin vaikeaselkoiisiin joustaviin säännöksiin. Esimerkiksi käy metsätalouden ympäristötuen myöntämisen edellytykset.

Metsätalouden ympäristötukea ei voida KMRL 24.5 § huomioon ottaen pääsääntöisesti myöntää, jos metsäluonnon monimuotoisuutta (luontotyyppejä tai tiettyjen lajien elinympäristöjä) suojellaan tai on tarkoitus suojella esimerkiksi LSL 29–30, 47 ja 49.1 §:stä johtuvien rajoitusten nojalla. Toisinaan näiden rajoitusten turvaamien biodiversiteetin osien ennallistaminen (itseisarvoinen suojeleminen) saattaisi kuitenkin edellyttää alueellisen ympäristökeskuksen luvalla rajoituksista poikkeamista²³⁰ ja metsätalouden ympäristötuen myöntämistä suojelukohteen ennallistamistoihin. Alun perin suojeluarvojen valinta muita luonnonarvoja merkittävämmäksi on perustunut ihmisen arvottamiseen, mutta tätä havaintoa merkittävämpää on, että ympäristötuki ei tässä tapauksessa ja tästä näkökulmasta perustuisi maanomistajan taloudellisten etujen menetyksen kompensointiin, vaan yksinomaan biodiversiteetin turvaamista edistävien toimenpiteiden rahoittamiseen. Luontotyyppien ja elinympäristöjen hoitotoimenpiteet täytyisi tuki tehdä alueellisen ympäristökeskuksen valvonnassa. Tehokkaasta puuntuotan-

²²⁷ Ks. Kallion (2001 s. 44) tätä sivuavaa pohdintaa.

²²⁸ Ks. arvottamisesta oikeudellisessa kontekstissa Kuusiniemi 2000b s. 213. Ks. myös yhteiskunnallisesta moniarvoisuudesta ja luonnon arvottamisesta Oksanen 2000 s. 82–99 sekä metsäluonnon monimuotoisesta arvottamisesta Hiedanpää 2000 s. 154–176.

²²⁹ Näillä mekanismeilla on liittymäkohtansa analyttisiin päätöksenteon apuvälineisiin, joita on myös tarpeen kehittää. Kehityssuunnista mainittakoon esimerkiksi ns. neuvotteleva arvottaminen. (Ks. Hiedanpää – Raivola 1995 s. 112 ja 121.) Näistä mekanismeista mainittakoon esimerkiksi varovaisuusperiaate ja ennalta varautumisen periaate (ks. jakso 4.2.2), suotuisa suojelutaso (ks. jakso 4.4.3) ja käännteinen näyttötaakka (ks. esimerkiksi Hiedanpää – Raivola 1995 s. 121).

²³⁰ Ks. LSL 31, 48, 49.3 §. Ajatus luontokohteiden ennallistamisesta saattaa ensin tuntua yllättävältä, jos luontokohteet kerran on suojeltu. Kyse on kuitenkin aktiivisesta suojelusta, jolla pyritään säilyttämään merkittäväksi arvioitujen luontokohteiden ominaispiirteitä.

nostahan nämä luontotyytit ja elinympäristöt on erotettu jo LSL:n mukaisin rajoituksin.

Tulevien sukupolvien oikeuksia ja luonnon itseisarvoja punnitaan erilaisten käyttö- ja muiden arvojen kanssa käytännön päätöksenteossa osatavoitteina, jotka ovat usein irtautuneet näistä yleisen tason arvoperustoista. Esimerkiksi KMRL 5, 7.1 ja 19 § osoittavat hyvin minkälaisia kompromisseja talousmetsäissä joudutaan tekemään biologisen monimuotoisuuden säilyttämisessä, kun laki koostuu erilaisista osatavoitteista.

Puuntuotannollisen kestävyuden lisäämiseksi rahoitetaan puun tuottamisen kannalta järkeviä toimenpiteitä, joista esimerkiksi kunnostusojitus tai metsätien tekeminen aiheuttavat väistämättä ympäristömuutoksia, jotka saattavat vähentää metsän biologista monimuotoisuutta²³¹. Samaan aikaan voidaan toisaalla rahoittaa ympäristötuella toimenpiteitä, jotka saattavat puuntuotannon ohella tai jopa sitä rajoittaen ylläpitää biologista monimuotoisuutta ja edistää muuta kuin puuntuotannollista metsien hoitoa ja käyttöä. Tällainen toimenpide voi olla esimerkiksi metsäojien täyttö erilaisten korpjen ja lettojen palauttamiseksi.

5.4.2 Instrumentteihin liittyvä toimivalta

Natura 2000 -alueiden turvaaminen. Toimivaltasäännökset määrittelevät viranomaisten tai muiden viranomaistoimia hoitavien tahojen tehtävät instrumentin mukaisessa ohjauksessa. *Toimivallan määrittelyssä on pyrittävä selkeyteen, jotta viranomaisten ohella toimijat – esimerkiksi luvanhakijat – tiedostavat viranomaisten toimivallan alkamisen ja päättymisen sekä toimivallan rajat. Biodiversiteetin turvaamisen kannalta epäsuotuisin tilanne on silloin, kun toimivalta määrittyy tapauskohtaisesti, kuten esimerkiksi Natura 2000 -alueiden suojelua koskevassa heikentämiskieltopäätöksessä.*

Natura 2000 -alueisiin vaikuttaville hankkeille LSL 66.1 §:n nojalla luvan myöntävän tai niitä koskevan ilmoituksen hyväksyvän viranomaisen toimivalta ratkaistaan viime kädessä kulloinkin ratkaisuun sovellettavan erityissäädöksen nojalla. LSL ja luontodirektiivi antavat kuitenkin joitakin toimivaltaa koskevia viitteitä.

LSL 66.1 §:n sanamuodon nojalla toimivalta on hankkeelle luvan myöntävillä viranomaisilla. Vaikka LSL 66.1 § viittaa nimenomaisesti vain lupaviran-

²³¹ Ympäristötukea ei myönnetä KMRL 7 §:n mukaisiin töihin, vaan laajemmin biologisen monimuotoisuuden ylläpitämistä huomioon ottaviin toimiin. Ko. lainkohta sisältää puuntuotannollisesti kestävien töiden yleiset vaatimukset, jotka on täytettävä, jos haluaa saada rahoitusta seuraaviin metsien puuntuotannollista hoitoa ja käyttöä edistäviin töihin:

1) metsänuudistaminen; 2) kulutus; 3) nuoren metsän hoito; 4) energiapuun korjuu; 5) metsänterveyslannoitus; 6) kunnostusojitus; sekä 7) metsätien tekeminen.”

omaiseen, rinnastetaan viranomaiseen LSL 72 §:n ja esitöiden perusteella metsänkäyttöilmoituksen tarkastava metsäkeskus²³². Myös luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan 2 virke tukee LSL 66.1 §:n sanamuotoa laajentavaa tulkintaa. Tämän luontodirektiivin säännöksen perusteella toimivalta näyttäisi olevan ylipäättään kansallisilla viranomaisilla, jotka antavat *hyväksyntänsä hankkeelle*, joka merkittävästi heikentää valtioneuvoston Natura 2000 -verkostoon sisällytetyn alueen suojeluarvoja²³³.

Toimivaltaisista viranomaisista voivat olla:

- 1) erilaiset lupia ja poikkeuslupia myöntävät viranomaiset, kuten ympäristölupaviranomaiset, alueelliset ympäristökeskukset ja kuntien ympäristönsuojelu- ja rakennusvalvontaviranomaiset, sekä lunastuslain ja ilmailulain mukaista toimivaltaa käyttävät viranomaiset;
- 2) ilmoituksen tarkastavat viranomaiset, kuten kuntien valvontaviranomaiset, joille tehdään MAL 23a.3 §:n mukainen ilmoitus kotitarveotosta;
- 3) muutoin hankkeen hyväksyvät viranomaiset, kuten hankkeen aluevarauksen kaavassa hyväksyvät ja vahvistavat viranomaiset, tieviranomaiset sekä kairoslain mukaista toimivaltaa käyttävät viranomaiset sekä
- 4) muutoksenhakuasteista esimerkiksi hallinto-oikeus ja korkein hallinto-oikeus.²³⁴

Hyväksyntä voi nähdäkseni olla sekä nimenomainen että hiljainen. Jos esimerkiksi metsäkeskus ei tee Metsäl 16 §:n käsittelykieltopäätöstä, joka turvaisi LSL 66.1 §:n edellyttämän heikentämiskiellon silloin, kun metsänkäyttöhankke vaikuttaisi kyseisen Natura 2000 -alueen koskemattomuuteen ja sen luonnonarvoihin, voidaan ajatella, että metsäkeskus samalla antaisi hiljaisen hyväksynnän luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan vastaisille toimille. Tämä hyväksyntä alittaisi kuitenkin viranomaistehtäviä hoitavan metsäkeskuksen toimivallan. Metsäkeskuksilla onkin Metsäl 2.3 §²³⁵ huomioon ottaen katsottava olevan Metsäl 16 §:n nojalla toimivalta asettaa käsittelykielto metsänkäyttöhankkeelle, joka LSL 66.1 §:n perusteella merkittävästi heikentää Natura 2000 -alueen suojeluarvoja. Muita metsäkeskuksien käytettävissä olevia keinoja ovat lähinnä Metsäl 15 §:n neuvottelut.

Viranomaisen toimivalta turvaamismekanismeissa rakentuu kolmesta seikasta. Ensinnäkin LSL 65.2 §:n 1 virkkeen mukaan luvan myöntävän viranomai-

²³² Ks. HE:n (79/1996) LSL 66.1 §:ää koskevat perustelut.

²³³ Ks. komissio 2000b s. 39.

²³⁴ Ks. myös Kuusiniemi 2000c s. 28.

²³⁵ Metsäl 2.3 §:ssä edellytetään, että metsän hoitamisessa ja käyttämisessä noudatetaan, mitä LSL 10 luvussa säädetään. LSL 10 luvun tarkoituksena on muun muassa, etteivät sellaiset hankkeet kuten metsän hoitaminen ja käyttäminen merkittävästi heikennä Natura 2000 -alueen suojeluarvoja ilman valtioneuvoston LSL 66.2 ja 66.3 § nojalla antamaan poikkeuslupaa.

sen on katsottava, että LSL 65 §:n 1 momentissa tarkoitettu arviointi on tehty. Toiseksi tällaisen viranomaisen on hankittava LSL 65.2 §:n 2 ja 3 virkkeissä tarkoitettut lausunnot. Vastaavasti LSL 65.3 §:n nojalla ilmoituksen saaneen viranomaisen on ryhdyttävä toimivallassaan oleviin toimenpiteisiin hankkeen toteuttamisen keskeyttämiseksi, kunnes LSL 65 §:n 1 momentissa tarkoitettu arviointi on suoritettu ja 2 momentissa tarkoitettut lausunnot hankittu. Kolmanneksi toimivaltainen viranomainen ratkaisee heikentämiskiellon tarpeen sekä tekee muut hanketta koskevat ennakkovalvontaratkaisut. Luontodirektiivin tulkitavaikutus huomioon ottaen olisi tosin yksinkertaisempaa puhua hyväksyvän viranomaisen kolmiportaisesta toimivallasta.

Toimivaltaan kuuluvat siis LSL 65.3 §:n mukaiset keinot toiminnan keskeyttämiseksi, kunnes LSL 65.1 §:n arviointi on tehty ja LSL 65.2 §:n lausunnot pyydetty. Tällä perusteella metsäkeskuksilla on periaatteessa mahdollisuus puuttua arviointikynnyksen ylittäviin metsänkäyttöhankeisiin. Käytäntö voi kuitenkin estää Natura 2000 -kohteen suojeluarvojen turvaamisen: lyhimmillään metsänkäyttöilmoitus voidaan tehdä 14 vuorokautta ennen hakkuuta tai muuta vastaavaa toimenpidettä²³⁶, joten ennen kuin metsäkeskus ehtii, jos ylipäätään ehtii, tutkia ilmoituksen ja ennen kuin alueellinen ympäristökeskus on tutkinut pyynnön ja toinen tai molemmat päättäneet pakkokeinojen käytöstä, on hakkuu tai muu metsänkäyttötoimenpide saatettu jo tehdä. *Tässä tapauksessa metsäkeskuksella ja alueellisella ympäristökeskuksella on toimivalta periaatteessa estää tai keskeyttää biodiversiteettiä vaarantavat hakkuut ennen arviointia, mutta käytännössä valvontaprosessin heikkoudet ja hitaus saattavat tosiasiaassa estää biodiversiteetin turvaamisen.*

Toimivalta tehdä LSL 66.1 §:n tarkoittama päätös alkaa vasta silloin, kun alue on hyväksytty Natura 2000 -verkostoon tai kun alue on tarkoitus sisällyttää Natura 2000 -verkostoon²³⁷ ja hankkeen hyväksymistä tarkoittava asia on tullut jonkin ennakkovalvontalain nojalla vireille. Jäsenvaltion laiminlyönti alueiden hyväksymisessä ei poista kokonaan toimivaltaa.²³⁸

²³⁶ Ks. Metsäl 14.1 §.

²³⁷ Ks. HE:n (79/1996) 66 §:ää koskevat perustelut ja KHO 31.8.2000 T. 1785: Valtioneuvoston päätös Euroopan yhteisön Natura 2000 -verkoston Suomen ehdotuksen hyväksymisestä on annettu 20.8.1998. Vesiylioikeuden, joka vesioikeuden hylättyä hakemuksen pienvensataman rakentamisesta myönsi hankkeelle ensimmäisenä asteena luvan, tuli asiaa ratkaistessaan ottaa luonnonsuojelulain 65 ja 66 §:n säännökset huomioon, kun se antoi asiassa päätöksensä valtioneuvoston tekemän Natura 2000 -verkostoa koskevan päätöksen jälkeen, vaikka vesioikeuden päätös oli syntynyt ennen valtioneuvoston päätöstä.

²³⁸ Toimivalta voi alkaa sen jälkeen, kun valtioneuvosto on tehnyt komissiolle ehdotuksen luontodirektiivin perusteella hyväksyttäväksi yhteisön tärkeinä pitämiksi alueiksi. Vastaavasti lintudirektiivin perusteella muodostettavia linnustonsuojelualueita koskien toimivalta alkaa Euroopan yhteisön komissiolle tehdyn ilmoituksen myötä. LSL 66.1 §:ää sovelletaan linnustonsuojelualueisiin valtioneuvoston ilmoituksen jälkeen.

*Jollei hanke edellytä lupaa tai muuta hyväksyntää, heikentämiskieltoon ei sitä koske*²³⁹. Tällaisia hankkeita ovat esimerkiksi vähäinen maa-ainesten kotitarveotto ja omien teiden rakentaminen²⁴⁰. Toisaalta toimivallan raja voi muodostua hyvinkin vaihtelevaksi ainakin silloin, kun tämä raja kytkeytyy lupaviranomaisen oikeuteen ensi kädessä itse määrittää oma toimivaltuutensa²⁴¹. Jos viranomaisen esimerkiksi VL 1:15:n nojalla harkitsee luvan tarpeelliseksi, se voi tutkia hankkeen myös LSL 66.1 §:n heikentämiskielton valossa, sillä luvan myöntäminen on toimivallan käyttämistä. Luvan epääminen merkitsee puolestaan käytännössä sitä, ettei hanketta voida toteuttaa eikä näin ollen LSL 65 §:n arviointia ja LSL 66.1 §:n heikentämiskieltoharkintaa tarvita.²⁴²

Jos viranomaisen vastaavassa tilanteessa toteaa, ettei hanke tarvitse lupaa, se rajaa samalla toimivaltuutensa. Viranomaisella ei ole tällöin toimivaltaa ratkaista myöskään LSL 66.1 §:n heikentämiskieltoasiaa. Hanke voidaan toteuttaa ilman heikentämiskieltoharkintaa, mutta sillä varauksella, että näissäkin tapauksissa valtion pitäisi luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohta huomioon ottaen ryhtyä tarpeellisiin toimenpiteisiin suojeltujen luontotyyppien ja lajien elinympäristöjen heikentymisen sekä suojeltuja lajeja koskevien häiriöiden estämiseksi, siinä määrin kuin nämä häiriöt saattaisivat vaikuttaa merkittävästi luontodirektiivin tavoitteisiin. Ennen kuin lupaa tarvitsemattoman hankkeen voi varmuudella sanoa estyvän luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdan soveltamistilanteessa, LSL:iin tarvittaisiin asianmukaisia, direktiivin tältä osin toimeenpanevia, kansallisia säännöksiä. Soveltamistilanteen tekee sattumanvaraiseksi myös se, ettei tällainen lupaa tarvitsematon hanke välttämättä tule viranomaisen tutkittavaksi. Nykytilanne on paitsi biodiversiteetin turvaamisen myös oikeusvarmuuden kannalta riittämätön.

Ilmoitusmenettelyissä viranomaisen tai siihen rinnastettavan tahon toimivaltaan linkittyvät myös YVA-direktiivin 8 artiklan ja LSL 65.3 §:n säännökset. Mikäli Natura 2000 -alueisiin vaikuttava hanke on arvioitava YVAL 2 luvun menettelyssä, saattaa ilmoitusmenettelyssä muodostua ristiriitoja myös

Jäsenvaltio ei voi laiminlyönnillä estää näiden direktiivien toteutumista. Jos täydellistä kansallista luetteloa ei ole toimitettu, jäsenvaltion viranomaisten olisi pidättäydyttävä toimista myös alueilla, joiden tulisi lintu- tai luontodirektiivissä vahvistetuina tieteellisin perustein selvästi kuulua kansalliseen luetteloon. (Ks. tarkemmin komissio 2000b s. 11–14 ja komissio vs. Espanjan kuningaskunta, EYTI 355/90.) Merkittävää kuitenkin on, että jäsenvaltioiden laiminlyötyä linnustonsuojelualueiden ilmoittamisen, estyy luontodirektiivin 6 artiklan 2–4 kohtia implementoivien säännösten soveltaminen eli muun muassa LSL 65 §:n mukainen arviointi sekä LSL 66 §:n heikentämiskieltoharkinta ja poikkeusluvan myöntäminen kiellosta. Koska jäsenvaltio ei saa hyötyä laiminlyönnistään, sovelletaan näissä tapauksissa suoraan tiukempaa lintudirektiivin 4 artiklan 4 kohtaa. (Ks. EYTI:n antaman ratkaisun 374/98 perusteluiden kohdat 49–58.)

²³⁹ Ks. myös Kuusiniemi 2000c s. 28 ja Tolvanen 1998 s. 178.

²⁴⁰ Ks. MAL 4.2 § ja 23a.3 § ja Yksityistiel 1 § sekä Kuusiniemi 2000c s. 28.

²⁴¹ Ks. toimivallasta esimerkiksi KHO 30.10.1998 T. 243. Ks. myös Kuusiniemi 2000c s. 31.

²⁴² Ks. KHO 2002:32.

YVA-direktiivin tarkoittaman toimivallan kanssa, sillä esimerkiksi Metsäl 14 §:n tarkoittaman metsänkäyttöilmoituksen tarkastava metsäkeskus ei voi tehdä YVA-direktiivin 8 artiklan edellyttämää ennakkovalvontapäätöstä.²⁴³

Toimivallan ulottuvuutta saattavat hämärtää instrumenttiin kytkeytyvät erilaiset päätökset. Esimerkiksi toimivalta LSL 66.1 §:n heikentämiskiellosta poikkeamiseen on selkeästi LSL 66.2 ja 66.3 §:n nojalla valtioneuvoston yleisistunnolla, vaikka itse heikentämiskieltoa koskeva toimivalta vaihtelee edellä kuvatuin tavoin tapauskohtaisesti. Valtioneuvosto ei kuitenkaan voi heikentämiskiellosta poikkeamisen yhteydessä tehdä asiallisesti arviointitarvetta tai heikentämiskieltoa koskevaa ratkaisua, ellei se itse ole LSL 66.1 §:n tarkoittama hankkeen hyväksyvä viranomainen (vastaavalla tavalla kuin esimerkiksi lunastuslupaa koskevassa asiassa)²⁴⁴.

Metsien avainbiotooppien turvaaminen. *Tavallisesti hakkuusta tai muusta avainbiotooppien käsittelystä on tehtävä Metsäl 14 §:n mukainen metsänkäyttöilmoitus toimivaltaiselle metsäkeskukselle.* Laaksonen on katsonut, ettei maanomistajan ja erityisen oikeuden haltijan tule itse harkita poikkeuslupan hakemisen tarvetta, jos metsäkeskus ei puutu metsänkäyttöilmoitukseen. Tämän ajatuskannan mukaan ilmoituksen tekijä ei ole rikosoikeudellisesti vastuussa ilmoituksessa mainituista avainbiotoopeihin kohdistuvista toimenpiteistä, jos viranomainen ei ole niihin puuttunut ensin Metsäl 15 §:n mukaisin neuvotteluin ja toissijaisesti Metsäl 16 §:n käsittelykieltoin. Ilmoituksen tekijä on tästä näkökulmasta täyttänyt velvollisuutensa ilmoittamalla metsänkäyttöilmoituksessa, että alueella on erityisen tärkeä elinympäristö, jonka käyttötoimenpiteet toteutetaan ilmoituksessa mainitulla tavalla elinympäristön ominaispiirteet säilyttävällä tavalla.²⁴⁵ Asia ei kuitenkaan ole näin yksiselitteinen. Jos ilmoituksen tekijän tulkinta Metsäl 10.3 §:n velvollisuudesta ei vastaa lain tarkoitusla biiodiversiteetin turvaamisesta, metsäkeskuksen tulisi toimivaltansa rajoissa puuttua ilmoitettuihin toimiin. Ongelmana on metsänkäyttöilmoitusten suuri lukumäärä. Kaikkia ilmoituksia ei ehditä tarkastaa metsäkeskuksissa. Laaksonen lähtee siitä, että metsänkäyttöilmoituksen vastaanottanutta henkilöä

²⁴³ Metsäl 16 §:n käsittelykieltokaan ei poista YVA-direktiivin implementointivirhettä. YVA-direktiivissä tarkoitetaan nimenomaan lupaa aina ennen toimintaa eikä kieltoa tarvittaessa toiminnan estämiseksi tai rajoittamiseksi. Kiellon perusongelmana on, ettei sitä välttämättä kaikissa tilanteissa anneta. Tällöin ei synny edes kieltopäätöstä, josta voisi tiedottaa YVA-direktiivin 9 artiklan tarkoittamalla tavalla. Metsäl ei siten sisällä sellaisia metsäkeskuksen toimivaltaa eikä harkintavaltaa ohjaavia normeja, joiden perusteella voitaisiin myöntää YVA-direktiivin tarkoittama lupa. (Ks. YVA-direktiivin muutoksen 97/11/EY johdannon 5 kohta.)

²⁴⁴ Ks. KHO 20.12.2000 T. 3307 ja Kuusiniemi 2000c s. 31. Jos alueella on luontodirektiivin liitteen I mukainen ensisijaisesti suojeltava luontotyyppi tai liitteessä II tarkoitettu ensisijaisesti suojeltava laji ja muu kuin LSL 66.3 §:ssä erikseen mainittu erittäin tärkeän yleisen edun kannalta pakottava syy vaatii luvan myöntämistä, poikkeuslupapäätöstä ei saa tehdä ennen komission lausuntoa.

²⁴⁵ Ks. Laaksonen 2002 s. 41–42.

on vaikea asettaa vastuuseen, sillä Metsäl 7 §:n mukaan vain metsänhakkaajan tulee puustoa hakatessaan ja muita siihen liittyviä toimenpiteitä tehdessään osaltaan huolehtia siitä, että näissä toimenpiteissä noudatetaan tämän lain säännöksiä²⁴⁶. Tähän perusteluun ei voida täysin yhtyä.

Kiinnittäisin huomion sanamuotoon *osaltaan huolehtia*. Ilmoituksen tekijän on itsekkin pyrittävä arvioimaan, tarvitaanko toimenpiteisiin Metsäl 11.1 §:n poikkeuslupa²⁴⁷. Metsäl 7 § viittaa eräänlaiseen huolellisuusvelvollisuuteen, joka edellyttää muun muassa poikkeusluvan hakemista toimivaltaiselta metsäkeskukselta. Ilmoitusta tehtäessä pitäisi vähintäänkin varmistaa metsäkeskuksesta, tarvitaanko toimenpiteisiin poikkeuslupa, jos on syytä epäillä, ettei hoitoja käyttötoimenpiteitä tehtäisi Metsäl 10.3 §:n mukaisesti elinympäristöjen ominaispiirteet säilyttävällä tavalla. Tätä huolellisuutta edellyttävät ennalta varautumisen näkökohdatkin²⁴⁸. Ellei metsäkeskuksessa puututa metsänkäyttöilmoituksen tai poikkeuslupaa koskevan tiedustelun vuoksi Metsäl 10 §:n veloitteen vastaisiin avainbiotooppeja heikentäviin toimenpiteisiin ja ryhdytä Metsäl 15 ja 16 §:n mahdollistamiin valvontatehtäviin, *ilmoituksen vastaanottava metsäkeskuksen toimihenkilö voi alittaa toimivaltansa*. Metsänkäyttöilmoituksen tarkastamisen jälkeen metsäkeskuksen toimihenkilön on tarvittaessa kehoitettava ilmoituksen tekijää myös poikkeuslupahakemuksen jättämiseen, sillä Metsäl 11 §:n poikkeuslupapäätös voidaan tehdä vasta erillisestä hakemuksesta.

Metsäl 2.3 §:n perusteella myös eräät LSL:n ja muiden lakien säännökset on otettava huomioon ennen luvan myöntämistä. Metsäkeskuksen on toimivaltansa puitteissa tarkastettava muun muassa ennen Metsäl 11 §:n luvan myöntämistä, ettei luvan kohdealueelle ole perustettu LSL 24.3 §:n tarkoittamalla tavalla suojelualuetta, koska tällöin Metsäl 11 §:n säännökset syrjäytyvät LSL:n säännöksillä²⁴⁹. Tarkastaminen ei kuitenkaan merkitse, että metsäkeskus voisi Metsäl 2.3 §:n perusteella ryhtyä selvittämään luonnonsuojelun alueen perustamisen edellytyksiä. Toimivalta luonnonsuojelun alueen perustamiseen yksityiselle kuuluvalla alueella kuuluu LSL 24.3 §:n nojalla yksinomaan asianomaiselle alueelliselle ympäristökeskukselle²⁵⁰. Muista metsäkeskuksessa huomioon otettavista laeista mainittakoon VL, erityisesti sen 6 luvun ojitusta koskevat säännökset, sekä YksityistieL, erityisesti sen 7 §, joka vaikuttaa muun muassa metsäautotien rakentamiseen²⁵¹. Metsänhoitoon liittyvän toimenpiteen

²⁴⁶ Ks. Laaksonen 2002 s. 42.

²⁴⁷ Tähän myös Laaksonen (2002 s. 41) viittaa, mutta epäilee varmasti aiheellisesti, ettei elinympäristö ja sen rajat ole maallikolle täysin selvät.

²⁴⁸ Ks. myös jakso 4.2.2.

²⁴⁹ Ks. HE:n (63/1996) Metsäl 11 §:ää koskevat erityiset perustelut.

²⁵⁰ Ks. myös Metsäl 2.4 §.

²⁵¹ Ks. HE:n (63/1996) Metsäl 2.3 §:ää koskevat perustelut. Ks. myös Kiviniemi 1997 s. 133–136.

toteuttaminen saattaa vaatia myös muun ennakoivalvontapäätöksen. Tällaisen päätöksen tekevien viranomaisten toimivalta ratkaistaan eri lakien perusteella. Esimerkiksi ojitustoimituksen määräämiseen toimivalta on VL 19:1 nojalla asianomaisella alueellisella ympäristökeskuksella. Metsäkeskus voi myöntää vain MetsäL 11 §:n poikkeusluvan hoitotoimenpiteenä suoritettavalle ojitukselle.

5.4.3 Instrumentteihin liittyvä harkintavalta

Yleistä. Hallintopäätöksen sisältö muotoutuu lähtökohtaisesti soveltamalla oikeussäännöksiä yksittäistapaukseen. Yleisesti ottaen oikeudellisessa päätöksenteossa on kyse hallinnon lainalaisuusperiaatteen noudattamisesta. Tällaiset oikeussäännökset sisältävät tavallisesti ne materiaaliset ja prosessuaaliset edellytykset, joiden on täytyttävä ennen kuin myönteinen tai kielteinen päätös voidaan tehdä. Itse päätösvalta perustuu asianmukaiseen toimivaltanormiin. Päätöksen tarkoitussidonnaisuuteen liittyvät sovellettavan säännöksen taustalla olevat tavoitteet sekä kysymys sallituista ja kielletyistä päätöksentekopremisseistä. Joustavat säännökset jättävät yleensä hallinto-oikeuden periaatteiden rajaamaa harkintavaltaa²⁵². Tästä näkökulmasta päätöksenteon asteikko on varsin liukuva ja laaja-alainen: mekanistisista rutiiniratkaisuista edetään laillisuus-harkinnan kautta tarkoituksenmukaisuusharkintaa sisältäviin ratkaisuihin²⁵³. Myös muut hallinto-oikeudellista toimintaa koskevat oikeudelliset rajoitukset (esimerkiksi perusoikeudet ja EY-oikeuden vaikutus) on otettava huomioon päätöksenteossa. Konkreettista päätöksentekoa ohjaavat lisäksi erilaiset soveltamismääräykset ja -ohjeet.²⁵⁴ Päätöksenteossa vaikuttavat tosiasiaassa paitsi oikeudelliset myös muut näkökohdat, kuten faktat ja arvot.

Biodiversiteettiä turvaavat periaatteet, strategiat ja standardit voivat tukea instrumenttien joustaviin normeihin perustavaa päätöksentekoa²⁵⁵. Jäljempänä on tarkoitus analysoida tarkemmin turvaamisinstrumentteihin kytkeytyvän päätöksenteon oikeudellisia edellytyksiä. Esimerkkeinä käytetään Natura 2000 -alueiden suojeluarvoja koskevaa heikentämiskielto- ja poikkeuslupaharkintaa sekä metsien avainbiotooppeja koskevaa poikkeuslupaharkintaa.

Natura 2000 -alueiden turvaaminen. LSL 66.1 §:n heikentämiskieillon mukaan lupaa hankkeen toteuttamiseen ei saa myöntää, jos arviointi- ja lausun-

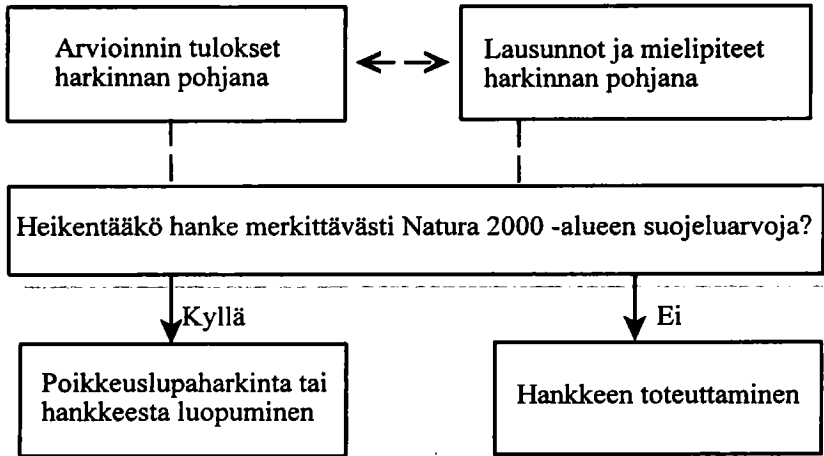
²⁵² Ks. Laakso 1990 s. 202–203 ja jakso 4.2.3.

²⁵³ Puhdas tarkoituksenmukaisuusharkinta on mahdollista lain valtuuttaessa viranomaisen asettamaan itselleen hallintopäätöstä koskevassa ratkaisussa päätöspremissin. Vapaa harkinta voi kuitenkin koskea vain asiakysymysten ratkaisemista ja sen osuus ympäristöasioissa on kovin vähäinen. Toimivallan ja menettelyn osalta päätöksentekijä on sidottu samoihin vaatimuksiin kuin laillisuusperusteisessa päätöksenteossa. (Ks. Laakso 1990 s. 202.)

²⁵⁴ Ks. Mäenpää 2000 s. 351. Ks. myös Laakso 1990 s. 243.

²⁵⁵ Ks. jakso 4.2.2.

tomenettely osoittaa hankkeen merkittävästi heikentävän Natura 2000 -kohteen suojeltuja luonnonarvoja²⁵⁶. Tämän joustavan normin tulkintaan on syytä hakea tukea paitsi lain esitöistä ja kirjallisuudesta myös luontodirektiivin tavoitteista.



Kuvio 18: Natura 2000 -alueisiin liittyvä heikentämiskieltoharkinta.

HE:ssä lähdetään siitä, etteivät Natura 2000 -verkostoa koskevat säännökset pääsääntöisesti rajoita tavanomaiseen maankäyttöön liittyviä toimenpiteitä²⁵⁷. LSL 66.1 §:n kielto koskeekin Natura 2000 -alueen suojelun perustana olevien luonnonarvojen merkittävää heikennystä. Tässä suhteessa voidaan puhua ns. *merkittävyyskynnyksestä*. Jos hankkeesta aiheutuvaa heikentävää vaikutusta ei tulkita merkittäväksi, voidaan hanke hyväksyä. Päinvastaisessa tapauksessa kiellosta voidaan poiketa vain LSL 66.2 ja 66.3 §:n edellytyksin, joten ainakin puhtaasti yksityistä etua palveleva hanke jää tällöin toteutumatta.²⁵⁸

Tarkoitussidonnaisuuden periaatteen mukaisesti LSL 66.1 §:n harkinta on sidottava yleisiin ja erityisiin tavoitteisiin²⁵⁹. Luontodirektiivillä on tulkintavai-
kutusta LSL 66.1 §:n harkinnassa. Luontodirektiivin 2 artiklan 1 kohdan mu-
kaan yleisenä tavoitteena on edistää luonnon monimuotoisuuden säilymistä
suojelemalla luontotyyppisiä ja luonnonvaraista elämistöä ja kasvistoa. Luon-
todirektiivin 2 artiklan yleistavoitteita täydennetään Natura 2000 -verkoston

²⁵⁶ Ks. Suvantola 2003 s. 54–55.

²⁵⁷ Ks. HE:n 236/1998 1.3 jakso. Tästä pääsäännöstä selvänä poikkeuksena ovat LSL:n nojalla toteutettavat alueet.

²⁵⁸ Ks. merkittävyyskynnyksestä tarkemmin Kuusiniemi 2000c s. 32–34.

²⁵⁹ Ks. myös Similä 1997 s. 245 ja Kallio 2001 s. 191.

erityistavoitteilla. Natura 2000 -verkoston avulla pyritään tiettyjen luontotyyppien ja lajien suotuisan suojelutason säilyttämiseen EY:n alueella. Tavoitteet ilmentävät pyrkimystä ekologisesti kestäväan kehitykseen, biodiversiteetin turvaamiseen ja luonnonvarojen kestäväan käyttöön²⁶⁰. Luonnon monimuotoisuuden turvaamisen periaatteet ja suotuisan suojelutason konseptio²⁶¹ ovat siis taustalla harkittaessa LSL 66.1 §:ssä tarkoitettua ”merkittävää heikennystä” ja luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdassa tarkoitettua hyväksyntää hankkeelle.

Luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdassa lähdetään siitä, että hanke voidaan sallia heikentämiskiellostä huolimatta, jos hanke ei vaikuta kyseisen *alueen koskemattomuuteen*. Komissio toteaa tulkintaohjeissaan, että on kiellettyä tuhota alue tai sen osa ja perustella tätä sillä, että kyseisellä alueella olevien luontotyyppien ja lajien suojelutaso jää kuitenkin suotuisaksi jäsenvaltion Euroopassa olevalla alueella²⁶². Suotuisaa suojelutasa ei voi käyttää siten Natura 2000 -kohteen merkittävän hävittämisen perustelemiseen, vaan tukena arvioitaessa kyseisen kohteen luontotyyppien ja lajien elpymisen mahdollisuuksia hankkeen toteuttamisen jälkeen²⁶³. Nordberg toteaa, että asiaa tulee tarkastella *kokonaisvaltaisesti alueen tulevaisuuden kehitysnäkymien valossa*²⁶⁴. Dynaamisessa ekologisessa mielessä koskemattomuutta on ekosysteemien kestävyys sekä suojeltujen lajien ja luontotyyppien mahdollisuus kehittyä tavoilla, joilla ne säilyvät alueen suojeluarvoina. Koskemattomuus ja merkittävyyskynnys viittaavatkin alueen ekologiin ominaisuuksiin ja suojeluarvojen säilymiseen pitkällä aikavälillä. *Heikentämiskieltoa koskevassa edellytysharkinnassa keskitytäänkin lähtökohtaisesti ainoastaan suojeltujen luonnonarvojen (suojeluarvojen) tarkasteluun.*²⁶⁵

Objektiveettiperiaatteen mukaisesti heikentämiskieltoa koskevan harkinnan tulee perustua ainakin asiaankuuluviin objektiivisesti hyväksyttäviin tosiseikkoihin, kuten luonnontieteelliseen ja yhteiskuntatieteelliseen tietoon (faktat) tai ainakin yleisesti hyväksyttävissä oleviin epävarmuustekijöihin (riskit) sekä sääntöihin ja periaatteisiin (oikeusnormit). LSL 66.1 §:n tarkoittamaa heikentymistä tutkitaan säännöksen nimenomaisen muotoilun mukaan kunkin

²⁶⁰ Ks. luontodirektiivin johdanto.

²⁶¹ Ks. myös luontodirektiivin 1 artiklan k kohta. Myös biodiversiteettistrategiat voivat antaa taustatietoja tehtäessä LSL 66.1 §:n päätöstä, mutta oikeudellisesti sitovaa vaikutusta ei niille voida ilman nimenomaista säännöstä antaa.

²⁶² Ks. komissio 2000b s. 40.

²⁶³ Suotuisan suojelutason säilyttäminen EY:ssä edellyttää ainakin, etteivät Natura 2000 -kohteen suojeltavat lajit häiriidy, eikä niiden elinympäristö pirstoudu tai muulla tavoin tuhoudu vaarantaen lajin kannan pitkällä aikavälillä, ja ettei luontotyyppin luontainen levinneisyys näissä kohteissa vaarannu. Arvioinnin tulosten ja lausuntojen perusteella pitäisikin heikentämiskieltoharkinnassa kyetä myös tämä näkökulma huomioon ottaen lähtökohtaisesti ennakoimaan ja ehkäisemään yksittäisen kohteen suojeluarvoihin kohdistuvat merkittävän haitalliset ja häirisevät vaikutukset. (Ks. myös Kallio 2001 s. 183.)

²⁶⁴ Ks. Nordberg 2001 s. 92. Ks. myös Similä 1997 s. 245–246.

²⁶⁵ Ks. komissio 2000b s. 40. Ks. myös Kuusiniemi 2000c s. 15 ja Tolvanen 1998 s. 179.

Natura 2000 -alueen suojeluarvojen näkökulmasta. Nämä suojeltavat luontotyypit ja lajit käyvät ilmi komission päätöksen mukaisesta tietolomakkeesta²⁶⁶.

Vaikka biodiversiteetistä suojelun kohteena ovat LSL 66.1 §:n nojalla suoraan vain ne luonnonarvot, joiden suojelemiseksi alue on sisällytetty Natura 2000 -verkostoon, kyseisen lainkohdan antama suoja voi tosiasiaassa ulottua myös muihin lajeihin ja luontotyypeihin. Ekologisen riippuvuuden ja ekologisten olosuhteiden jatkuvan muutoksen vuoksi heikentämiskieltoharkintaa tuskin voidaan kohdentaa yksinomaan alueen suojelun perustana oleviin luonnonarvoihin. Esimerkiksi ns. avainlajeihin kohdistuvat vaikutukset olisivat pyrittävä ottamaan huomioon lupaharkinnassa, jos avainlajien tuhoutuminen merkittävästi heikentäisi samaan ekosysteemiin kuuluvia varsinaisia Natura 2000 -kohteen suojeluarvoja. LSL 65.1 §:n arviointi rajautuu viime kädessä vaikutuksiin, jotka todennäköisesti merkittävästi heikentävät suojeluarvoja tai muutoin kohdistuvat niihin merkittävän haitallisesti²⁶⁷. Heikentämiskieltoharkinnassa ei siten voida pitäytyä vain suojeluarvoihin kohdistuvissa ”tosiasiallisissa” vaikutuksissa²⁶⁸, sillä edes kaikkia suunnitteluvaiheessa olevan hankkeen todennäköisiä ekologisia vaikutuksia ei arvioinnista huolimatta tiedetä²⁶⁹. Voidaan pikemminkin ajatella, että ennalta varautumisnäkökohdat ja varovaisuusperiaatte ikään kuin täydentävät arviointia harkittaessa ekologisia yhteyksiä ja välillisten vaikutusten merkittävyttä suojeluarvoille.²⁷⁰

Luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan tarkoittama alueen koskemattomuus huomioon ottaen olisivat myös välillisille, esimerkiksi suojeltavan lajin elinympäristöön kohdistuville vaikutuksille Natura 2000 -alueella annettava painoa arvioitaessa, heikentyvätkö varsinaiset suojeluarvot merkittävästi hankkeen toteutumisen myötä. Suojeluarvojen tarkastelu ekosysteemiensä osana palautuu siten alueen koskemattomuuden kautta alueen ekologisiin ominaisuuksiin²⁷¹. Tämä ei luonnollisestikaan tarkoita täydellistä alueen ekologista koskemattomuutta, vaan heikentämiskiellon merkittävyyskynnyksen puitteissa pysyvää koskemattomuutta. LSL 66.1 §:n päätöksissä tarvitaan siis luontodirektiivin tulkintavaikutus huomioon ottaen *kokonaisvaltaista ekologista harkintaa*, jossa ei voida pitäytyä yksinomaan suojelun perustana olevissa luontotyypeissä tai

²⁶⁶ Natura 2000- tietolomake on vahvistettu komission päätöksellä (97/266/EY). Ks. myös Kuusiniemi 2000c s. 35–36.

²⁶⁷ Ks. myös jakso 5.3.3.

²⁶⁸ Vrt. tosiasiallisista vaikutuksista suojeluarvoille Tolvanen 1998 s. 179.

²⁶⁹ Apolloperhonen on luontodirektiivin liitteessä IV a mainittu eläinlaji, joka toukkavaiheessa tarvitsee tiettyä maksaruoholajia ravinnokseen. Jos toimenpiteen haitalliset vaikutukset kohdistuvat tuohon maksaruohoon, joka ei ole ns. direktiivilaji, todennäköisesti perhospopulaatio heikentyy merkittävästi, vaikka toimenpide ei suoraan aiheuttaisi mitään perhosille.

²⁷⁰ Ks. tarkemmin Kuusiniemi 2000c s. 36–37. Ks. myös turvaamisperiaatteista jakso 4.2.2.

²⁷¹ Ks. tarkemmin komissio (2000 s. 39–40), joka toteaa muun muassa, että ”alueen koskemattomuuden on käytökelpoisesti määritelty tarkoittavan alueen ekologisen rakenteen ja toiminnan yhdenmukaisuutta koko alueen mittakaavassa tai luontotyyppien ja niiden yhdistelmien tai niiden lajin kantojen yhdenmukaisuutta, joita varten alue on luokiteltu tai luokitellaan”.

lajeissa, vaikka harkinta niihin LSL 66.1 §:n nojalla viime kädessä palautuukin. Tällainen harkinta käy itse asiassa ilmi KHO:n antamasta Vuosaaren satamaa koskevasta vuosikirjapäätöksestä 2002:48.

KHO (2002:48 jakso 8.4.2, kursivoinnit kirjoittajan) totesi suojelutavoitteista ja -arvoista seuraavaa: ”Luontodirektiivin 6(3) artiklan ensimmäisen virkkeen mukaan hankkeet, jotka vaikuttavat merkittävästi alueen suojelutavoitteisiin on arvioitava asianmukaisesti. Kohdan toisen virkkeen mukaan viranomaiset antavat hyväksyntänsä suunnitelmalle vasta varmistuttuaan siitä, ettei hanke vaikuta alueen koskemattomuuteen. *Koskemattomuuden käsite liittyy alueen suojelutavoitteisiin.*

Koskemattomuuden käsitettä ei ole sisällytetty luonnonsuojelulain 66 §:n 1 momenttiin, jolla on pantu täytäntöön direktiivin 6(3) artiklan toinen virke sekä 6(4) ja 7 artikla. Direktiivin 6(2) artikla on otettava huomioon tulkittaessa luonnonsuojelulain säännöstä, jolla mainittu direktiivin kohta on pantu täytäntöön. Näin tulkittuna luonnonsuojelulaki vastaa sisällöltään luontodirektiiviä.

Saadun selvityksen mukaan Porvarinlahden alueella edustettuna olevien luontotyyppien – laajat matalat lahdet, kosteat suurruohoniityt, puustoiset suot ja Fennoskandian metsäluhdat- pinta-alat eivät hanketta toteutettaessa supistu eikä näille luontotyypeille luonteenomaisten lajien tai niiden suotuisan suojelutason säilyttämiseksi pitkällä aikavälillä tarpeellinen erityinen rakenne ja erityiset toiminnot supistu alkuperäiseen tasoonsa verrattuna. Luontotyyppien esiintymät eivät siten hankkeen johdosta heikenny.

Laadittujen linnustoinventointien mukaan Porvarinlahdella ovat pesineet tietolomakkeella mainituista lintudirektiivin liitteen I lajeista seuraavat: pyy, kalatiira, pikkulepinkäinen, kirjokerttu ja luhtahuitti. Seuraavista liitteessä I mainituista lajeista on muuonakaisia havaintoja: laulujoutsen, liro ja suokukko. Lintudirektiivin liitteessä I mainitsemattomista lajeista alueella esiintyy ruokavieraana nuolihaukka.

Lajeista pyy ei pesi seutukaavassa osoitetun rautatielinjauksen alueella ja sen populaatio koko kohteessa on arvioitu luokkaan D, ei merkittävä. Kalatiira on pesinyt Porvarinlahden suulla. Luhtahuitin pesinnästä alueella on ristiriitaisia tietoja.

Pikkulepinkäisen ja kirjokertun reviirit ovat sijainneet Porvarinlahden kapeikossa alueella, jonka yli siltarakenteet tulevat. Myöhemmissä havainnoissa on voitu todeta pikkulepinkäisen reviirin siirtyneen pohjoisemmaksi täyttömäen suuntaan, kun taas kirjokertusta ei ole tehty havaintoja.”

Korkein hallinto-oikeus katsoi LSL 66.1 §:n heikentämiskieltoa koskevan säännöksen soveltamisen edellyttävän kulloinkin elinympäristöjä koskevaa kokonaisarviota. Sen mukaan lintulajien kantojen vuotuisella vaihtelulla ei sinänsä ole sellaista merkitystä, että tuossa lainkohdassa tarkoitettu heikentämiskielto poistuisi asianomaisten populaatioiden heikentyessä tai kadotessa kohteen alueelta. *Tarkastelussa on otettava siten kulloinkin huomioon hankkeen vaikutus esimerkiksi kohteen puustoon, pensaikkoon, ruoikkoihin tai muihin kohteen valintaperusteina olevien lajien elinympäristöjen ominaispiirteisiin.*

Edellä esitetyn selvityksen perusteella Porvarinlahden kapeikon ylittävä siltahanke vähentää jossain määrin kohteen alueella olevaa pensaikon ja

muun kasvuston määrää. Lisäksi silta rakenteineen muodostaa esteen kohteen yläpuoliseen ilmatilaan. Sataman käyttöön liittyvät toiminnot aiheuttavat melua, jonka vaikutukset kohdistuvat kohteeseen. Hanke ei kuitenkaan johda käytettävissä olevan tiedon mukaan minkään valintaperusteena olevan lintulajin välittömän elinympäristön taikka ainoan tällaisen lintulajin elinympäristöksi soveltuvan habitaatin tuhoutumiseen.

Korkein hallinto-oikeus katsoi arviointi- ja lausuntomenettelyn osoittavan, että hanke heikentää alueen luonnonarvoja. Se ei kuitenkaan osoittanut, että tämä heikentyminen kohdistuisi LSL 66.1 §:ssä ja luontodirektiivin 6 artiklassa tarkoitettuun *tavoin merkittävänä niihin luonnonarvoihin*, joiden suojelemiseksi kohde FI0100065 Mustavuoren lehto ja Östersundomin lintuvedet oli sisällytetty Natura 2000 -verkostoon. LSL 66.1 § ei siten ollut seutukaavan hyväksymisen esteenä. Tätä lopputulosta ei myöskään voitu pitää luontodirektiivin 6 artiklan vastaisena.

Olemassa olevat hankkeet eivät pääsääntöisesti tule LSL 66.1 §:n (luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan) heikentämiskielto mekanismin perusteella tutkittaviksi. Jotkut niistä, kuten laiduntaminen, ovat jopa tarpeen tiettyjen luontotyypien suojelun toteuttamiseksi. Toiset olemassa olevat hankkeet saattavat kuitenkin aiheuttaa sellaisia Natura 2000 -kohteen suojeltuja lajeja koskevia häiriöitä, joiden estämiseksi jäsenvaltion on luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdan nojalla toteutettava tarpeellisia toimenpiteitä. Käyttötavan muuttumisesta, kuten venesataman tai tien laajentamisesta tai parantamisesta, sen sijaan saattaa seurata arviointikynnyksen ylittäminen ja tarve hyväksyä hanke uudelleen heikentämiskieltonormisto huomioon ottaen.²⁷²

*Heikentämiskiellon tulkintaan saattavat tosiasiaissa vaikuttaa myös Natura 2000 -kohteen toteuttamisaika ja -tapa*²⁷³. Suomessa Natura 2000 -kohteita koskevan ehdotuksen hyväksyessään valtioneuvosto nimesi lait, joiden nojalla niiden suojelu toteutetaan. Kuusiniemi on kritisoinut sekä suojelun että maanomistajien oikeusturvan näkökulmasta sitä, etteivät kaikki toteuttamislait sisällä suojeluvälineitä²⁷⁴. Kyseisistä kritiikkiä ei ole syytä tässä yhteydessä kaikilta osin toistaa, sillä olennaista on se, että LSL 66.1 §:n merkittävyyskynnys ei voi luontodirektiivin tarkoitusta rikkomatta rajautua ennalta kansallisen Natura 2000 -verkoston ehdotuksen hyväksymispäätöksen vuoksi²⁷⁵. KHO on vuosi-

²⁷² Ks. tarkemmin Kuusiniemi 2000c s. 37–38. Ks. myös KHO 2000:40 ja 2000:42. KHO on jälkimmäisen vuosikirjaratkaisunsa jaksossa 3.3.3 todennut seuraavasti: Valtioneuvoston päätöksessä on yksilöity suojelun toteuttamistapa mainitsemalla laki, jonka säännöksiä noudattamalla turvataan ne luonnonarvot, joiden perusteella alue on ehdotettu Natura 2000 -verkostoon. Valtioneuvoston päätöksessä todetaan, ettei ilmoitettu alueen suojelun toteuttamistapa ole maanomistajaa sitova. Päätöksen mukaan viranomaiset eivät sen sijaan voi maanomistajaa kuulematta päättää toteuttamistavan muutoksesta.

²⁷³ Ks. tarkemmin toteuttamistavoista komissio 2000b s. 20–23.

²⁷⁴ Ks. Kuusiniemi 2000c s. 41.

²⁷⁵ Ks. myös Tolvanen 1998 s. 177.

kirjapäättöksessään (2000:42) muutenkin sanoutunut irti toteuttamislakeja koskevien valtioneuvoston mainintojen sitovuudesta.

LSL 65 ja 66 §:ää muutettaessa²⁷⁶ korostettiin, että nämä säännökset eivät rajoita tavanomaiseen maankäyttöön liittyviä toimenpiteitä. Myös korkein hallinto-oikeus viittaa päätöksissään tähän mahdollisuuteen korostaen kuitenkin *ellei LSL:iin perustuvasta toteuttamisesta yksittäistapauksessa muuta johdu*²⁷⁷. Jos LSL on määrätty toteuttamislaisiksi ongelmia ei synny, mutta jos toteuttamislaisiksi on määrätty esimerkiksi VL, MRL, MAL tai Metsäl taikka näiden yhdistelmä, Kuusiniemi pitää tilannetta ongelmallisempänä. Maanomistajien oikeusturvanäkökulmasta näyttää siltä, että valtio sitoi Natura 2000 -alueiden ehdotukset hyväksyessään viranomaisten kädet siltä osin, kuin LSL 66.1 §:n osalta mietitään, mikä on tavanomaista maankäyttöä. Kuusiniemi onkin todennut, että turvaamismekanismi, tarkoittaen heikentämiskieltoa, ei voi mennä pidemmälle kuin itse suojele²⁷⁸.

Luontodirektiivin em. yleistavoitteet ja Natura 2000 -suojeleu koskevat erityistavoitteet huomioon ottaen kyse on selvästä jäsenvaltion implementointivirheestä. Jäsenvaltio ei voi rajoittaa kyseistä suojeleu luontodirektiivin tarkoituksesta. Suojelutavoitteet eivät voi toteutua, jos suojeleu toimeenpanokeinoja rajoitetaan tällä tavoin määrittelemällä toimeenpanolait etukäteen. Näinhän väistämättä käy Kuusiniemen esimerkkien valossa²⁷⁹. Päinvastoin jäsenvaltion pitäisi toteuttaa suojelutavoitteet kulloinkin soveliain tavoin, kuten käyttösuunnitelmin, kehityssuunnitelmin tai käyttäen tarpeellisia lainsäädännöllisiä, hallinnollisia tai sopimusoikeudellisia toimenpiteitä²⁸⁰. Ongelmalliseksi tilanteen tekee kuitenkin se, että tällöin toimittaisiin käytännössä vastoin yksilön etua valtion laiminlyönnin vuoksi. Viranomaiset eivät siten voi Natura 2000 -kohteen maanomistajien ja erityisten oikeuksien haltijoita kuulematta päättää toteuttamistavan muuttamisesta²⁸¹.

LSL 66.1 §:n heikentämiskielto onkin kytkettävä edellä kuvatuin tavoin luontodirektiivin ja lintudirektiivin suojelutavoitteisiin ja niiden toteuttamiseen eikä tässä suhteessa epäonnistuneeseen kansalliseen implementointiin. Luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan 2 virkkeen nojalla ”viranomaiset antavat hyväksyntänsä tälle suunnitelmalle tai hankkeelle vasta varmistuttuaan siitä, että suunnitelma tai hanke ei vaikuta kyseisen alueen koskemattomuuteen”. HE:n²⁸² mukaan ”ehdotetuilla sanonnallisilla tarkennuksilla on tarkoitus täsmentää säännösten sanamuodot vastaamaan paremmin luontodirektiiv-

²⁷⁶ Ks. HE:n (236/1998) 1.3 jakso.

²⁷⁷ Ks. KHO 2000:40 ja Kuusiniemi 2000c s. 38.

²⁷⁸ Ks. Kuusiniemi 2000c s. 39.

²⁷⁹ Ks. Kuusiniemi 2000c s. 39–40.

²⁸⁰ Ks. luontodirektiivin 6 artiklan 1 kohta.

²⁸¹ KHO on vuosikirjaratkaisussaan pohdiskellut vastaavaa ongelmaa muun muassa seuraavasti: Valtioneuvoston päätöksessä on yksilöity suojeleu toteuttamistapa mainitsemalla laki, jonka säännöksiä noudattamalla turvataan ne luonnonarvot, joiden perusteella alue on ehdotettu Natura 2000 -verkostoon. Valtioneuvoston päätöksessä todetaan, ettei ilmoitettu alueen suojeleu toteuttamistapa ole maanomistajaa sitova. Päätöksen mukaan viranomaiset eivät sen sijaan voi maanomistajaa kuulematta päättää toteuttamistavan muutoksesta. (Ks. KHO:n ratkaisun 2000:42 perusteluiden jakso 3.3.3.)

²⁸² Ks. HE:n (236/1998) 1.3 jakso.

vin 6 artiklan 3 kohdan tavoiteltua sisältöä ja näin korostaa, että pääsääntöisesti Natura 2000 -verkostoa koskevat säännökset eivät rajoita tavanomaiseen maankäyttöön liittyviä toimenpiteitä. Ainoastaan silloin, kun hanke tai suunnitelma merkittävästi heikentäisi niitä luonnonarvoja, joiden suojelemiseksi alue on sisällytetty tai tarkoitus sisällyttää Natura 2000 -verkostoon, ei lupaa saisi myöntää tai suunnitelmaa hyväksyä tai vahvistaa”. Näiden lähteiden perusteella on katsottava, ettei LSL 66.1 §:n merkittävyyskynnys voi rajautua ennalta luontodirektiivin tarkoitusta rikkomatta²⁸³.

Valtioneuvoston Natura 2000 -päätöksellä ei ole myöskään voitu oikeudellisesti sitovalla tavalla ennakoita ratkaista, minkä lain mukaisen luvan myöntämistä yksittäisen hankkeen toteuttaminen edellyttää, vaan tätä seikkaa on harkittava tapauskohtaisesti sovellettaessa asianomaista lupalakia. Päätökseen sisältyvällä maininnalla siitä laista, jonka mukaisessa menettelyssä verkosto tullaan kyseisen kohteen osalta toteuttamaan, ei siten ole voitu sitovasti ratkaista ennakoita, minkä lain mukaisessa menettelyssä verkostolla on oikeusvaikutuksia. Toisin sanoen tällä maininnalla ei ole voitu ratkaista, miten valtioneuvoston päätös vaikuttaa edellytyksiin toteuttaa erilaisia ympäristöä muuttavia hankkeita verkostoon otetuilla alueilla tai niiden lähi-alueilla.²⁸⁴

*Mikäli heikentämiskielto estää hankkeen, valtioneuvosto voi kuitenkin LSL 66.2 §:n nojalla myöntää yleisistunnossaan luvan hankkeen toteuttamiseen kiellosta poiketen. Poikkeuslupa voidaan pääsääntöisesti myöntää kahden edellytyksen täytyessä: 1) hankkeelle ei ole vaihtoehtoista ratkaisua, ja 2) hanke on tarpeen erittäin tärkeän yleisen edun kannalta pakottavasta syystä. Erityisen tärkeitä yleisen edun kannalta pakottavia syitä voivat olla esimerkiksi sosiaaliset ja taloudelliset syyt.*²⁸⁵

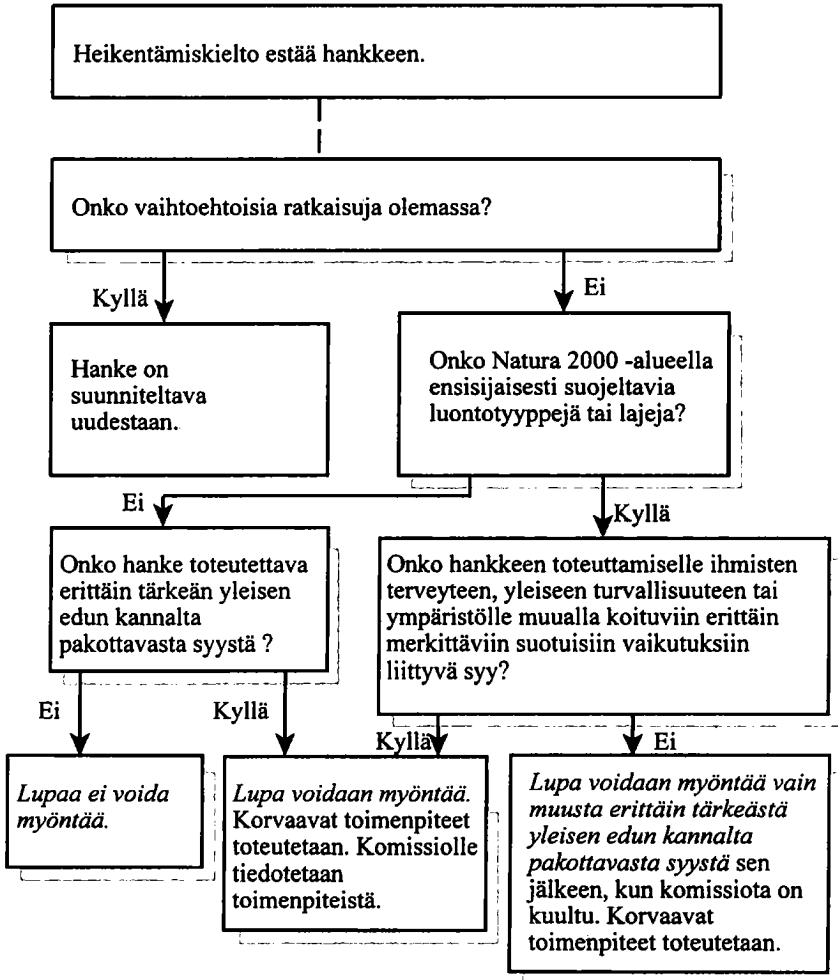
Jos alueella esiintyy luontodirektiivin liitteessä I tarkoitettu ensisijaisesti suojeltava luontotyyppi tai sen liitteessä II tarkoitettu ensisijaisesti suojeltava laji, LSL 66.3 §:n mukaan valtioneuvoston poikkeusluvan myöntämiselle on lisäksi edellytyksenä 1) ihmisten terveyteen, 2) yleiseen turvallisuuteen tai 3) ympäristölle muualla koituihin erittäin merkittäviin suotuisiin vaikutuksiin liittyvä syy taikka 4) muu erittäin tärkeän yleisen edun kannalta pakottava syy. Myös tässä tapauksessa – luontodirektiivin 6 artiklan 4 kohdan tarkoitus kokonaisuudessaan huomioon ottaen – on tutkittava ensin hankkeen vaihtoehtoiset ratkaisut. Ellei kyseessä ole mikään kolmesta ensimmäisestä perusteesta, vaan kohdan 4 mukainen muu syy, on hankittava myös komission lausunto²⁸⁶.

²⁸³ Ks. myös Kuusiniemi 2000c s. 41.

²⁸⁴ Ks. KHO:n (2000:42) ratkaisun 3.3.3 jaksoon kirjatut perustelut.

²⁸⁵ Ks. luontodirektiivin 6 artiklan 4 kohta ja HE:n (79/1996) LSL 66.2 §:ää koskevat perustelut. Ks. myös Kuusiniemi 2000c s. 42.

²⁸⁶ Ks. LSL 66.3 § ja luontodirektiivin 6 artiklan 4 kohdan 3 virke.



Kuvio 19: Natura 2000 -alueisiin liittyvä poikkeuslupaharkinta.

LSL 66.2 ja 66.3 §:n poikkeuslupaharkinnassa ei punnita hankkeen vaikutusten merkitystä Natura 2000 -alueen suojeluarvoille samalla tavoin kuin heikentämiskieltoharkinnassa, mutta vaikutuksilla voi olla merkitystä esimerkiksi niin, että mitä rajumpi vaikutus sitä vahvemmat perusteet poikkeamiselle tarvitaan.²⁸⁷ Tässä suhteessa merkityksellisiä ovat sekä hankkeen vaihtoehdot että hankkeen merkitys yleiselle edulle²⁸⁸. Ensinnäkin vaihtoehtoinen hankkeen

²⁸⁷ Ks. poikkeusharkinnasta myös Kuusiniemi 2000c s. 42–45.

²⁸⁸ Ks. vaihtoehtoista ja merkityksestä yleiselle edulle tarkemmin Suvantola 2003 s. 58–60.

sijoituspaikka voi säilyttää kokonaisuudessaan kyseisen Natura 2000 -alueen suojeluarvot ja toiseksi, mitä vahvemman yleisestä edusta on kyse, sitä vahvemmat ovat poikkeamisen perusteet. Tämän vuoksi onkin biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta tärkeää, että päätösharkinnassa tarvittavat tiedot hankkeen vaihtoehtoista ja merkityksestä yleiselle edulle on asianmukaisesti kirjattu arvioinnin tuloksiin. Myös mahdolliset korvaavat toimenpiteet olisi kirjattava arvioinnin tuloksiin siltä varalta, että hanke toteutetaan valtioneuvoston poikkeusluvalla.

*Ympäristöministeriön on välittömästi, viimeistään poikkeuslupapäätöksen jälkeen, ryhdyttävä toimenpiteisiin, joilla heikentyminen korvataan niin, että Natura 2000:n yleinen kokonaisuus säilyy yhtenäisenä*²⁸⁹. Käytännössä nämä toimenpiteet on valmisteltava poikkeuslupaharkinnan aikana, sillä toteutetut korvaavat toimenpiteet on ilmoitettava komissiolle²⁹⁰. Asianmukaiset kompensoivat toimenpiteet vähentävät haittavaikutuksia esimerkiksi tietyille suojelluille lintulajeille, jos hanke päätetään toteuttaa LSL 66.2 tai 66.3 §:n nojalla vaihtoehtoisten ratkaisujen puuttuessa ja erittäin tärkeän yleisen edun kannalta pakottavista syistä huolimatta vaikutusten arvioinnin kielteisestä tuloksesta LSL 66.1 §:n heikentämiskieltoharkinnassa. Kompensoivien toimenpiteiden suunnittelussa on otettava huomioon luontodirektiivin tarkoitus ja myös kyseisen Natura 2000 -alueen suojeluarvot ja muut niihin liittyvät ekologiset näkökohdat.

LSL 66 §:n joustaviin säännöksiin pohjautuvaa harkintavaltaa ohjaavat myös hallinto-oikeudelliset periaatteet. Näin esimerkiksi suhteellisuusperiaatteella voi olla merkitystä harkittaessa heikentämiskieltoa. LSL 66.1 §:n merkittävyyskynnyksen harkinnassa jää *instrumentaaliselle suhteellisuusperiaatteelle* soveltamisalaa lähinnä silloin, kun heikentämiskieltoharkinnan yhteydessä voidaan asettaa määräyksiä tai ehtoja ennen hankkeen hyväksymistä. Jos näiden määräysten tai ehtojen avulla merkittävyyskynnys ei ylity, hankkeesta vastaavan kannalta saattaa olla suhteellisesti edullisempaa, että hanke toteutetaan jollakin tavoin rajoitetusti kuin että merkittävyyskynnyksen ylittymisen vuoksi se hylättäisiin kokonaan. Myös *varovaisuusperiaate* huomioon ottaen olisi pohdittava mahdollisuutta sijoittaa tai muuten ohjata hanketta asianmukaisin ehdoin tai määräyksiin niin, että Natura 2000 -alueen suojeluarvot eivät merkittävästi heikenny. LSL 66.1 §:n mukainen harkinta ei kuitenkaan sisällä määräysten asettamismahdollisuutta, vaan tämän lainkohdan mukaisen harkinnan ohella on turvauduttava muiden lakien säännöksiin. Voidaankin ajatella, että heikentämiskielton ns. esiharkinnassa selvitetään ennalta näitä mahdollisuuksia rajoittaa muiden lakien nojalla hankkeen haitallisia vaikutuksia suojeluarvoille

²⁸⁹ Ks. LSL 69.2 § ja luontodirektiivin 6 artiklan 4 kohdan 1 virke. Ks. myös Suvantola 2003 s. 62–63.

²⁹⁰ Ks. luontodirektiivin 6 artiklan 4 kohdan 2 virke.

ja heikentämiskielto kytketään saumattomasti muiden lakien mukaiseen ennakkovalvontaan²⁹¹.

Metsien avainbiotooppien turvaaminen. *Metsien avainbiotooppeja koskevassa poikkeuslupaharkinnassa tukeudutaan laillisuusperiaatteen mukaisesti Metsäl 11 §:n joustaviin normeihin ja muihin asiaan kuuluviin säännöksiin.* Tarkoitussidonnaisuusperiaate huomioon ottaen päätöksenteon lähtökohtana on pidettävä Metsäl 3 luvun tarkoittamaa metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamista²⁹². Joustavan normin tulkinta asettaa kuitenkin rajoja tosiasialliselle poikkeuslupaharkinnalle. Metsäkeskuksen onkin pysyttävä Metsäl 11 §:n harkintaperusteiden rajoissa eikä se voi enää ottaa harkittavaksi Metsäl 10.3 §:n säilyttämisenäkökohtia.

*Biodiversiteetin turvaamisen kannalta on merkitystä tulkinnalla, joka annetaan Metsäl 11.1 §:ssä tarkoitetulle maanomistajan ja erityisen oikeuden haltijan käsitteelle*²⁹³. Metsäkeskuksen tulee myöntää lupa tällaisten henkilöiden hakemuksesta. Asia voidaan ilmaista myös niin, että vain kyseisen määritelmän mukaiset henkilöt voivat hakea poikkeusluvan heikentää metsien monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeitä elinympäristöjä vastoin Metsäl 10.3 §:n säilyttämisvelvoitetta. Joissakin tapauksissa hakijan kelpoisuuden puuttumisesta voi siten muodostua este poikkeusluvan saamiselle.

Esimerkkinä on KaivosL 3.1 §:ssä tarkoitettu kaivoskivennäisten etsintätyö. Metsäl 3.2 §:n nojalla ”milloin metsätalousmaan muuhun käyttöön ottaminen sisältää sellaisen toimenpiteen, johon vaaditaan viranomaisen lupa, alueeseen sovelletaan tämän lain säännöksiä siihen saakka, kunnes luvan myöntämistä koskeva päätös on saanut lainvoiman tai kunnes lupaviranomainen on toimivaltansa rajoissa antanut suostumuksensa tällaiselle toimenpiteelle”. Etsintätyössä ”sen, joka etsintätyön yhteydessä aikoo vahingoittaa tai kaataa kasvavia puita, on ilmoitettava siitä etukäteen maanomistajalle tai, milloin tätä ei voida tavoittaa, sen paikkakunnan rekisteritoimistolle, missä työ suoritetaan”. Metsälakia sovelletaan siihen asti, kunnes KaivosL 4.2 §:n valtausoikeus on vahvistettu ja saanut lainvoiman. Jos etsintätyö aiheuttaisi haittaa erityisen tärkeälle elinympäristölle, on kyseenalaista, voisiko etsintäyöntekijä saada poikkeusluvan puiden kaatamiselle ilman maanomistajan hakemusta metsäkeskukselle tai valtausoikeuden vahvistamista. Mikäli kaivoskivennäisten etsintä rinnastetaan edellä kuvatusti esitöissä tarkoitettuihin tavoin ojan tai tien tekemiseen, heikennetään tältä osin

²⁹¹ Ks. LSL 66.1 §:n heikentämiskieltoa ja LSL 66.2 ja 66.3 §:n poikkeuslupaa koskevan harkinnan kytkemisestä muiden lakien mukaiseen päätöksentekoon esimerkiksi Kokko 2002 s. 24–38.

²⁹² Ks. myös Metsäl 1 §, jossa on tietenkin myös puuntuotannollinen ulottuvuus.

²⁹³ HE:n nojalla ”tien ja laskuojan tekemisen osalta maanomistajalla tai erityisen oikeuden haltijalla ei tarkoitettaisi tärkeään elinympäristöön aiotun tien tai ojan alueen omistajaa tai haltijaa, vaan sitä, jonka omistaman tai hallitseman alueen metsätaloutta aiottu tie tai oja palvelee”. Toisaalta harkitaan tapauskohtaisesti, ”tarvitaanko poikkeusluvan myöntämiseksi maanomistajan hakemus vai riittääkö erityisen oikeuden haltijan hakemus ja voidaanko lupa myöntää hänelle.” (Ks. HE:n 63/1996 Metsäl 11 §:ää koskevat erityiset perustelut.)

biodiversiteetin turvaamista, sillä etsijä saisi todennäköisesti Metsäl 11.1 §:n mukaisen luvan.

Lähtökohtaisesti Metsäl 11 §:n poikkeuslupaharkintaa ohjaa asiasidonnaisuudenperiaate. Asiasidonnaisuus suhteellistuu kuitenkin eri perustein eri tilanteissa. Harkintavaltaa määrittää esimerkiksi luvan Metsäl 11.2 §:n edellytysten kytkeä jäljempänä kuvattavin tavoin KMRL 19 §:n mukaiseen tukeen. Joissakin tapauksissa poikkeuslupaharkinta saattaa linkittyä myös Metsäl 14 §:n mukaisen metsänkäyttöilmoituksen tarkastamiseen²⁹⁴. Toisaalta Metsäl 11 §:n poikkeuslupaa koskeva asia saattaa kytkeytyä myös Metsäl 15.1 §:n neuvotteluihin ja Metsäl 16.1 §:n tarkoittamaan käsittelykieltoon esimerkiksi tilanteessa, jossa ilman Metsäl 11 §:n lupaa (tai luvan vastaisesti) on ryhdytty Metsäl 10.3 §:n kieltoa loukkaaviin toimenpiteisiin. Metsäl 2.3 §:n säännös saattaa edellyttää myös esimerkiksi eräiden LSL:n, VL:n ja YksityistieL:n säännösten huomioon ottamista²⁹⁵. Myös Natura 2000 -alueen suojeluarvoihin vaikuttava toimenpide saattaa edellyttää LSL 65 §:n arviointia ja 66 §:n päätöksiä ennen kuin Metsäl 11 §:n mukainen lupa voidaan sille myöntää.

Metsäl 11 §:n poikkeuslupajärjestelmällä on tosiasiaa siirretty painopistettä biodiversiteetin, tarkemmin erityisen tärkeiden elinympäristöjen suojelusta yksittäisen kansalaisen oikeuteen käyttää omaisuuttaan. Metsäl 11 §:n sanamuodon perusteella näyttäisi pääpaino yleisen edun sijasta olevan yksittäisen luvan hakijan oikeusturvalla. Hakija voi Kiviniemen mukaan lähtökohtaisesti valita, hakeeko hän poikkeuslupaa ko. elinympäristöjä heikentävään käyttöön tai hoitoon vai käyttäkö hän KMRL 19 §:n mukaista rahoitusta pitäytyessään käyttö- tai hoitotoimenpiteistä²⁹⁶. Myös Laaksonen, Tolvanen ja Similä ovat asettuneet samalle kannalle²⁹⁷. Toista kantaa edustavat Pappila ja Kuusiniemi, jotka pitävät kyseistä tulkintaa ympäristöperusoikeussäännöksen ja Metsäl 1 §:n tavoitteiden kannalta epätydyttävänä²⁹⁸. Asiaa on syytä analysoida tarkemmin.

Kirjallisuudessa omaksuttu kanta hakijan valinnan vapaudesta merkitsisi, ettei KMRL 19 §:n ympäristötukiasiaa voitaisi ottaa huomioon riittäväällä tavalla Metsäl 11 §:n lupa-asian esikysymyksenä, vaikka KMRL 19 §:n ympäristötuen myöntäminen edistäisi Metsäl 1 §:n tarkoituksen ja Metsäl 10.1 §:n yleisperiaatteen mukaisesti metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamista. Myös PerustusL 20 §:n perusoikeudet tukisivat vastuun ottamista biodiversiteetin turvaamisesta tässä tilanteessa.²⁹⁹ Näistä lähtökohdista on syytä argumen-

²⁹⁴ Ks. MetsäA 9 § ja HE:n (63/1996) Metsäl 14 §:n perustelut. Ks. myös HE:n (218/1998) Metsäl 14.2 §:n perustelut. Ks. myös jakso 5.4.2.

²⁹⁵ Ks. myös HE:n (63/1996) Metsäl 2.3 §:n perustelut.

²⁹⁶ Ks. Kiviniemi 1997 s. 137.

²⁹⁷ Ks. Laaksonen 2002 s. 43, Tolvanen 1998 s. 196 ja Similä 1997 s. 130.

²⁹⁸ Ks. Pappila 1998 s. 166–167 ja Kuusiniemi 1998 s. 100.

²⁹⁹ Ks. Pappila 1998 s. 166–167 ja 1999 s. 43–44.

toida hakijan ympäristötukea ja poikkeuslupaa koskevaa valinnan vapautta vastaan, vaikka hänelle myönnettäisiinkin Metsäl 11.1 §:n nojalla lähtökohtainen poikkeuslupavaade³⁰⁰. *Kyse on siis biodiversiteetin turvaamisen huomioon ottavasta Metsäl 11.2 §:n tulkinnasta seuraavassa tarkemmin ilmenevin perustein.*

1) HE:ssä korostetaan KMRL 19 §:n mukaisen tuen ensisijaisuutta alueilla, joiden biologisen monimuotoisuuden säilyttäminen tai monikäytön huomioon ottaminen on metsätalouden alueellisessa tavoiteohjelmassa todettu aluerakenteen kannalta tärkeäksi³⁰¹. Näissä tapauksissa metsäkeskuksen olisi kehotettava maanomistajaa ensisijaisesti hakemaan KMRL 19 §:n mukaista tukea ennen Metsäl 11 §:n mukaisen poikkeuslupa-asian ratkaisemista³⁰². Jos tukea ei myönnetä, voi metsäkeskukselta hakea poikkeuslupaa. Puhtaasti Metsäl 11.2 §:n sanamuodon perusteella vaikuttaisi siltä, ettei metsäkeskus voi edes näissä tapauksissa ohjata maanomistajaa tai muuta sellaista luvan hakijaa KMRL 19 §:n mukaisen tuen hakemiseen ennen Metsäl 11 §:n poikkeuslupa-asian ratkaisemista³⁰³. *Metsäl 11.2 §:ää ja sitä kautta koko poikkeuslupanormia on kuitenkin tulkittava tarkoituksensa mukaisesti.*

2) Hallituksen esitykseen metsälain antamassaan vastauksessa eduskunta edellytti, ”ettei metsälain 11 §:n poikkeusmenettelyä sovelleta siten, että kestävä metsätalouden rahoituksesta hyväksytyyn lain 19 §:n mukaiset tukitoimenpiteet sivuutetaan vaarantaen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen”³⁰⁴. Kun Metsäl 11.2 §:n sanamuotoa tulkitaan kyseisen eduskunnan vastauksen tarkoittamalla tavalla, Metsäl 11.2 §:n tarkoitus onkin, ettei lupaa saa antaa ennen kuin on selvitetty, voidaanko kysymyksessä olevaa toimenpidettä varten myöntää KMRL 19 §:n mukaisesti tai muuten riittävä tuki valtion varoista. *Metsäl 11.2 § muodostaa siten Metsäl 11.1 §:n lähtökohtaisen poikkeuslupavaateen kumoavan säännöksen.*

3) Poikkeusluvan hakijan näennäisellä oikeusturva-argumentilla ei voida estää Metsäl 11 §:n mukaista harkintavaltaa, jota Metsäl 3 luvulla kokonaisuudessaan on nimenomaan tarkoitettu³⁰⁵. Metsäl 10 §:n *ratio legis* korottaa Metsäl 1 §:n tavoite huomioon ottaen yleisen edun, metsäluonnon monimuotoisuuden ja erityisen tärkeiden elinympäristöjen suojelun, omaisuuden ”vaapaan” käyttöoikeuden edelle. Metsäl 10.1 § sisältää yleisperiaatteen metsä-

³⁰⁰ Ks. poikkeuslupavaateesta esimerkiksi Kuusiniemi 2001 s. 213.

³⁰¹ Ks. HE:n (63/1996) Metsäl 11 §:ää koskevat erityiset perustelut.

³⁰² Ks. myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 566.

³⁰³ Ks. yksinomaan Metsäl 11 §:n sanamuodossa pitäytyvästä tulkinnasta esimerkiksi Kiviniemi 1997 s. 137 ja Tolvanen 1998 s. 196.

³⁰⁴ Ks. EV 209/1996 s. 1.

³⁰⁵ Ks. yleisesti aiheesta (oikeusturva-argumentti vs. lain tarkoitusta vastaava harkinta) Mäenpää 1992 s. 180.

luonnon monimuotoisuuden turvaamisesta³⁰⁶. Tämä yleisperiaate on metsäkeskusten otettava huomioon esimerkiksi laadittaessa Metsäl 4 §:ssä tarkoitettuja metsätalouden alueellisia tavoiteohjelmia sekä annettaessa suosituksia maanomistajille. Metsäl 10.2 ja 10.3 § puolestaan sisältävät kaikkia velvoittavan vähimmäistason avainbiotooppien säilyttämiselle³⁰⁷. Näillä perusteilla erityisen tärkeiden elinympäristöjen turvaamista voidaan pitää ensisijaisena velvoitteena, josta voidaan poiketa Metsäl 11 §:n perusteella, mutta Metsäl 10 §:n tarkoitus huomioon ottaen vasta viimeisenä keinona.

Metsäl 10 §:n tarkoitus huomioon ottaen metsäkeskuksen olisi aina Metsäl 11.2 §:n nojalla harkittava mahdollisuutta tukien käyttöön hakemuksen mukaisessa asiassa ja tarvittaessa kehotettava poikkeusluvanhakijaa tuen hakemiseen ennen asian ratkaisemista. Jos on ilmeistä, että tuki evättäisiin esimerkiksi tukivarojen puutteessa, poikkeuslupa-asia olisi suhteellisuusperiaate huomioon ottaen heti käsiteltävä³⁰⁸. Poikkeuslupa voidaan Metsäl 11.2 §:n nojalla myöntää, mikäli KMRL 19 §:n mukainen tuki syystä tai toisesta evätään tai on evätty.

Metsäl 11.2 §:n tarkoituksen mukaisessa harkinnassa ei puututa PerustusL 15 §:n vastaisesti omaisuuden suojaan, koska maanomistaja (tai muu sellainen edunmenetyksestä kärsivä taho) voi KMRL 19.1 §:n nojalla saada ympäristötukea eli rahoitusta metsiensä monimuotoisuuden suojelun lisäkustannuksiin ja omaisuutensa käytön rajoittamisesta aiheutuviin vähäistä suurempiin taloudellisiin menetyksiinsä. Tuella pyritään metsäomaisuuden biodiversiteettiä kasvattamiseen. Jos maanomistaja ei metsäkeskuksen kehotuksesta huolimatta käytä tuen hakemismahdollisuutta, voidaan poikkeuslupahakemus edellä kuvatuin perustein hylätä Metsäl 11.2 §:n nojalla³⁰⁹.

Varsinaisen poikkeuslupaharkinnan on pohjauduttava Metsäl 11 §:n lupavaatimuksiin. Näiden joustavien normien jättämää harkintavaltaa ohjaavat lisäksi asianmukaisuuden vaatimus ja muutkin kuin edellä mainitut harkintavallan yleiset rajoitusperiaatteet³¹⁰. Jos metsäkeskus päätyy Metsäl 11.2 §:n perusteella kehotukseen hakea ensin ympäristötukea sekä poikkeusluparatkaisun lykkäämiseen kunnes tukiasia on ratkaistu, täytyy kehotuksen ja lykkäyksen

³⁰⁶ Esitöiden mukaan ”pykälän 1 momentissa säädettäisiin yleinen velvoite ylläpitää metsien hoidossa ja käytössä edellytykset metsien biologiselle monimuotoisuudelle ominaisten elinympäristöjen säilymiselle. Kyse olisi yleisperiaatteesta, jonka mukaan talousmetsien hoidossa ja käytössä edistettäisiin sellaisia metsän käsittelymenetelmiä, jotka turvaisivat erilaisiin biotooppiin ja metsän eri kehitysvaiheisiin sekä ekologisiin tilanteisiin sopeutuneille eliöille riittävästi elinmahdollisuuksia”. (Ks. HE 63/1996 Metsäl 10.1 §:ää koskevat perustelut.)

³⁰⁷ Esitöiden nojalla Metsäl 10 §:n ”2 ja 3 momentin tarkoituksena on säätää kaikkia velvoittava monimuotoisuuden säilyttämisen vähimmäistaso määrättyjen erityisen tärkeiden elinympäristöjen osalta, jotka olisivat mahdollisimmin yksiselitteisesti tunnistettavissa ja rajattavissa maastossa” (Ks. HE 63/1996 Metsäl 10.2 ja 10.3 §:ää koskevat perustelut.)

³⁰⁸ Ks. suhteellisuusperiaatteesta tarkemmin jakso 4.2.3.

³⁰⁹ Ks. Kuusiniemi 1998 s. 100. Vrt. esimerkiksi Kiviniemi 1997 s. 137 ja Tolvanen 1998 s. 196.

³¹⁰ Ks. harkintavallan rajoitusperiaatteista tarkemmin jakso 4.2.3.

olla objektiivisesti perusteltavissa ja yhdenvertaisia suhteessa muihin vastaviin ratkaisuihin³¹¹. Nämä seikat voivat tulla tutkittavaksi myös muutoksenhaussa.

Maa- ja metsätalousministeriön hallinnollinen ohjaus voi vaikuttaa metsäkeskusten Metsäl 11 §:n mukaiseen poikkeuslupaharkintaan. Metsäl 24 §:n nojalla metsälain täytäntöönpanon johto ja valvonta kuuluvat metsätalousasioissa toimivaltaiselle ministeriölle eli käytännössä maa- ja metsätalousministeriölle, joka voi tarvittaessa antaa tarkempia määräyksiä ja ohjeita MetsäA:n täytäntöönpanosta³¹² eli esimerkiksi koskien erityisen tärkeisiin elinympäristöihin kohdistuvia toimenpiteitä³¹³. Tällaisen ohjauksen on tietenkin oltava yleistä ja sen on pysyttävä valtuutussäännöksen antamissa rajoissa.

*Metsäl 11 §:n mukaista harkintavaltaa ohjaavat tosiasiasa myös hallintomenettelyn yleiset vaatimukset ja periaatteet*³¹⁴. Vaatimuksia ovat asian selvittämisvelvollisuus (HMenL 17 §), asianosaisten kuulemisvelvoite (HMenL 15 §) sekä päätöksen sisältövaatimukset ja perusteleminenvelvollisuus (HMenL 23 ja 24 §). Metsäl 11 §:n mukaisista päätöksistä tulisikin käydä ilmi normatiivisten edellytysten lisäksi myös harkinnan perustana olevat pääasialliset toiseikat. Poikkeuslupa ilmaisee harkinnan tuloksena, mihin päätöksen kohteena oleva asianosainen on ”oikeutettu tai velvoitettu”.³¹⁵ Metsäl 11 §:n mukaisessa päätöksessä olisi mainittava ainakin kenelle poikkeuslupa on myönnetty, mitä aluetta lupa koskee ja mitkä toimenpiteet luvalla sallitaan sekä tarvittavat lupaehdot, kuten luvan voimassaoloaika.

Biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta Metsäl 10.3 §:n mukaisesta erityisen tärkeiden elinympäristöjen eli avainbiotooppien säilyttämisvelvoitteesta poiketaan liian rajallisten harkintaperusteiden vuoksi. Metsäl 11 §:n tarkoittama poikkeuslupa on myönnettävä, ellei hakija syystä tai toisesta saa ympäristötukea tai mikäli hakijalle aiheutuu säilyttämisvelvoitteesta vähäistä suurempi taloudellinen menetys³¹⁶. Poikkeusluvan edellytyksissä korostuu perinteinen oikeussubjektiajattelu. Oikeussubjektin asemassa olevaa yksityishenkilöä ja hänen omaisuuttaan suojataan valtion vallankäytöltä. Mutta samalla unohdetaan oikeussubjektittoman biodiversiteetin turvaamisnäkökohdat. Metsäl 11 §:n poikkeusluvasta puuttuu aito intressivertailu, jossa luvan myöntämistä pohdittaisiin ekologisten faktojen näkökulmasta. Näin ollen biodiversiteetin turvaamisen kannalta sattumanvaraiset seikat, kuten maanomistajan varalli-

³¹¹ Ks. myös jaksossa 6.3 oleva kaavio.

³¹² Ks. MetsäA 13 §.

³¹³ Ks. esimerkiksi MMMp metsälain soveltamisesta 9 §.

³¹⁴ Ks. periaatteista myös jakso 4.2.3.

³¹⁵ Ks. myös Mäenpää 1992 s. 184–185.

³¹⁶ Ks. menetyksen vähäisyyden rajasta esimerkiksi Pappila 1998 s. 166 ja Laaksonen 2002 s. 42–44.

suusasema³¹⁷ tai ympäristötukiin käytettävissä olevat määrärahat³¹⁸, voivat lopulta ratkaista, tuhotaanko erityisen tärkeät elinympäristöt vai ei. Biodiversiteettiä koskevat faktat eivät ole mukana varsinaisessa MetsäL 11 §:n poikkeuslupaharkinnassa, joten myöskään biodiversiteettioikeudellisille strategioille ja periaatteille ei jää tässä joustavassa normissa kunnollista soveltamisalaa. Niillä on tilaa lähinnä lupaharkinnan esikysymyksissä eli harkittaessa luvan tai ympäristötuen tarvetta³¹⁹ sekä pohdittaessa tapaa, jolla poikkeus toteutetaan niin, että asianomaiselle aiheutuva menetys jää vähäiseksi. Näissäkin tapauksissa hakemus määrittelee pitkälti harkinnan rajaehdot.

5.4.4 Päätöksenteko eri instrumenteissa

Biodiversiteettiä turvaavin instrumentein voidaan päätöksentekoa ohjata sisällyttämällä päätösharkinnan edellytykset instrumentteihin kytkeytyviin normeihin. Erityisesti hallinnollisiin instrumentteihin liittyy lukuisia päätöstilanteita, joilla toisaalta suojellaan biodiversiteettiä ja toisaalta sallitaan sen osien käyttö tai heikentyminen. Päätöksentekoon kohdistuvan ohjauksen lopullinen kohde on konkreettisesti biodiversiteettiin vaikuttava toimija. Esimerkiksi lupainstrumentteihin sisältyvässä harkinnassa pyritään lupapäätöksellä ja -ehtojen avulla siirtämään lain yleiset normit yksittäistapauksissa noudatettaviksi käyttäytymisnormeiksi³²⁰.

Tavallisesti instrumentit sisältävät päätöksentekoa sääntelevät sisältönormit tai ainakin instrumenteissa viitataan sellaisiin normeihin, joiden nojalla lopullinen hallintopäätös tai muu sellainen ratkaisu tehdään. Jos luonnonvarojen käytön ohjaus toteutuu hallintopäätöksellä, on päätöksenteolle määritelty vaikiintuneesti oikeudelliset puitteet³²¹. Näin ei ole kuitenkaan niissä tilanteissa, joissa ohjaava ratkaisu ei ole hallintopäätös. Jälkimmäisissäkin tapauksissa jonkinlainen analogia hallintopäätöksiin lienee usein mahdollinen.

Instrumenteissa ohjaavan hallintopäätöksen tai muun tällaisen ratkaisun tekee viranomainen tai siihen rinnastettavissa oleva taho, joka ”voi”, jolla ”on oikeus” tai jolla ”on valta” ryhtyä lain nojalla sellaisen ratkaisun tai päätöksen tekemiseen. Vaihtoehtoiset ratkaisumahdollisuudet kietoutuvat siten kysymykseen toimivallasta. Toisaalta ratkaisu- tai päätösvalta jakautuu hallintopäätöksen edellytysten arviointiin ja päätöksen asiakysymyksen (päättösisällön) ratkaisemiseen.³²² Mikäli toimivalta rajoittaa tosiasiaa mahdollisuuksia tehdä biodiversiteettiä turvaavia päätöksiä, kaikki biodiversiteettiä koskevat selvitykset päätöksenteon tueksi voivat osoittautua turhiksi. Myös toimivaltaan liittyvät

³¹⁷ Ks. MetsäL 11.1 §.

³¹⁸ Ks. KMRL 24.3 §:n 1 virke.

³¹⁹ Ks. myös jakso 5.2.1.

³²⁰ Ks. ennakkovalvontajärjestelmistä myös Kuusiniemi ym. 2001 s. 101.

³²¹ Ks. Mäenpää 2000 s. 351.

³²² Ks. Laakso 1990 s. 194.

epäselvyydet voivat estää tehokkaan biodiversiteetin turvaamisen. *Turvaamisinstrumenttien toimivaltasäännösten selkeyteen olisikin kiinnitettävä erityistä huomiota.*

Biodiversiteetin turvaaminen päätöksenteossa edellyttää, että paitsi toimiyö harkintavaltanormit mahdollistavat kattavasti biodiversiteettiin kohdistuvien vaikutusten ja turvaamissuhteen huomioon ottamisen. Näin ei kuitenkaan käytännössä näytä olevan. Esimerkiksi harkintavallan yhteys biodiversiteetin turvaamiseen on analysoiduissa instrumenteissa hieman sattumanvarainen. Tämä havainto selittyy osin sillä, että hallinto-oikeuden perinteisinä turvaamiskohteina ovat yksityishenkilöt eivätkä suinkaan biodiversiteetin osat. Oikeudellisesti relevanttien suhteiden on päätöksenteossa mielletty tavallisesti syntyvän vain oikeussubjektien eli esimerkiksi valtion (oikeastaan viranomaisten) ja yksityisen luvanhakijan välille. Vaikka päätöksenteko voi tosiasiasa kohdistua biodiversiteetin osaan, eivät päätösnormit aina anna välineitä tarkastella luonnontieteellisiä faktoja biodiversiteetin turvaamissuhteessa.

Toimi- ja harkintavallan ekskurssit osoittavat, että biodiversiteetin turvaamistavoitteiden huomioon ottaminen ja turvaamissuhteen havaitseminen edistävät instrumentteihin liittyvän päätöksenteon kokonaisvaltaista ymmärtämistä ja joustavien normien tulkintaa. Näistä havainnoista kerrotaan vielä 1) Natura 2000 -alueiden ja 2) metsien avainbiotooppien turvaamismekanismien osalta tiivistetysti seuraavassa.

Natura 2000 -alueiden suojeluarvoja turvataan LSL 10 luvussa mekanismilla, joka koostuu arviointi- ja lausunntomenettelystä sekä heikentämiskieltoharkinnasta. Heikentämiskiellosta voidaan poiketa valtioneuvoston luvalla. Heikentämiskieltoharkinnan tekee toimivaltainen viranomainen, joka hyväksyy asiaan kuuluvan hankkeen tai suunnitelman. Toimivalta ratkaistaan ensisijaisesti kulloinkin sovellettavan ennakkovalvontamenettelylain perusteella. LSL ja luontodirektiivi antavat kuitenkin suuntaviivat toimivallan käytölle. Poikkeuslupan myöntävä valtioneuvosto ei yleensä ole toimivaltainen tekemään heikentämiskieltoratkaisua. Heikentämiskieltoharkinta pohjautuu LSL 66.1 §:ään, mutta tosiasiasa kyse on kokonaisvaltaisesta harkinnasta, jossa korostuu ekologinen näkökulma. Lähtökohtana harkinnassa on suojeluarvojen heikentymisen merkittävyyskynnys. Merkittävä heikennys estää hankkeen toteutumisen ilman valtioneuvoston poikkeuslupaa. Suhteellisuusperiaate huomioon ottaen heikentämiskieltoon liittyvän päätöksen yhteydessä on harkittava keinoja rajoittaa hankkeen tai suunnitelman toteutumisen haitallisia vaikutuksia Natura 2000 -kohteen suojeluarvoille. Käytännössä tämä merkitsee heikentämiskieltoharkintaan kytkeytyvien ennakkovalvontalakien sisältämien ympäristövaikutusten estämis- ja ehkäisemiskeinojen huomioon ottamista heikentämiskieltoharkintaa käynnistettäessä³²³.

³²³ Ks. tarkemmin Kokko 2002 s. 33–37.

Biodiversiteettioikeuden systematisoinnin kautta on mahdollista ymmärtää Metsäl 3 luvun sääntely suojele- ja poikkeuslupainstrumenttien yhdistelmäksi, jossa avainbiotooppien turvaaminen on ensisijaista. Tämä havainto antaa aihetta tarkistaa joustavien normien tulkintoja ja erityisesti kirjallisuudessa esiintynyttä kantaa Metsäl 11 §:n lupainstrumentin suhteesta KMRL 19 §:n ympäristötukeen, kun harkitaan kyseisen poikkeusluvan myöntämistä.

5.5 BIODIVERSITEETIN TURVAAMISEN VARMISTAMINEN

5.5.1 Instrumenttien kattavuus

Instrumenttien mukaisen ohjauksen on oltava riittävän kattavaa. Turvattaessa biodiversiteettiä oikeudellisin mekanismein tarvitaan, kuten edellisissä jaksoissa todettiin, mekanismin käynnistymistä sekä siihen sisältyvää asianmukaista menettelyä ja päätöksentekoa. Nämä vaiheet ovat kuitenkin turhia, ellei mekanismin avulla kyetä varmistamaan biodiversiteetin turvaamisen toteutumista³²⁴.

Biodiversiteettiä turvaavien instrumenttien menettelyt päättyvät eri tavoin. Esimerkiksi YVAL 2 luvun arviointimenettely päättyy, kun yhteysviranomaisen toimittaa lausuntonsa arviointiselostuksesta sekä muut lausunnot ja mielipiteet hankkeesta vastaavalle³²⁵. Natura 2000 -turvaamisen menettely päättyy yleensä lainvoimaiseen LSL 66.1 §:n heikentämiskielltopäätökseen, joskin siihen saattavat kytkeytyä LSL 66.2 § ja 66.3 §:n poikkeuslupamenettelyt sekä muiden ennakoivalvontalakien mukaiset menettelyt. Karhun kiintiöpyynti päättyy joko Lapin riistanhoitopiirin kuulutukseen kiintiön täytyttyä tai viimeistään metsästyskauden päättymiseen. Metsien avainbiotooppeja koskeva poikkeuslupamenettely ja metsätalouden ympäristötukimenettely päättyvät lainvoimaiseen päätökseen.

Instrumenttien menettelyiden päättymisestä huolimatta niihin kytkeytyvä oikeudellinen ohjaus ei useinkaan pääty. Esimerkiksi arvioinnin tulosten toteuttaminen ja päätöksen toimeenpano edellyttävät säännöksiä, joilla varmistetaan, että biodiversiteetti turvataan laissa ja instrumentin mukaisessa ohjauksessa tarkoitettulla tavalla. *Biodiversiteetin turvaaminen onkin varmistettava instrumentteihin linkittyvin säännöksin.*

³²⁴ Ks. ohjauksen toteutumisesta jakso 4.5.

³²⁵ Ks. YVAL 12 §.

5.5.2 Varmistamiskeinot eri instrumenteissa

Yleistä. Biodiversiteettiä turvaavan instrumentin ohjaustarkoituksen toteuttaminen voidaan varmistaa erilaisin keinoin. Voidaan ajatella, että nämä keinot valitaan sen mukaan, miten tärkeää implementoinnin onnistuminen on. Suojueluarvoiltaan korkeissa kohteissa ja vaikutuksiltaan merkittävän haitallisissa toimenpiteissä varmistamiskeinojen toimivuus korostuu.

Varmistamiskeinot voidaan jakaa viiteen ryhmään: 1) instrumentti sisältää yleensä jonkinlaiset tiedot, ehdot tai määräykset, joilla rajoitetaan biodiversiteetille tai sen osille aiheutuvia merkittäviä haitallisia vaikutuksia; 2) instrumentin toimivuus saatetaan varmistaa puolueettoman viranomaisen tai muun toimielimen tarkastuksin; 3) instrumenttiin kytkeytyy tavallisesti normeja asetettujen vaatimusten toteutumisen seurannasta ja valvonnasta; 4) instrumenttiin liittyy usein säännökset pakkokeinoista, korvauksista ja sanktioista vaatimusten vastaisten toimien ja laiminlyöntien varalle sekä 5) lisäksi saattaa olla muita yksittäisiä keinoja, joilla biodiversiteetin turvaamistavoitteet pyritään varmistamaan.

Haitallisten vaikutusten ehkäisy ja vähentäminen. Ohjattavan toimenpiteen haitallisia vaikutuksia voidaan ehkäistä ja vähentää eri tavoin. Arvioinnissa tämä voi tapahtua kokoamalla tietoja hankkeen tai suunnitelman toteuttamisen haitallisista vaikutuksista. Nämä tiedot voidaan ottaa huomioon päätöksenteossa.

LSL 65 ja 66 §:ssä ei varsinaisesti säädetä hankkeen Natura 2000 -alueelle ulottuvien vaikutusten ehkäisystä ja rajoittamisesta. Asian luonteeseen kuitenkin kuuluu, että toiminnanharjoittaja pyrkii arvioinnin tuloksissa esittelemään muun muassa keinot hankkeen haitallisten vaikutusten ehkäisemiseksi ja rajoittamiseksi osoittaakseen päätöksentekijälle, ettei hanke LSL 66.1 §:n tarkoittamalla tavalla merkittävästi heikennä niitä luonnonarvoja, joiden suojelemiseksi alue on sisällytetty tai on tarkoitus sisällyttää Natura 2000 -verkostoon. Jos tämä heikennys on merkittävää, hanketta ei voida LSL 66.1 §:n heikentämiskiellon vastaisesti hyväksyä ilman LSL 66.2 ja 66.3 §:issä tarkoitettua poikkeuslupaa. LSL 66.1 §:n harkintaan muodostuu arvioinnin ja siitä annetun lausunnon perusteella ”joko tai” -tilanne, jota voi tosin lieventää tähän ennakkovalvontaratkaisuun liittyvä muiden lakien mukainen ehtojen ja määräysten harkinta.

Jos LSL 65.1 §:n mukainen Natura 2000 -aluetta koskeva arviointi on osa YVAL 2 luvun mukaista hankkeiden arviointia, arviointiselostukseen kirjataan ehdotukset hankkeen haitallisten vaikutusten ehkäisemiseksi ja rajoittamiseksi. Arvioinnin tuloksista kyseiset ehdotukset voivat siirtyä ehtoihin tai määräyksiin, jotka annetaan – LSL 66 §:n mukaisen harkinnan jälkeen – erityislakien nojalla tehtävissä päätöksissä. Esimerkiksi LSL 66.2 tai 66.3 §:n poikkeuslupan myöntämisen jälkeen tehty ympäristölupaviraston ojitusta koskeva lupapäätös ja ojitustoimituksen päätös voivat sisältää määräyksiä,

joilla ehkäistään kyseisestä hankkeesta aiheutuvia, Natura 2000 -kohteen suojeluarvoja merkittävästi heikentäviä vaikutuksia³²⁶.

Ennakkovalvonnassa ja erityisesti lupamenettelyissä voidaan toimenpiteen haitallisten vaikutusten ehkäisemiseksi ja vähentämiseksi käyttää ehtoja tai määräyksiä. Tällöin lähtökohtana on kuitenkin pidettävä sitä, että instrumentin säännökset sisältävät tällaisten ehtojen ja määräysten antamismahdollisuuden. Toisaalta aineellinen suhteellisuusperiaate saattaa tukea määräysten käyttöä nimenomaisten säännösten puuttuessa, jos lupaa ei muuten voitaisi lainkaan myöntää. Esimerkiksi Metsäl 10.3 §:n mukaisesta erityisen tärkeiden elinympäristöjen suojelusta Metsäl 11 §:ssä metsäkeskukselle annettu poikkeamisvaltuutus ei nimenomaisesti sisällä mainintaa lupaehdoista. Näin ollen lupaehdot voidaan tässä tapauksessa antaa lähinnä luvanhakijan suostumuksella ja tilanteessa, jossa lupa jouduttaisiin muuten, ilman ehtoja, epäämään. Ehtojen on pitädyttävä päätösvallan rajoissa.³²⁷

Viranomaisella on LSL 66.1 §:n nojalla valta päättää hankkeen lupa- tai muun sellaisen hakemuksen hylkäämisestä, joten lähtökohtana voidaan pitää – vaikka ehtojen tai määräysten asettamisesta ei ole tässä päätösnormissa nimenomaista mainintaa – että viranomaisella on toimivalta myös hyväksyä ainakin muiden asiaan sovellettavien lakien nojalla hakemus joltain osin rajoitettuna³²⁸. Myös hallinto-oikeuden suhteellisuusperiaate huomioon ottaen voitaisiin ajatella, että jopa suoraan LSL 66.1 §:n nojalla voitaisiin hankkeen hyväksyvässä päätöksessä asettaa määräyksiä tai ehtoja, kun päätös ilman näitä määräyksiä tai ehtoja johtaisi päätöksen kohteena olevan hankkeen hylkäämiseen kokonaan³²⁹. Nämä määräykset tai ehdot voidaan antaa hankkeesta Natura 2000 -alueen suojeltaviin luonnonarvoihin kohdistuvien haitallisten vaikutusten ehkäisemiseksi ja rajoittamiseksi. Tulkintaa puoltaa se, että kaikissa tilanteissa muut ennakkovalvontaa koskevat säännökset eivät sisällä mahdollisuutta rajoittaa hanketta ehdoin tai määräyksin³³⁰.

Lupaehtojen ja -määräysten merkitys haitallisten vaikutusten ehkäisemisessä ja vähentämisessä vaihtelee hallintoluvasta toiseen. Esimerkiksi suurpetojen pyyntiluvalla on suhteellisen pieni merkitys pyynnin haitallisten vaikutusten ehkäisyssä ja rajoittamisessa verrattuna moniin muihin hallintolupiin, sillä MetsästysL:n säännökset metsästyksen harjoittamisesta (3 luku) ja sallituista metsästystavoista (4 luku) sitovat metsästyksen harjoittajaa suoraan ilman että niitä tarvitsee erikseen lupapäätöksessä mainita³³¹. Näin ollen MetsästysA

³²⁶ Ks. VL 6:2, 6:10 ja 19:9 sekä soveltuvilta osin 2 ja 9 luku.

³²⁷ Ks. Mäenpää 2000 s. 371.

³²⁸ Ks. Mäenpää 1992 s. 223.

³²⁹ Ks. myös Mäenpää 1992 s. 224.

³³⁰ Ks. esimerkiksi Metsäl 5 luku.

³³¹ Ks. myös MetsästysA 10–20 §.

4 §:ssä mainitut suurpetojen pyyntilupien sisältämät määräykset on suhteutettava koko metsästyslainsäädäntöön ja erityisesti MetsästysL 3 ja 4 luvun säännöksiin pohdittaessa niiden merkitystä ja muita pyyntiluvan keinoja ehkäistä ja rajoittaa haitallisia vaikutuksia riistaeläimille ja muulle luonnolle.

Metsätalouden ympäristötuesta eli metsien monimuotoisuuden ylläpitämisestä metsäkeskus sopii yleensä asianomaisen maanomistajan kanssa³³². Toisinaan erityisen oikeudenhaltija³³³ on varsinaisena sopimuspuolena, jolloin sopimus kuitenkin allekirjoitetaan yhdessä maanomistajan kanssa ja sopimukseen otetaan erityinen määräys tuen saajasta.³³⁴ *Aivan kuten ympäristötuen maksaminen voi perustua sopimukseen, myös biodiversiteettiä turvaavat ehdot voidaan kirjata itse sopimukseen.* Laissa on kuitenkin pyrittävä asettamaan riittävät puitesäännökset sopimusehdoille.

Ympäristötukisopimuksen ehdoin tai -määräyksin voidaan ohjata metsien hoitoa ja käyttöä niin, että ehkäistään ja rajoitetaan haitallisia vaikutuksia biologiselle monimuotoisuudelle. Sopimukseen kirjataan muun muassa asiaan kuuluvien kiinteistöjen yksilöintitiedot, sopimuksen kohteena olevat alueet, sopimusaika, käyttörajoituksen sisältö, mahdolliset ympäristönhoitotyöt, ympäristötuen laskennassa käytettävät perusteet ja ympäristötuen maksuajankohdat. Sopimukseen sisällytetään määräys maanomistajan velvollisuudesta huolehtia siitä, että luovuttaessaan sopimuksen kohteena olevan alueen tai sen osan, luovutuskirjassa on ehto, jonka mukaan uusi omistaja sitoutuu täyttämään ympäristötukisopimuksen velvoitteet sopimuskaudesta jäljellä olevan ajan³³⁵. Samalla määrätään, että sopimuksen kohteena olevalla alueella ei saa suorittaa toimenpiteitä ilman metsäkeskuksen yksittäistapauksessa antamaa suostumusta. Lisäksi ympäristötukisopimukseen voidaan ottaa määräys sopimuksen kohteena olevalla alueella sijaitsevan elinympäristön ominaispiirteiden säilymistä edistävistä toimenpiteistä.³³⁶ Ympäristötukisopimus on voimassa kolmekymmentä vuotta³³⁷, jonka jälkeen ympäristötukisopimukseen liittyvät oikeudet ja velvollisuudet lakkaavat ilman erityistä irtisanomista³³⁸.

Tarkastaminen. *Instrumentteihin voidaan biodiversiteetin turvaamisen varmistamiseksi sisällyttää erilaisia tarkastusmenettelyitä.* Käytännössä varsinainen hallinnollinen tarkastaminen on kuitenkin rajoittunut ympäristövaikutusten

³³² Ks. KMRL 19.2 §:n 1 virke ja 19.3 § ja MMMp metsätalouden ympäristötuesta 7.1 §.

³³³ Ks. erityisen oikeuden haltijasta KMRL 2.3 §.

³³⁴ Ks. MMMp metsätalouden ympäristötuesta 7.2 §.

³³⁵ Ks. MMMp metsätalouden ympäristötuesta 7.3 §.

³³⁶ Ks. MMMp metsätalouden ympäristötuesta 7.4 §.

³³⁷ Ks. MMMp metsätalouden ympäristötuesta 8 §.

³³⁸ Ks. MMMp metsätalouden ympäristötuesta 9.1 §:n 1 virke.

arviointimenettelyihin³³⁹. Tiedon ja toteuttamisvaihtoehtojen rajaus jättää arvioinnin tekijöille (suunnitelman tai hankkeen toteuttajille) paljon harkinnan varaa, joten yleensä arviointimenettelyn tulosten puolueettomuus halutaan varmistaa paitsi yleisön osallistumismahdollisuuksin myös siten, että yhteysviranomainen tai muu vastaava viranomainen tarkastaa arvioinnissa kootut tiedot. Esimerkiksi YVAL 2 luvun mukaisessa hankkeen arviointimenettelyssä yhteysviranomainen antaa lausuntonsa arviointiohjelmasta ja -selostuksesta. Myös Natura 2000 -alueeseen kohdistuvan vaikutusten arvioinnin tarkastamisesta on luontodirektiiviin ja LSL:iin otettu erityissäännökset.

Hankkeelle luvan myöntävä tai sitä koskevan ilmoituksen käsittelevä viranomainen tarkastaa ensinnäkin, että asianmukainen arviointi on tehty³⁴⁰. Kun otetaan huomioon luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan tulkintavaikutus, myös muulla tavoin hankkeen ”hyväksyvä” viranomainen voi tämän tarkastuksen tehdä³⁴¹. Nämä viranomaiset pyytävät myös tarvittavat lausunnot ennen hyväksyntää³⁴². Lausuntojen pyytämisen voidaan mieltää kuuluvan osaksi arvioinnin tarkastamismenettelyä. Vastaava koskee kansalaisten kuulemistä tarvittaessa³⁴³. Toisaalta itse tarkastuksen voidaan ajatella liittyvän LSL 66.1 §:n nojalla tehtävän hankkeen hyväksymispäätökseen eräänlaisena muotovaatimuksena ennen asiakysymysten ratkaisua. Käytännössä tarkastamisvaihe yhtyneekin osaksi päätösharkintaa.

Natura 2000 -alueita koskeva arviointi tarkastetaan erityisessä lausunto- menettelyssä. LSL 65.2 §:n nojalla luvan myöntävän viranomaisen on katsottava, että arviointi on tehty ja pyydetty sen jälkeen lausunto arvioinnista alueelliselta ympäristökeskukselta tai eräissä tapauksissa ympäristöministeriöltä. Tällainen lausunto on annettava viivytyksettä ja viimeistään kuuden kuukauden kuluessa. Lausuntoa varten tarkistetaan arviointitiedot, jotka liittyvät Natura 2000 -verkoston alueisiin. Lausunnot rakentuvat seuraavista arviointi-, lupa- tai ilmoitusmenettelyssä tai muuten kootuista tiedoista:

- 1) hankkeen kuvaus (esimerkiksi arviointi- tai lupa-asiakirjat);
- 2) tiedot Natura 2000 -verkostoon kuuluvasta alueesta, esimerkiksi kartta, luontotyytit ja lajit (Natura 2000- alueen ilmoituslomakkeen tiedot);
- 3) kuvaus hankkeen vaikutusalueesta ja suhteesta Natura 2000 -alueeseen;
- 4) tarkemmat tiedot vaikutuksista Natura 2000 -kohteen suojeluarvoille (Natura 2000 -alueen ilmoituslomakkeen tiedot):

³³⁹ Esimerkiksi metsäkeskuksen tekemän Metsäl 11 §:n poikkeusluvan tai ympäristötukisopi- muksen tarkastamisesta ei ole annettu säännöksiä. Myöskään Suomen metsästyslainsäädännössä ei ole varsinaisia säännöksiä myönnettyjen suurpetojen pyyntilupien ja karhun kiintiömetsästyksen hallinnollisesta tarkastamisesta. Käytännössä maa- ja metsätalousministeriön on kuitenkin järjestettävä jonkinlainen hallinnon sisäinen seurantamenettely luontodirektiivin 16 artiklan 2 ja 3 kohdan säännösten vuoksi.

³⁴⁰ Ks. LSL 65.2 §:n 1 virke ja 65.3 §:n 1 virke sekä luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan 1 ja 2 virke.

³⁴¹ Ks. tulkintavaikutuksesta myös jakso 5.4.1.

³⁴² Ks. LSL 65.2 §:n 2–3 virkkeet ja 65.3 §:n 1 virke.

³⁴³ Ks. luontodirektiivin 6 artiklan 3 kohdan 2 virke.

- 4.1) erityisesti vaikutukset luontotyyppeihin ja lajeihin, joiden suojelemiseksi alue on otettu Natura 2000 -verkostoon, sekä näiden elinympäristöihin;
- 4.2) erityisesti tekijät, jotka vaikuttavat tällaisten luontotyyppien, lajien ja näiden elinympäristöjen säilymiseen;
- 5) arvio edellä esitetyn tiedon perusteella siitä, onko vaikutus heikentävää, ja onko heikennys merkittävää.³⁴⁴

Nämä tiedot saattavat tosiasiaissa heijastua eri tavoin myös itse arvioinnin sisältöön. Ne eivät kuitenkaan voi yleistyä ilman säännösten tukea sellaisiksi tarkastuksessa edellytettäväksi arvioinnin sisältövaatimuksiksi, jollaisia ovat esimerkiksi YVAA 12 §:n nojalla arviointiselostukseen kerättävät tiedot. Kun otetaan huomioon mitä edellä on todettu tietojen kokoamisesta, voidaan todeta materiaalistien normien jättävän avoimeksi arvioinnin sisällön³⁴⁵. Tukena on ainoastaan joustava säännös ”asianmukaisesta” arvioinnista. Normit mahdollistavat asianmukaisen arvioinnin tarkastuksineen, mutta eivät täsmällisten sisältövaatimusten puuttuessa takaa sitä. Sisältövaatimusten puuttuessa ei voida puhua myöskään tiedon laadullisista ja määrällisistä vaatimuksista. Kerätty tieto on pohjana LSL 66 §:n mukaiselle harkinnalle, joten heikentämiskiellon ja poikkeuslupapäätösten edellytysten kautta saadaan viitteitä tarkoituksenmukaisen arvioinnin sisällöstä.

Seuranta ja valvonta. *Instrumentin menettelyn päätyttyäkin ohjauksen toteutumista voidaan seurata ja valvoa eri tavoin.* Yleensä toimenpiteiden ympäristövaikutusten seuranta on kuitenkin heikosti järjestetty. Esimerkiksi LSL ei sisällä säännöksiä hankkeen ja sen vaikutusten seurannasta. Vaikka seuranta liittyy keskeisesti ympäristövaikutusten arvioinnin periaatteisiin, varsinaisten säännösten puuttuessa ei siihen voitane esimerkiksi LSL 65.1 §:n arvioinnin yhteydessä hankkeesta vastaavaa velvoittaa. Vain jos Natura 2000 -aluetta koskeva arviointi on osa YVAL 2 luvun mukaista arviointia, arviointiselostukseen on sisällytettävä YVAA 12 §:n 8 kohdan tarkoittama ehdotus seurantaohjelmaksi, mutta muutoin tällaisen ohjelmaehdotuksen liittäminen arviointituloksiin on vapaaehtoista. Toisaalta LSL 66.1 §:n päätösharkinnan yhteydessä voidaan yleensä suhteellisuusperiaatteen mukaisesti asettaa muun lain mukaisen luvan myöntämisen ehdoksi Natura 2000 -alueen suojeltaviin luonnonarvoihin kohdistuvien haitallisten vaikutusten seuranta.

Luontodirektiivin 6 artiklan 2 kohdan nojalla yleinen seuranta Natura 2000 -alueen tilasta kuuluu jäsenvaltioille. Jos valtion tekemä seuranta osoittaa, että alueen tila ei tue sellaisten lajien ja luontotyyppien, joita varten alueet on osoitettu, suotuisan suojelutason saavuttamista³⁴⁶ ja vaikuttaa näin merkittävästi luontodirektiivin tavoitteisiin, valtioiden on toteutettava Natura 2000 -alueella tarpeellisia toimenpiteitä näiden luontotyyppien ja lajien elinympä-

³⁴⁴ Tämä luettelo perustuu YM:n hallitussihteeri Marika Paukkusen esitykseen ”Kokemukset Natura -arvioinneista kaavojen ja hankesuunnittelun yhteydessä” valtakunnallisilla YVA-päivillä 22.-23.3.2000 Helsingissä.

³⁴⁵ Ks. jakso 5.3.3.

³⁴⁶ Ks. myös jakso 4.4.3.

ristöjen heikentymisen sekä kyseisiä lajeja koskevien häiriöiden estämiseksi. Tämä viittaa siihen, että myös hankkeista aiheutuvien Natura 2000 -alueisiin kohdistuvien vaikutusten seuranta kuuluu viime kädessä valtiolle. Natura 2000 -alueisiin kohdistuvien ympäristövaikutusten seurantaa saattaa täydentää hallinnollinen valvonta, joka välillisesti toteutuu LSL 66.1 §:n tarkoittamien hankkeen hyväksymispäätöksien kautta.

Ympäristövaikutusten seurannan on usein ajateltu toteutuvan, kun hallinto valvoo instrumenttien avulla asetettuja velvoitteita. Esimerkiksi Metsäl 11 §:n mukaisessa poikkeuspäätöksessä ei suoranaisesti edellytetä seurannan järjestämistä³⁴⁷. Poikkeuspäätöksessä sallitun toimenpiteen jälkeen alue voi kuitenkin toivuttuaan kuulua luonnontilaisen kaltaisena Metsäl 10.2 §:n avainbiotooppiin³⁴⁸. Tällöin metsäkeskuksen on tarvittaessa käytettävä Metsäl 15, 16 ja 17 §:n hallinnollisia keinoja sekä Metsäl 20 §:n pakkokeinoja Metsäl 10.3 §:n veloitteen vastaisen avainbiotooppia koskevan käsittelyn rajoittamiseksi ja estämiseksi, joten metsäkeskusten yleisen Metsäl 25.1 §:n valvontavelvollisuuden voidaan väljästi ajatella sisältävän myös seurannan tarpeen. Seurannan merkitystä kuitenkin vähentää se, että uusi poikkeuslupa on myönnettävä maanomistajan hakemuksesta, jos Metsäl 11.1 §:n edellytykset toteutuvat. Metsäkeskukselle on kuitenkin jätetty harkintavaltaa tavasta, joilla toimenpiteet voidaan toteuttaa niin, että asianomaiselle aiheutuva menetys jää vähäiseksi. Tässä harkinnassa voidaan edistää myös avainbiotoopin toipumista luonnontilaisen kaltaiseksi ja tämän toipumisen seurantaa.

Valvonta voidaan toteuttaa muun muassa toiminnanharjoittajan ilmoitusvelvollisuuksin ja viranomaisen paikan päällä tekemin tarkastuksin. Esimerkiksi suurpetojen pyyntiä valvotaan myös näillä tavoilla.

Suurpetojen pyyntiluvan noudattamista valvotaan ensinnäkin pyyntilupaan liittyvän ilmoitusvelvollisuuden avulla. MetsästysA 9.1 §:n 3 virkkeen nojalla suden, karhun ja ilveksen pyyntiluvan saajan on ilmoitettava riistanhoitopiirille metsästyksen tuloksesta heti ensimmäisenä arkipäivänä, kun eläin on tullut pyydytyksi. MetsästysA 9.2 §:n mukaan ilmoituksessa on mainittava myös pyydystettyjen eläinten määrä ja pyyntipaikka sekä liitettävä tosite kaatolupamaksun suorittamisesta. Riistanhoitopiirit lähettävät vuosittain maa- ja metsätalousministeriölle yhdistelmätiedot myönnettyjen pyyntilupien sekä niiden nojalla saaliiksi saatujen eläinten määrästä. Lisäksi suden, karhun ja ilveksen osalta riistanhoitopiirin on lähetettävä MetsästysA 9.2 §:n mukaiset tiedot seitsemän päivän kuluessa eläimen pyynnistä maa- ja metsätalousministeriölle.³⁴⁹

³⁴⁷ Ks. myös MetsäA 9 §. Tämä seikka johtuu poikkeusluvan luonteesta.

³⁴⁸ Ks. luonnontilaisen kaltaisuudesta esimerkiksi Meriluoto – Soininen 1998 s. 29.

³⁴⁹ Luottamuksensuojaperiaatteen valossa ilman lain nimenomaista säännöstä valvonnasta ei voi seurata käyttämättä olevien lupien muuttamista ja peruuttamista. Laittomista toimista voi olla kuitenkin muita jäljempänä kuvattavia seuraamuksia. Ks. luottamuksensuojaperiaatteesta myös jakso 4.2.3.

Karhun kiintiömetsästyksessä tapetusta karhusta on välittömästi ilmoitettava Lapin riistanhoitopiirille³⁵⁰. 'Välittömästi' lienee tässä yhteydessä ymmärrettävä, kuten edellä luvan mukaisessa pyynnissä, ensimmäisenä arkipäivänä karhun kaadosta. Pyyntikiintiön tultua täyteen Lapin riistanhoitopiiri määrää metsästyksen MetsästysA 5.1 §:n 3 virkkeen nojalla kyseisellä poronhoitoalueella lopetettavaksi. Tämän määräyksen katsotaan tehokkaan tiedottamisen kautta sitovan metsästäjiä kolmen päivän kuluttua sen antamisesta³⁵¹.

MetsästysL 63.1 §:n 3 kohdan nojalla riistanhoitoyhdistyksen tehtävänä on suorittaa metsästyksen valvontaa. Apuna riistanhoitoyhdistyksellä voi olla metsästyksen valvontaa varten erityisen vakuutuksen allekirjoittaneita metsästyksenvartijoita³⁵². Muuten metsästystä valvovat omilla toimialueillaan poliisi, rajavartiolaitos, tulliviranomaiset sekä valtion omistamilla maila virkamiehet, joiden tehtäväksi valvonta säädetään tai määrätään³⁵³. Viranomaisvalvonnan avulla pyritään varmistamaan, että metsästyksessä täytetään metsästyslainsäädännön asettamat vaatimukset³⁵⁴. Lisäksi maanomistajalla ja metsästysoikeuden haltijalla on oikeus valvoa tämän lain noudattamista alueellaan³⁵⁵. Pyyntilupapäätösten ja -määräysten noudattamista voidaan valvoa metsästyksen aikana. Vastaavasti voidaan seurata, että MetsästysA 5.1 §:n 2 virkkeen ja MetsästysA 9.1 §:n 3 virkkeen mukaiset ilmoitukset annetaan asianmukaisesti³⁵⁶. Karhun kiintiömetsästyksessä Lapin riistanhoitopiiri ja muut edellä mainitut tahot voivat lisäksi valvoa, että riistanhoitopiirin antama määräystä metsästyksen lopettamisesta noudatetaan.

Ympäristötukien yhteydessä keskitytään tavallisesti valvomaan hakemuksiin liittyvien sopimusten tai sitoumusten noudattamista. Myös maastossa tehtävät tarkastukset pohjautuvat näihin asiakirjoihin. Viimeistään rahoituskausien päättyessä tarkastetaan, että sopimuksia tai sitoumuksia on noudatettu.

Vaikka maa- ja metsätalousministeriö antaa metsätalouden ympäristötukea koskevia yleisiä määräyksiä ja ohjeita sekä valvoo toimintaa ja siihen liittyviä valtion varojen käyttöä³⁵⁷, käytännön vastuu sopimusten mukaisen toiminnan valvonnasta ja seurannasta on kuitenkin metsäkeskuksella³⁵⁸. Metsäkeskus myöntää ja maksaa ympäristötuen sitä koskevan MMMp 10.1 §:n

³⁵⁰ Ks. MetsästysA 5.1 §:n 2 virke.

³⁵¹ Ks. MetsästysA 5.1 §:n 4 ja 5 virke.

³⁵² Ks. MetsästysL 63.4 ja 88.1 §.

³⁵³ Ks. MetsästysL 88.1 ja 88.2 §.

³⁵⁴ Tämä valvonnan yleisnormi on kirjattu MetsästysL 88 §:ään. Lisäksi valvontatehtävistä on annettu MetsästysL 54 §:n kaltaisia erityissäännöksiä.

³⁵⁵ Ks. MetsästysL 88.3 §.

³⁵⁶ MetsästysA 40 §:n mukaan metsään haavoittuneena jääneestä sudesta, karhusta tai ilveksestä on viipymättä ilmoitettava lähimmälle poliisille. Tämä säännös täydentää MetsästysA 5.1 §:n 2 virkkeen ja MetsästysA 9.1 §:n 3 virkkeen ilmoitussäännöksiä.

³⁵⁷ Ks. KMRL 32.1 §.

³⁵⁸ Ks. KMRL 32.2 §. Metsätalouden ympäristötuesta annetun MMMp:n 12.2 §:n 2 virkkeessä todetaankin yksiselitteisesti, että "sopimuksen voimassaoloaikana metsäkeskus valvoo sopimus- ehtojen noudattamista".

nojalla kymmeneksi vuodeksi kerrallaan. Ennen kuin seuraavan kymmenvuotiskauden tuki maksetaan, metsäkeskuksen on varmistettava sopimusehtojen noudattaminen³⁵⁹. Tukiehtojen noudattamisen valvonta tapahtuu siis viimeistään kymmenen vuoden välein uuden tukierän maksamisen yhteydessä. Metsäkeskusten on kuitenkin myös tällä välillä valvottava tuen käyttöä ja opastettava sopimuspuolta tukiehtojen mukaisiin toimiin, jotta tuen kohteena oleva biodiversiteetti voitaisiin varmasti säilyttää. Biodiversiteetin turvaamisen kannalta myös tukisopimusten päättymisestä seuraava epäjatkuvuus voi aiheuttaa ongelmia. Toisaalta, joidenkin tukialueiden kohdalla metsän luontainen muutos on voinut merkitä sitä, että edellytykset vastaavan biodiversiteetin säilymiselle ovat muilla alueilla parantuneet niin, ettei tukea olisikaan enää tarvetta jatkaa aikaisemmin tuetulla alueella. Esimerkiksi valkoselkätikalle voi tukiaikana syntyä muita luonnollisia elinympäristöjä. Eri asia on, voisiko valkoselkätikkametsä saada metsätalouden ympäristötukea. Myös itse tukialue tai esimerkiksi sillä sijaitseva avainbiotooppi on voinut asianmukaisista hoitotoimenpiteistä huolimatta muuttua luontaisesti 30 vuodessa niin, ettei aikaisemman ympäristötukisopimuksen jatkamiselle ole tarvetta.

Pakkokeinot ja sanktiot. *Pakkokeinot ja sanktiot muodostavat turvaamisinstrumenttien oikeudellisen ”perälaudan”, joka parhaimmillaan voi ennalta estää biodiversiteetin heikentämistä tai biologisten luonnonvarojen kestämätöntä käyttöä.* Instrumentin ohjauksen on kuitenkin kytkeydyttävä riittävän selkeästi pakkokeinoja ja sanktioita koskeviin säännöksiin, jotta ennalta ehkäisevät vaikutukset voidaan saavuttaa. Esimerkiksi Natura 2000 -alueisiin liittyen LSL 57 §:n mukaisten pakkokeinojen ja LSL 58 §:n mukaisten rangais- tusten ennalta estävä vaikutus edellyttää, että LSL 66.1 §:n heikentämiskielto- päätökseen liittyvien lakien nojalla annetut määräykset ovat toiminnanharjoit- tajan kannalta riittävän selkeitä. Toiminnanharjoittajan on kyettävä punnitse- maan hyväksymispäätöksen ja siihen liittyvien ehtojen tai määräysten merkitys Natura 2000 -alueen suojeluarvojen kannalta, jotta hän kykenee toimimaan lain edellyttämällä tavalla niin, ettei hallinnollisia pakkokeinoja ja sanktioita tarvi- ta.

LSL 57 §:n pakkokeinot voivat tulla kyseeseen silloin, kun joku ryhtyy hankkeen toteuttamiseen, vaikka arviointia ei ole LSL 65 §:n edellytysten täytyessä suoritettu. Näitä pakkokeinoja voidaan käyttää myös, jos joku rikkoo LSL 66 §:n mukaisia päätöksiä. LSL 57 §:n mukaisia pakkokeinoja täydentävät muiden lakien mukaiset pakkokeinot silloin, kun LSL 66.1 §:n ohella hanketta koskeva päätös perustuu johonkin erityislakiin. Esimerkiksi ympäristölupaviraston päätöstä tai ojitustoimituksessa ratkaistua ojituspää- töstä rikottaessa voi alueellinen ympäristökeskus tai kuntien ympäristönsuo- jeluviranomainen³⁶⁰ ryhtyä VL 21 luvun mukaisiin pakkokeinoihin. Tähän

³⁵⁹ Ks. MMMp-metsätalouden ympäristötuesta 10.2 §.

³⁶⁰ Ks. VL 21:1.

valvontaan liittyy myös viranomaisen tai asianosaisen mahdollisuus saada hallintopakkoasia vireille ympäristölupavirastossa³⁶¹.

LSL 65 ja 66 §:n yleisenä tavoitteena on luonnon monimuotoisuuden suojeleminen ja ne on annettu nimenomaan Natura 2000 -alueiden suojeluarvojen turvaamiseksi³⁶². Jos LSL 65 §:n mukainen arviointi jätetään suorittamatta taikka esimerkiksi LSL 66.1 §:n päätöstä rikotaan tahallaan tai huolimattomuudesta, voi näistä laiminlyönneistä aiheutua LSL 58.2 §:n 1 kohdan mukaisesti luonnonsuojelurikkomus, johon tuomittaessa voidaan lisäksi määrätä LSL 59 §:n mukainen menettämisseuraamus. LSL 66.1 §:n ohella hanketta koskeva päätös voi perustua myös muuhun säädökseen, jolloin näiden lakien mukaiset rangaistussäännökset saattavat tulla sovellettaviksi. Jos esimerkiksi LSL 65 §:n mukaisesti arvioitu ojitushanke on edellyttänyt LSL 66.1 §:n ohella VL 2 luvun mukaista lupaa³⁶³ ja tätä lupaa rikotaan tahallaan tai huolimattomuudesta, voi kyseessä olla VL 13:3:n tarkoittama luparikkomus.

Biodiversiteetin turvaamisen kannalta sopimusoikeudelliset seuraamukset eivät välttämättä toimi kovin hyvin. Jos esimerkiksi maanomistaja huolimattomuudessaan laiminlyö ympäristötukisopimuksen mukaiset tehtävät, biodiversiteetin turvaamisen kannalta tuen takaisinperintä ja sopimuksen purkaminen johtavat todennäköisesti vain suojelun lopettamiseen ja suojelutoimista pikeminkin päinvastaiseen, luontoa hävittävään reagointiin³⁶⁴. Ensisijainen keino tulisikin olla neuvonta ja ohjaus sekä sovinnon löytäminen sopimuksen mukaisen suojelun jatkamiseksi. Erittäin ongelmallisia biodiversiteetin turvaamisen ja sopimuspuolen oikeusturvan kannalta ovat säännökset, joiden mukaan sopimus voi raueta määrärahojen loppumisen vuoksi.

MMMp metsätalouden ympäristötuesta 9.2 §:ää on pidettävä biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta epäonnistuneena säännöksenä, koska se heikentää yksityisen sopijapuolen näkökulmasta oikeusvarmuutta ja sopimuksen pysyvyyttä sekä saattaa näin ollen estää tukisopimusten syntyminen. Kyseisen säännöksen mukaan ympäristötukisopimus ”raukeaa ilman muita seuraamuksia”, jos metsäkeskuksella ei ole osoittaa ympäristötukeen käytettäviä määrärahoja. Tätä säännöstä on myös pidettävä sopimusoikeudellisen lojaliteettiperiaatteen ja jopa perustuslain vastaisena säännöksenä. Esimerkiksi Mähönen on todennut, että ”...perusoikeusajattelu tuo mukanaan lisänäkemys myös lojaliteettivelvollisuuteen. Siinä korostetaan osapuolten reaa-

³⁶¹ Ks. VL 21:3.

³⁶² Ks. myös luontodirektiivin 2 artikla ja 6 artiklan 3 ja 4 kohta.

³⁶³ Ks. VL 6:2 ja 6:2a.

³⁶⁴ Mahdollisia seuraamuksia, jotka on säädetty tukisopimusrikkomuksen varalta, ovat sopimus-sakot, takaisinperinnässä ns. seuraamuskorko ja viivästyskorko sekä viime kädessä rikosoikeudelliset sanktiot käytettäessä tukea käyttötarkoituksensa vastaisesti. Nämä seuraamukset ovat ymmärrettäviä niiden preventiivisten vaikutusten takia. Jälkikäteisinä keinoina ne ovat kuitenkin biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta heikkoja, sillä ne eivät sopimuksen purkautumisen jälkeen estä tuhoamasta metsälain puitteissa aikaisemmin sopimuksella tiukemmin turvattua biodiversiteettiä.

lisen yhdenvertaisuuden, vastavuoroisuuden ja toista sopimuspuolta kun-
nioittavan keskinäisen omavastuisuuden merkitystä. Perustuslain 6 §:n 1
momentissa suojattu yhdenvertaisuuden vaatimus ulottuu perusoikeuksien
ns. *Drittwirkung* -vaikutuksen johdosta myös sopimusosapuolten välisiin
suhteisiin³⁶⁵. Näin ollen viranomaisvaltaa käyttävä metsäkeskus ei voi estää
perusoikeuksien antaman horisontaalisen suojan toteutumista silmäkääntö-
tempulla eli muuttamalla ”viranomaisesta” vertikaalisuhteen sopimusosa-
puoleksi. Tyypillisinä tilanteina, joissa lojaliteettivelvollisuus korostuu, on
Mähösen³⁶⁶ mukaan pidetty pitkäkestoisia sopimuksia sekä sopimuksia, jois-
sa korostuu sopimuksen henkilökohtainen luonne. Ympäristötukisopimukset
ovat pitkäkestoisia (30 vuotta kestäviä) sopimuksia, joihin maanomistaja –
tai muu häneen rinnastettava oikeuksien haltija – sitoutuu henkilökohtaisesti
luopumalla omista oikeuksistaan yhteisen edun vuoksi kantaakseen vastuuta
luonnosta ja luonnon monimuotoisuudesta. Metsäkeskuksen rikkoessa
(MMMp 9.2 §:ään tukeutuessaan) sopimusta lojaliteettiperiaatteen vastai-
sesti metsäkeskus asettaa samalla sopimuspuolen muiden vastaavien sopi-
muspuolten kanssa – mahdollisesti PerustusL 6.1 §:n vastaisesti – eriarvoi-
seen asemaan ja estää yksilöä sopimuspuolena kantamasta PerustusL
20.1 §:n tarkoittamaa vastuuta luonnosta ja sen monimuotoisuudesta³⁶⁷.
Näissä tilanteissa, kun vielä otetaan huomioon PerustusL 22 §, metsäkeskuk-
sen tulisi jättää PerustusL 107 §:n nojalla metsätalouden ympäristötukea
koskeva MMMp 9.2 §:n säännös kokonaan soveltamatta. Rahan puutetta ei
voi hyväksyä syyksi perusoikeuksien loukkaukselle³⁶⁸.

*Oikeudelliset esteet voivat tosiasiallisesti puuttua, jos turvaamisinstrumentin yh-
teyttä pakkokeino- ja rangaistussäännöksiin ei ole riittävästi otettu huomioon.*
Kyse voi olla joko ongelmista itse instrumentissa tai sitten pakkokeino- ja
rangaistussäännösten muotoilussa. Esimerkiksi metsien avainbiotooppeja kos-

³⁶⁵ Ks. Mähönen 2000 s. 130.

³⁶⁶ Ks. Mähönen 2000 s. 137.

³⁶⁷ Käytännössähän metsätalouden ympäristötuesta annetun MMMp 9.2 § tarkoittaa sitä, että yksittäisiä sopimuksia jatketaan niin kauan kuin määrärahoja tähän tarkoitukseen riittää eikä sitä, että jos vuoden määrärahat eivät riitä kaikille sopimuksen tehneille, kenellekään ei rahaa myön-
netä. Jälkimmäinen ajattelu johtaisi ensimmäistä tilannetta paremmin sopimuksen tehneiden yksityisten kannalta yhdenvertaiseen tilanteeseen, mutta olisi käytännössä absurdi. Kumpikaan tulkintavaihtoehto ei vastaa KMRL 19.1 §:ssä tarkoitettua ympäristötuen tarkoitusta, sillä maanomistajan on voitava luottaa ympäristötukisopimuksen tehtyään, että hän saa keskeytymättä KMRL 19.1 §:n tarkoittaman rahoituksen. Nähdäkseni metsäkeskus ei voi peräännyä yksipuoli-
sesti sopimuksesta ilman tällaista molempien osapuolten hyväksymää sopimusehtoa tai muuta hyväksyntää (ks. myös asianosaisen suostumuksesta ja määrärahojen riittävyyden merkityksestä sopimussuhteissa Mäenpää 2000 s. 242–243 ja 245). Tällainen ennalta asetettu sopimusehto voi kuitenkin olla kohtuuton maanomistajan kannalta ja käytännössä estää ympäristötukisopimuksen solmimisen ja biodiversiteetin turvaamisen KMRL 19.1 §:ssä tarkoitettulla tavalla. Tämä havainto liittyy myös Metsäl. 3 luvussa esitettyyn avainbiotooppien suojaamiseen, koska kohtuuttomat sopimusehdot voivat lopulta johtaa Metsäl. 11.2 §:n vuoksi poikkeusluvan hakemiseen ja myön-
tämiseen, vaikka maanomistaja lähtökohtaisesti on suhtautunut positiivisesti avainbiotooppien suojelemiseen ympäristötuen. Kenenkään ei voida edellyttää sitoutuvan kohtuuttomiin sopi-
musehtoihin.

³⁶⁸ Ks. myös Mäenpää 1989 s. 271.

kevan instrumentin antamassa suojassa on biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta pakkokeinojen käyttöön liittyviä heikkouksia.

Metsäl 20 §:n pakkokeinojen käytössä merkittävän rajauksen Metsäl 10.3 §:n velvoitteen rikkojan kannalta muodostaa sanamuoto ”siinä määrin kuin se on kohtuullisin kustannuksin mahdollista”. Tuhoutunutta erityisen tärkeää elinympäristöä ei voida koskaan täysin palauttaa samaan tilaan ja sen kaltaisen elinympäristön ennallistaminen on joka tapauksessa rajoitetusti mahdollista. Jos mitään järkevää ei ole tehtävissä, korjaavia toimenpiteitä ei voida määrätä ja käyttää siten rangaistuksen luonteisesti. Kun lain rikkojan korjaavat toimenpiteet lisäksi rajoitetaan siihen, mikä on kohtuullisin kustannuksin mahdollista, voivat ennallistamistoimenpiteet biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta jäädä kokonaan toteutumatta tai ainakin täysin riittämättömiksi.³⁶⁹ Pakkokeinot eivät yksinään muodosta näin ollen kovin vahvaa uhkaa, jolla voitaisiin ennalta ehkäistä Metsäl 10 §:n erityisen tärkeiden elinympäristöjen hävittämistä.

Rikosoikeuden legaliteettiperiaatteen vuoksi rangaistussäännöksiä ei voida tulkita syytetyn vahingoksi. *Toisinaan rangaistussäännösten epämääräisyydet saattavat estää sanktiot, vaikka toimija laiminlöisi instrumentin edellyttämät biodiversiteetin turvaamistoimenpiteet.* Rangaistussäännöksen muotoilussa on ollut ongelmia muun muassa suhteessa metsien avainbiotooppeja ja suurpetojen pyyntiä koskeviin ennakkovalvontainstrumentteihin.

Aikaisemmin Metsäl 11 §:n mukaisen poikkeusluvan rikkomista ei ollut suoranaisesti sanktioitu. Vasta jos tämä luvanvastaisuus aiheutti samalla Metsäl 10.3 §:n säännösten tai sen nojalla annettujen määräysten rikkomisen, saattoi teosta seurata rangaistus. Metsäl 18 §:n rangaistussäännökset soveltuivat muutenkin heikosti tilanteisiin, joissa erityisen tärkeitä elinympäristöjä oli käsitelty muutoin kuin niiden ominaispiirteet säilyttävällä tavalla. Syyttäjä joutui harkitsemaan ensinnäkin, oliko kulloinkin kyseessä oleva elinympäristö ”luonnontilainen tai luonnontilaisen kaltainen ja ympäristöstä selvästi erottuva”, ellei metsäkeskus ollut sitä kartoittanut. Toiseksi, syyttäjä joutui harkitsemaan käsittelytapaa. Kolmanneksi, metsärikkoksesta syyttäessä, hän joutui miettimään, oliko teolla tavoiteltu huomattavaa taloudellista hyötyä. Neljänneksi, tämä rikos edellytti, että asianomainen oli osoittanut ilmeistä piittaamattomuutta Metsäl 10.3 §:n säännöksestä. Vaikka kyseessä oli metsärikkomus, jossa ei tarvittu kahta jälkimmäistä perustetta, oli ymmärrettävää, että näissä asioissa tehtiin usein syyttämättäjättämispäätöksiä.

Kun otetaan huomioon, mitä edellä tässä jaksossa on todettu, voidaan sanoa, ettei Metsäl:n järjestelmä varmistanut kovin hyvin biodiversiteetin turvaamista normitasolla. Valvontajärjestelmä toimi biodiversiteetin turvaamisen kannalta vaivallisesti ja usein liian myöhään eikä myöskään pakkokeinojen ja sanktioiden avulla saatu aikaiseksi kovin vahvaa ennalta ehkäise-

³⁶⁹ Ks. kohtuullisuuden arvioinnista esimerkiksi Kiviniemi 1997 s. 168–169 ja Pappila 1998 s. 163.

vää vaikutusta. Metsäl 1 §:n ekologisen tavoitteen saavuttamiseksi biodiversiteetin turvaamismekanismeja olikin lain yksityiskohtaisemmissa säännöksissä vahvistettava.

RikosL 48a:3 tuli voimaan 1.9.2002. Kyseisen säännöksen 3 momentin mukaan ”metsärikoksesta tuomitaan myös se, joka tahallaan vahingoittaa metsän hoito- tai käyttötoimenpiteellä ympäristöstään selvästi erottuvaa metsäluonnon monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeää luonnontilaista tai luonnontilaisen kaltaista elinympäristöä metsälain tai sen nojalla annetun säännöksen tai määräyksen vastaisesti taikka ilman laissa edellytettyä lupaa tai lupaehdon vastaisesti siten, että teko on omiaan vaarantamaan kyseisen elinympäristön ominaispiirteiden säilymistä”. Vastaavanlainen säännös koskee tahallisesti tai huolimattomuudesta tehtyä metsärikkomusta³⁷⁰. Uudistus poistaa osan aikaisemmista rangaistussäännöksiin liittyneistä ongelmista. Myös elinympäristöjen lisääntyneet kartoittaminen edistää syyttäjien harkintaa metsärikoksiin liittyvän tunnusmerkistön osalta.

Aikaisemmin MetsästysL:n rangaistussäännökset eivät ottaneet riittävästi huomioon luontodirektiivin 16 artiklan implementointia. Jos esimerkiksi rikottiin MetsästysA 28 §:n nojalla rauhoitussäännöksistä poikkeamiseksi tehtyä MetsästysA 2 §:n pyyntilupapäätöstä tai siihen liittyviä MetsästysA 4 §:n ehtoja, teko saattoi jäädä MetsästysL 72 §:n 6 kohdan säännösten epäselvyyden vuoksi rankaisematta³⁷¹, koska lakia ei voida tulkita syytetyn vahingoksi. Näin oli siitä huolimatta, että HE:n³⁷² perusteella ”ehdotuksessa on esitetty metsästysrikoksina rangaistaviksi sellaiset teot, jotka kohdistuisivat metsästyksessä ja riistanhoidossa erityisesti suojeltaviin arvoihin. Pykälän rangaistussäännöksellä halutaan turvata riistakannan säilyminen sekä pyrkimys mahdollisimman vähäisen kivun aiheuttamiseen metsästettävillä eläimillä”. Vastaavasti, jos maa- ja metsätalousministeriön antama karhun pyyntikiintiötä koskeva määräys sisälsi ehtoja MetsästysA 28 §:n noudattamiseksi, näiden ehtojen noudattamatta jättäminen ei voinut metsästäjän osalta tulla MetsästysL 72.1 §:n 6 kohdan sanamuodon perusteella rangaistavaksi. Ensinnäkin, kyseisessä lainkohdassa oleva sana ’kiintiö’ tarkoittaa suomen kielessä yleensä määrääriä tai sovittua osuutta jostakin kokonaisuudesta, mutta ei esimerkiksi pyyntitarkoitusta (rauhoituksen poikkeusperustetta). Toiseksi, maa- ja metsätalousministeriön vahvistama vuosittainen kiintiö voidaan mieltää lähinnä Lapin riistanhoitopiiriä koskevaksi hallinnon sisäiseksi määräykseksi, joka ei näin ollen koske yksittäistä metsästäjää, ennen kuin kolmen päivän kuluttua siitä, kun Lapin riistanhoitopiiri on antanut määräyksen metsästyksen lopettamisesta kiintiön täyttymisen vuoksi.

MetsästysL 72 ja 74 §:ää muutettiin 1.9.2002 voimaan tulleilla säännöksillä. MetsästysL 72 §:ssä viitataan RikosL 48a:1:ään, jonka 2 kohdassa todetaan metsästysrikoksen tunnusmerkistöstä, että joka tahallaan tai törkeästi huolimattomuudesta oikeudettomasti ”metsästää vastoin metsästy-

³⁷⁰ Ks. Metsäl 18.2 §:n 4 kohta.

³⁷¹ Kyseinen lainkohta ”ilman 10 §:ssä tarkoitettua pyyntilupaa tai rikkoen samassa lainkohdassa tarkoitetun kiintiön” oli todella epäselvä etenkin, kun sitä verrattiin MetsästysL 74.1 §:n 6 kohtaan, jossa metsästysrikkomuksesta seurasi rangaistus hirven pyyntiä koskien, jos metsästä vastoin 30 §:n nojalla annetun asetuksen pyyntilupaa koskevia säädöksiä tai asetuksen nojalla pyyntilupaun liitettyjä ehtoja.

³⁷² Ks. HE:n (300/1992) yksityiskohtaiset perustelut.

lain tai sen nojalla annettua riistaeläimen rauhoitusta tai metsästyskieltoa tai -rajoitusta tai kiintiötä koskevaa säännöstä tai määräystä taikka ilman pyyntilupaa” on tuomittava metsästysrikoksesta sakkoon tai vankeuteen enintään kahdeksi vuodeksi. Vieläkin luontodirektiivin 16 artiklan implementointi jää tässä säännöksessä vähälle huomiolle. Jos esimerkiksi pyyntilupa on saatu eläintenpidolle tai muulle omaisuudelle aiheutuvan erityisen merkittävän vahingon estämiseksi – pyydettyjen eläinten ikää ja sukupuolta koskevin määräyksin – ei voida ajatella, että väärässä tarkoituksessa, väärän ikäinen tai väärää sukupuolta oleva eläin olisi pyydetty lainmukaisesti, vaikka sinänsä pyyntiluvan sallimaa eläinten määrää ei olisi ylitetty. Rikosoikeudellisen seuraamuksen kannalta ongelmana voi olla näyttää toisaalta tekijän tahallisuus tai törkeä huolimattomuus lainvastaisessa teossa, toisaalta pyynnin tapahtuminen ilman lupaa, jos ainoastaan pyynnin tarkoituksessa on erehdytty tai vain pyyntiluvan ehtoja on rikottu, mutta pyyntiluvan sallimia eläinmääriä ei ole sinänsä ylitetty. Asiaa voidaan lähestyä toisestakin näkökulmasta: vastoin metsästyslain tai sen nojalla annettua riistaeläimen rauhoitusta tai kiintiötä koskevaa säännöstä tapahtunut tahallinen tai törkeän huolimaton pyynti on rangaistavaa. Näin ollen sekä pyyntiluvalla että kiintiömetsästyksessä tapahtunut suurpedon pyynti MetsästysA 28.1 §:lle vieraassa tarkoituksessa voi olla rangaistava teko. Ongelmallisia tässäkin yhteydessä ovat näyttökysymykset.

*Biodiversiteetin turvaamisen varmistaminen kytkeytyy teoreettisesti kysymyksen mekanismeihin tapahtuvan ohjauksen toteutumisesta*³⁷³. Biodiversiteetin turvaamisen täytäntöönpanon hävikkejä voidaan vähentää tarkastelemalla säännöksiä instrumenttien muodostamina kokonaisuuksina ja rakentamalla kokonaisvaltaisesti ohjausta esimerkiksi tässä tutkimuksessa kuvatulla tavalla. Instrumentteihin sisältyvien normien koherenssi on avainasemassa, kun halutaan varmistaa biodiversiteettioikeuden tavoitteiden toteutuminen.

³⁷³ Ks. ohjauksen toteutumisesta jakso 4.5.

6 Tutkimuksen keskeiset tulokset

6.1 TURVAAMISTAVOITTEET

Sisältö ja toteuttamisvastuu. Biodiversiteettioikeuden päätavoitteen muodostaa biologisen monimuotoisuuden turvaaminen, joka käsitteellisesti kytkeytyy normeihin, tosiseikkoihin ja arvoihin. Oikeudellisen suojan antaminen elolliselle luonnolle ja sen kirjolle palautuu viime kädessä paitsi erilaisiin – sukupolvetkin ylittäviin – ihmiskeskeisiin arvoihin, myös luonnon itseisarvoihin. *Turvaamistavoite ilmenee biodiversiteetin ja sen osien 1) suojeluna, 2) kestävässä käytössä ja 3) heikentämisen estämisenä.* Nämä alatavoitteet linkittyvät tosiasiassa toisiinsa monin tavoin.

Biodiversiteetin turvaamisen ohella saattaa tällä oikeudenalalla olla muitakin tavoitteita. Sellainen on esimerkiksi biologisista luonnonvaroista saatavan hyödyn tasapuolinen ja oikeuden mukainen jako. Tällä ja biodiversiteetin turvaamistavoitteella on kuitenkin merkittävä ero. Oikeudenmukaiseen ja tasapuoliseen jaon tavoite järjestää henkilöiden (oikeussubjektien) välisiä – tosin luonnonvaroihin ja aikaisemmilta sukupolvilta periytyvään tietämykseen liittyviä – oikeussuhteita (oikeuksia ja velvollisuuksia), kun taas *turvaamistavoite pyrkii järjestämään henkilöiden (oikeussubjektien) ja luonnon (objektin) välistä turvaamissuhdetta oikeudellisesti relevantilla tavalla.*

Biodiversiteetin turvaamistavoite täsmentyy yksittäistapauksissa, esimerkiksi strategioissa¹, mutta joitakin yleisiä näkökohtia voidaan esittää tavoitteen sisällöstä.

¹ Kun biodiversiteetin turvaaminen on jossakin muodossa kirjattu sovellettavan lain tavoitesääntöksiin, sillä voi olla myös tulkintavaikutusta tehtäessä hallintopäätöksiä.

<i>Biodiversiteetin turvaaminen sisältää ainakin seuraavia näkökohtia¹:</i>
<p><i>Suojelu 1) on</i></p> <ol style="list-style-type: none"> tiettyjen ekosysteemien ja niiden monimuotoisuuden, tiettyjen elinympäristöjen (luontotyyppien) ja niiden monimuotoisuuden, tiettyjen lajien ja niiden monimuotoisuuden, geneettisen monimuotoisuuden ylläpitämistä ja hoitamista; ja <p>2) pyrkii suotuisaan suojelutasoon.</p>
<p><i>Kestävä käyttö</i></p> <ol style="list-style-type: none"> ei johda pitkällä aikavälillä biodiversiteetin vähenemiseen, ts. se vastaa nykyisten ja tulevien sukupolvien tarpeisiin; ei aiheuta merkittävää, uusiutumiskyvyn ylittävää, biologisten luonnonvarojen vähentymistä; ei vahingoita merkittävästi muita biodiversiteetin osia; ei yhdessä muiden luonnonvarojen käytön kanssa heikennä merkittävästi biodiversiteettiä; pyrkii suotuisaan suojelutasoon.
<p><i>Heikentämättömyystavoite</i></p> <ol style="list-style-type: none"> merkitsee, että peruuttamattomia vaikutuksia biodiversiteetille pitää välttää; koskee myös sellaisten biodiversiteetin kannalta välttämättömien luonnonvarojen, kuten vesi, ilma ja maaperä, heikentämistä sukupolvet ylittävällä aikavälillä; pyrkii suotuisaan suojelutasoon.

¹ Tämän taulukon johtopäätöksiin on saatu ideoita myös ryhmätyöstä "Act on Safeguarding Biological Diversity in Wetlands". Ko. ryhmätyön laativat "The environmental law methodology" -seminaarissa Upsalan yliopistossa vuonna 1999 Christina Allard, Aðalheiður Jóhannsdóttir, Kai Kokko, Kairi Pääsuke ja Kadri Sirg.

Taulukko 8: Biodiversiteetin turvaamistavoitteen sisältö.

Rion sopimuksen ja muun kansainvälisen oikeuden perusteella vastuu biodiversiteetin turvaamistavoitteesta on lähtökohtaisesti Euroopan yhteisöllä ja valtioilla. EY voi ympäristöpolitiikallaan jakaa vastuutaan jäsenvaltioidensa kanssa ja nämä edelleen kansalaistensa kanssa. Suomessa tällaista vastuun jakamista on tapahtunut perustuslain ympäristöperusoikeussäännöksiin. Tosiasiasiassa oikeudellinen vastuu biodiversiteetin säilyttämisestä voi siirtyä osaltaan kansalaisille kuitenkin vasta kansallisten lakien ja asetusten kautta.

Tavoitteet osana oikeusjärjestystä. Biodiversiteetin turvaamistavoite on saanut vahvan sijan oikeusjärjestyksessämme luonnollisena kehityksenä kansainvälisellä ja kansallisella tasolla tapahtuneille arvomuutoksille. Turvaamistavoite ilmenee oikeuskulttuurissamme kirjoitushetkellä ihmisten käyttäytymistä ohjaavina oikeusperiaatteina ja oikeuden pintatasolla erilaisina oikeussäännösmuunnelmina. Biodiversiteetin turvaamisella onkin hyvät mahdollisuudet nousta erääksi keskeiseksi – sukupolvet ylittävää oikeudenmukaisuutta tai luonnon itseisarvoa ilmentäväksi – prinssiipiksi myös oikeuden syvärakenteessa.

Biodiversiteettioikeudellisten tavoitteiden asettelussa on aiheellista ymmärtää niiden kytkentä voimassa olevaan oikeusjärjestykseen. Nämä tavoitteet tulisi voida kiteyttää periaatteiksi ja säännöiksi, jotka ovat mahdollisimman yhteensopivia muiden oikeusjärjestyksien osien, voimassa olevien normien, kanssa. Biodiversiteetin turvaaminen voi toteutua vain, jos kyseisen tavoitteen toteuttamiseen tarvittavat valtasuhteet järjestetään osana muuta oikeusjärjestystä. Hyvinvointivaltion oikeusjärjestyksessä eläinten ja luonnon oikeuksista puhuminen on ongelmallista vain, jos niiden oikeuksien ymmärretään tarkoittavan automaattisesti biodiversiteetin osien oikeussubjektiutta. Näin pitkälle ei tarvitse mennä, vaikka filosofisena lähtökohtana olisikin biodiversiteetin itseisarvoinen turvaaminen. Oikeuden yleisten oppien tasolla ihmisen luontosuhdetta voidaan tarkastella muullakin tavoin kuin myöntämällä luonnon eri osille oikeussubjektius, oikeuksineen ja velvollisuuksineen.

Biodiversiteetti voidaan mieltää oikeudellisesti relevantiksi turvaamiskohdeeksi, jota ihmisten ei tulisi lähtökohtaisesti hävittää, ts. käyttää vastuuttomasti tai heikentää peruuttamattomasti. Biodiversiteetin turvaaminen voidaankin nähdä esimerkiksi PerustusL 20.1 §:n mukaisena ympäristövastuusuhteena. Biodiversiteetin turvaa on täsmennettävä perustuslakia alemman asteen säädöksin, jotta esimerkiksi julkista valtaa käytettäessä turvaamistavoitteet otettaisiin laillisuusperiaatteen mukaisesti huomioon. Biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta onkin tärkeää, että oikeusjärjestys pitää sisällään asianmukaiset turvaamismekanismit.

Biodiversiteetin turvaamistavoitteet eivät lähtökohtaisesti ole ristiriidassa PerustusL 21 §:n osallistumista, oikeudenmukaista oikeudenkäyntiä ja hallintoa koskevien oikeusturvanäkökohtien kanssa. Kysehän on asiaa yksinkertaistuen kahdesta erilaisesta turvaamissuhteesta: 1) yksilön ja valtion välillä ja 2) yksilön tai valtion ja luonnon välillä. Biodiversiteetin turvaaminen voi kuitenkin tosiasiallisesti olla sekä samansuuntainen että ristiriitainen intressi yksilön oikeusturvaodotusten kanssa.

Biodiversiteettioikeuden yleisten oppien kehittäminen on ensiarvoisen tärkeää, jotta luonnon ja sen kirjon turvaaminen ei jäisi yksittäistapauksellisen päätöksenteon varaan tilanteessa, jossa yksittäistä ympäristöhanketta suosivat traditionaaliset oikeudelliset periaatteet ja rakenteet johtaisivat liian usein poik-

keamiseen ohjausjärjestelmän kokonaistavoitteen vaatimista ympäristönsuojeluratkaisista. Yleisten oppien kehittämistavoitteena ei voi olla enempää tai vähempää kuin asianmukainen uusi oikeudenala, jossa biodiversiteettioikeuden tavoitteet ja systeemi voivat olla eräänlaisessa vuorovaikutussuhteessa koko oikeusjärjestyksen kanssa.

Tavoitteista uudeksi oikeuden alaksi. Biodiversiteettioikeuteen sisältyy biologiseen monimuotoisuuteen olennaisesti vaikuttavan ihmisen toiminnan sääntely, jonka puolestaan pääosin kattaa ympäristöoikeus. Biodiversiteetin turvaamistavoitteet eivät kuitenkaan välttämättä toteudu kokonaisvaltaisesti ympäristöoikeuden järjestelmässä. Esimerkiksi ympäristöoikeuden systemisissä sektorijako luonnonsuojeluun, luonnonvarojen käyttöön ja ympäristönsuojeluun ei tue biodiversiteetin kokonaisvaltaista huomioon ottamista. Biodiversiteettioikeus ei myöskään rajoitu perinteisen ympäristöoikeuden alaan, vaan se heijastuu eri tavoin muille oikeudenaloille, kuten varallisuus oikeuteen (biologisen monimuotoisuuden suojelun rajoittaessa omaisuuden käyttöä) tai hallinto-oikeuteen (hallinnollisten päätösten ohjatessa biologisten luonnonvarojen käyttöä). Biodiversiteettiä koskevat asiat sivuavat myös esimerkiksi ympäristörikos- ja vahingonkorvausoikeutta. Biodiversiteettiä turvaava näkökulma linkittääkin totutusta poikkeavalla tavalla eri oikeudenaloja toisiinsa ja sillä on vahva yhteys muista tieteenaloista erityisesti ekofilosofiaan ja ekologiaan.

Biodiversiteetin tehokas turvaaminen edellyttää monimuotoisuusintressin huomioon ottamista läpäisyperiaatteen hengessä kaikessa ympäristönkäyttöä koskevassa päätöksenteossa. Biodiversiteetti voi käytännössä olla hyvinkin monentasoisen oikeudellisen suojan tai oikeuksien kohteena. Tällöin ei luonnollisestikaan voida rajata monimuotoisuustarkastelua vain ympäristöoikeuden piiriin kuuluviin asioihin, vaan biodiversiteetin turvaamisnäkökulman on ulottuttava läpäisevästi muillekin oikeudenaloille.

Biodiversiteetin turvaamisessa on sekä vertikaalinen että horisontaalinen aikaulottuvuus. Biodiversiteetti koostuu sellaisista ekologisista prosesseista, joiden turvaaminen edellyttää ihmiskupolvet ylittävää tarkastelutapaa. Biodiversiteettioikeus ei voi pitäytyä vain horisontaalisessa aikadimensiossa, kuten pääsääntöisesti on ollut tapana ajatella ihmisten välisissä oikeussuhteissa. *Biodiversiteettioikeudessa edunsaajana* ovat paitsi nykyiset myös tulevat ihmiskupolvet, joiden molempien kannalta biodiversiteetin turvaamisen tulisi olla mahdollisimman oikeudenmukaista. Biodiversiteetin suojelua pidetään myös ihmiskunnan yhteisenä asiana, globaalina yleisenä etuna. Toisaalta luonnolle ja erityisesti sen osille voidaan antaa turvattavaa itseisarvoa, joten on johdonmukaista ajatella, että turvaaminen koituu myös muiden elävien olioiden kuin ihmisten hyväksi.

Biologisen monimuotoisuuden itseisarvoinen turvaaminen tuo lisäulottuvuuden sekä vertikaalisiin että horisontaalisiin oikeussuhteisiin. Biodiversiteetti voidaan juridifioida asettamalla se oikeudellisen turvaamissuhteen osapuoleksi

(horisontaalinen ja vertikaalinen biodiversiteetin turvaamissuhde), jona biodiversiteettiä turvataan erinäisten oikeussubjektien haitallisilta toimilta. Varsinaisen oikeussuhde syntyy tällöinkin oikeussubjektien välille. Turvaamissuhde eroaa merkittävästi oikeussuhteesta. Turvaamissuhteessa suojan kohteelta puuttuu pääsääntöisesti, ainakin kunnes toisin todistetaan, sellainen tahdonmuodostuskyky, oikeustoimikelpoisuus, jota oikeusjärjestyksessä edellytetään esimerkiksi sopimusten osapuolilta. Tämän vuoksi tarvitaan erilaisia oikeudellisia järjestelyitä, turvaamisperiaatteita ja -mekanismeja, joissa luonnonvarojen hyödyntämis- ja heikentämisintressiä tasapainottavat erilaiset luonnon puolesta puhevaltaa käyttävät henkilöt. Turvaamissuhdetta voidaan valaista parhaiten analysoimalla sen muodollisia piirteitä.

Turvaamissuhteen muodolliset piirteet. Biodiversiteetin turvaamistavoitteen juridifioiminen tuottaa kahdenlaisia oikeusturvarelaatiota: 1) biodiversiteetti – yksilö, 2) biodiversiteetti – julkinen valta. Oikeudellisen turvaamissuhteesta tekevät oikeusnormit (oikeusperiaatteet ja -säännöt), joilla ihmisten käyttäytymistä ohjataan eri tavoin turvaamaan biodiversiteettiä. Turvaamissuhteen muodollisia piirteitä voidaan tarkastella vastaavasti kuin hallinto-oikeussuhteita turvaamissuhteen osapuolten, perustamisen, muuttamisen ja lakkauttamisen näkökulmasta. Turvaamisrelaation soveltamisen kannalta merkityksellistä on turvaamissuhteen henkilökohtaisuus ja siirtokelpoisuus tietyissä tilanteissa.

Turvaamissuhteen muodollisten piirteiden tunnistaminen auttaa turvaamistavoitteen toteuttamisessa, esimerkiksi periaatteiden avulla. Turvaamissuhde sitoo biodiversiteetin turvaamisen alatavoitteet oikeudelliseen kenttään ja auttaa tunnistamaan biodiversiteettiin kohdistuvia intressiristiriitoja päätöksenteossa. Muodollisten piirteiden tunnistamisen jälkeen turvaamissuhde voidaan tietoisesti sijoittaa olemassa oleviin oikeudellisiin instrumentteihin, kuten lupajärjestelmiin, perinteisten oikeussubjektien oikeussuhdetta ja oikeusturvaa järjestävien normien rinnalle. Turvaamissuhteen tiedostamisen kautta voidaan kehittää myös muita biodiversiteetin turvaamiseen pyrkiviä mekanismeja, kuten strategioita ja standardeja.

6.2 TURVAAMISEEN OHJAUS

Yleistä. Biodiversiteetin turvaamistavoitteet on muutettava ihmisen käyttäytymisen ohjaamiseksi. Tähän muutokseen liittyviä ohjauksen lähtökohtia on kuvattu oheisessa taulukossa.

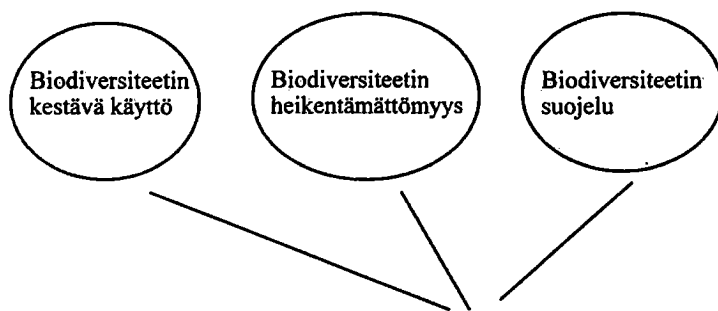
Tavoitteet/ Ohjauksen lähtökohdat	Biodiversiteetin kestävä käyttö	Biodiversiteetin suojelu	Biodiversiteetin heikentymisen estäminen
<i>Ohjattava toiminta</i>	– biologisten luonnonvarojen käyttö	– biodiversiteetin osien suojelu ja niiden hoito	– muut biodiversiteettiä merkittävästi heikentävät toimet
<i>Aikaskaala</i>	– sukupolvet ylittävä	– sama	– sama
<i>Ekologisten rajojen ja intressien huomioon ottaminen</i>	– perustuu ensisijaisesti biodiversiteettiä koskevaan tietoon ja tietämykseen, toissijaisesti varovaisuusperiaatteeseen	– sama	– sama
<i>Lajien ja luontotyyppien suojelun tason tavoite</i>	– suotuisa	– sama	– sama
<i>Ohjausteedit:</i>	– sietokynnyksen ja uusiutumisen rajoissa – varautuminen ennalta – joustavuus	– pääsääntönä täysi suojelu – poikkeuksena hoitotoimenpiteet yms. sietokynnyksen ja uusiutumisen rajoissa – varautuminen ennalta – joustavuus	– sietokynnyksen ja uusiutumisen rajoissa – varautuminen ennalta – joustavuus

Taulukko 9: Biodiversiteetin turvaamisesta lähtävä ohjaus.

Ohjaus voidaan jakaa informatiiviseen, taloudelliseen ja oikeudelliseen lähestymistapaan. Tutkimuksessa on kehitetty oikeudellisiin ohjauskeinoihin tai ainakin jollakin tavoin lainsäädäntöön tukeutuvaa lähestymistapaa, ja siinä lähdetäänkin instrumentalistisesta suhtautumisesta oikeussäntelyyn. Ohjaus voi kohdistua inhimilliseen toimintaan, joka pyrkii biodiversiteetin suojeluun ja hoitoon (positiivinen vaikutus) tai sen osien käyttöön ja muuhun heikentämiseen (negatiivinen vaikutus). Sen avulla voidaan pureutua sekä biodiversiteettiä koskevaan päätöksentekoon (välillinen ohjaus) että erilaisiin konkreettisiin toimiin (välitön ohjaus), joilla on merkitystä biodiversiteetin kannalta. Ohjauskeinoilla tarkoitetaan tässä yhteydessä niitä välineitä, joilla biodiversiteetin turvaamistavoitteet asetetaan ja pyritään saavuttamaan oikeudellisesti. Biodiversiteettioikeuden ohjauksen välineitä ovat siten turvaamisperiaatteet ja -mekanismit, joihin kuuluvat strategiat, instrumentit ja standardit.

Turvaamisperiaatteet. Biodiversiteettioikeuden tavoitteiden toteuttamiseksi tarvitaan turvaamisperiaatteita. Näillä periaatteilla pyritään vaikuttamaan ihmisten käyttäytymiseen aivan kuin muillakin ympäristöoikeuden ohjausperiaatteilla. Biodiversiteetin turvaamisperiaatteet keskittyvät kuitenkin ennen kaikkea turvaamissuhteeseen eivätkä oikeussubjektien välisten oikeussuhteiden järjestämiseen. Turvaamisperiaatteet ovat sääntelyasemasta riippuen olemassa olevia tai vasta vakiintumassa olevia oikeusperiaatteita, joilla voidaan vaikuttaa tarkemmin ottaen sekä lainsäädännön kehittämiseen että joustavia säännöksiä soveltavaan ratkaisutoimintaan. Ennen hyväksyntää ja vakiintumista turvaamisperiaatteilla voi olla moraalista merkitystä, mutta vasta oikeusperiaatteina niille voidaan antaa oikeusnormeille tyypillistä sitovaa merkitystä.

Biodiversiteettioikeuden tavoitteet muodostavat tulkintaperustan, kun kansainväliset ja kansalliset ympäristöoikeuden ohjausperiaatteet muutetaan ja täsmennetään biodiversiteettioikeuden turvaamisperiaatteiksi. Seuraavassa kuviossa on tästä näkökulmasta pyritty kuvaamaan turvaamisperiaatteiden keskeiset piirteet.



Periaatteet	Sisältö
Biodiversiteetin turvaamisperiaate	– biodiversiteetille on vältettävä aiheuttamasta merkittävää (peruuttamatonta) haittaa – biodiversiteetin kestävään käyttöön, heikentämisen estämiseen ja suojeluun tulisi rohkaista ns. läpäisyperiaatteen mukaisesti kaikissa toimissa
Kestävän kehityksen periaate	– kehityksen on oltava biodiversiteetin huomioon ottavaa ja ekologisesti kestävää niin, että otetaan huomioon paitsi nykyisten myös tulevien sukupolvien tarpeet ja toiveet
Kestävän käytön periaate	– biologisia luonnonvaroja on käytettävä kestävästi uusiutumisen rajoissa ottaen huomioon paitsi nykyisten myös tulevien sukupolvien tarpeet ja toiveet
Heikentämättömyysperiaate	– biodiversiteettiä ei saa heikentää peruuttamattomasti, ja biodiversiteettiä on ylläpidettävä uusiutumisen rajoissa
Varovaisuusperiaate	– täydellisen tieteellisen tiedon puutetta ei voi käyttää syynä lykätä ennaltaehkäiseviä toimenpiteitä – tarvittaviin ennaltaehkäiseviin toimiin on ryhdyttävä biodiversiteetille aiheutuvan vahingon vaaran tai riskin välttämiseksi – eri tahojen oikeutetut biodiversiteettiin liittyvät tarpeet on pyrittävä ennakoimaan
Ennaltaehkäisyn periaate	– todennäköiset merkittävät haitalliset vaikutukset biodiversiteetille on arvioitava ja ehkäistävä tai minimoitava etukäteen
Lähdeperiaate	– biologisen monimuotoisuuden merkittävän vähenemisen tai häviämisen lähteet on ennakoitava ja vaikutukset niistä ehkäistävä ja torjuttava
Suojaperiaate	– toimintaa on harjoitettava biodiversiteetin osien, esimerkiksi ekosysteemin, laadun takaavissa rajoissa (ettei kriittinen kuormitus ylittyisi)
Aiheuttamisperiaate	– biodiversiteetille todennäköisesti vahinkoa aiheuttavat tai aiheuttaneet vastaavat vahingoista sekä ennalta ehkäisevistä ja korjaavista toimenpiteistä aiheutuvista kuluista

Kuvio 20: Ympäristöoikeuden periaatteiden tulkinnallinen sisältö biodiversiteettioikeudessa.

Biodiversiteettioikeuden periaattein voidaan ohjata viranomaisten päätöksentekoa samanaikaisesti hallinto-oikeuden periaatteiden kanssa, sillä näiden periaatteiden turvaamiskohde sijaitsee eri relaatioissa. Biodiversiteettioikeuden periaatteiden turvatessa biologista monimuotoisuutta julkisen vallan ja yksilön haitallisilta toimilta, hallinto-oikeudelliset periaatteet suojaavat yksityishenkilöä julkisen vallan väärinkäytöksiltä. Yleisesti ottaen konflikteja ei siten pitäisi syntyä näiden periaatteiden välillä. Jotkin päätöksenteon perusteet tosin muuttuvat nykyisestä, jos ja kun turvaamisperiaatteita aletaan soveltaa hallinto-oikeuden periaatteiden kanssa samanaikaisesti. Biodiversiteettiä turvaavia periaatteita voidaan käyttää päätöksenteossa 1) joustavien normien tulkintaan sekä 2) ns. analogia-avaimina oikeusaukkojen täyttämiseen. Jälkimmäisessä tapauksessa on noudatettava varovaisuutta, sillä kaikkia aukkotilanteita ei ole tarkoitettukaan säännellä.

Turvaamismekanismit. Biodiversiteettiä turvaavat mekanismit voidaan jakaa strategioihin, instrumentteihin ja standardeihin. Nämä mekanismit linkittyvät käytännössä toisiinsa eri tavoin. Teoreettisessa mallissa niille kullekin on selkeästi löydettävissä oma funktionsa. Oheiseen taulukkoon on koottu eräitä biodiversiteetin turvaamiseen soveltuvia mekanismeja.

Strategiat	Instrumentit	Standardit
<p><i>Politiikan välineet:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Kestävää kehitystä koskeva Euroopan unionin strategia – Euroopan yhteisön biodiversiteettistrategia – Suomen biologista monimuotoisuutta koskeva kansallinen toimintaohjelma 	<p><i>Informatiiviset instrumentit:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – YVA – Ekomerkinnät <p><i>Hallinnolliset instrumentit:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Alueiden, luontotyypin, ekosysteemien ja lajien suojelu – Ympäristöluvat – Karhun pyynti-ilmoitukset – Kaavoitus <p><i>Taloudelliset instrumentit:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Ympäristöverot – Ympäristömaksut – Ympäristötuet <p><i>Sopimukset:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Ympäristötukisopimukset – Rauhoitussopimukset – Lahjoitussopimukset – Rasitesopimukset – Hallinto- ja hoitosopimukset <p><i>Instrumenttien yhdistelmät</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Ympäristövaikutusten selvittäminen kaavoituksessa 	<p><i>Laatustandardit:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Ekologiset laatustandardit (esim. kalan dioksiinipitoisuus) <p><i>Suojelustandardit:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Suotuisa suojelun taso <p><i>Käyttöstandardit:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Enimmäispyyntimäärät <p><i>Immissiostandardit:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Kokonaiskuormituksen raja-arvot – Pilaavien aineiden ympäristökuormituksen raja-arvot <p><i>Emissiostandardit:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – Pilaavien aineiden käyttö- ja päästöraja-arvot <p><i>Muut standardit:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> – paras käyttökelpoinen tekniikka (BAT)

Taulukko 10: Biodiversiteettiä turvaavia mekanismeja.

Strategioita voidaan nimittää lain laadinta- tai tulkintaohjelmiksi, joilla pyritään sovittamaan tietyt ympäristölliset, taloudelliset ja muut poliittiset vaatimukset osaksi oikeusjärjestystä. Strategiat asettavat politiikan toteuttamisvälineinä ”puitteet” oikeudelliselle ohjaukselle. Strategialla pyritään operationalisoimaan tavoitteet eli menestykseen tähtääviin toimintoihin, tässä biodiversiteetin turvaamiseen eri toiminnoissa. Strategioissa ei yleensä ole sellaisia oikeudellisia normeja, joita soveltamalla voitaisiin pakottaa joku muu tavoitteellisesti toimiva tahonormin, sosiaalisesti toivottavan asiantilan, mukaiseen toimintaan. Tämän vuoksi tarvitaan strategioiden lisäksi joustavia säännöksiä sisältäviä instrumentteja ja muun muassa näitä säännöksiä konkretisoivia standardeja toteuttamaan strategioita.

Biodiversiteettiä turvaavat oikeudelliset instrumentit voidaan luokitella monin tavoin. Tutkimuksessa on käytetty jakoa: 1) informatiiviset instrumentit, 2) hallinnolliset instrumentit, 3) taloudelliset instrumentit, 4) sopimukset instrumentteina ja 5) instrumenttien yhdistelmät. *Instrumentit* ovat standardeja monimuotoisempia mekanismeja, joilla saatetaan ohjata ihmisten käyttäytymistä strategioissa asetettujen tavoitteiden mukaiseen suuntaan. Toisaalta ne voivat olla hyvinkin neutraaleja mekanismeja, joilla pyritään erilaisten intressien yhteensovittamiseen. Tutkituille instrumenteille on yhteistä se, että ne ovat oikeudellisia tai ainakin ankkuroituvat eri tavoin lainsäädäntöön. Instrumentteja voidaankin kuvata normikimpuiksi, jotka sisältävät, asiaa yksinkertaistaen, sekä menettely- että sisältönormeja. Instrumentit eivät kuitenkaan tyhjenny normeihin, vaan viimeistään niihin kytkeytyvässä päätöksenteossa hyödynnetään myös instrumenttien linkittyviä muita kuin oikeudellisia elementtejä. Instrumentit voivat sisältää myös turvaamistavoitetta täsmentäviä erilaisia konsepteja.

Standardit ovat erottamaton osa biodiversiteettioikeudellista ohjausta. Perinteisesti standardit sisältävät sitovia määräyksiä, jotka voivat olla sekä numeerisia että sanallisia, ja täsmentävät instrumentein tapahtuvaa joustavaa päätöksenteon tai muun toiminnan ohjausta. Näiden standardien avulla voidaankin lisätä päätöksenteon ennustettavuutta ja johdonmukaisuutta, kun pyritään toisaalta biodiversiteettioikeuden tavoitteiden ja toisaalta yksityisen oikeussuojan toteutumiseen yksittäistapauksissa. Perinteisillä ympäristönsuojelu-oikeuden standardeilla sekä niihin liittyvillä tavoite- ja ohjearvoilla voidaan estää myös biodiversiteetin heikentymistä.

Periaatteessa standardeja voidaan käyttää lisäksi biodiversiteetin tai ehkä täsmällisemmin biologisten luonnonvarojen suojelussa ja kestävässä käytössä. Luonto on kuitenkin ensin standardisoitava. Standardien kautta on siis asetettava tieteellisesti tutkittuja ympäristötositseikkoihin pohjautuvia rajaheitoja biodiversiteettiä koskevalle päätöksenteolle. Standardisointi voi käytännössä tapahtua esimerkiksi suotuisan suojelutason avulla.

Biodiversiteetin turvaamisessa tarvitaan myös uusia standardeja (turvaamisstandardeja). Potentiaalisia ekologisten laatustandardoinnin kohteita voivat olla

esimerkiksi tietyt ekosysteemit, luontotyypit ja eliölajit. Näiden luonnonosien suojele tasapainottelee biologisten luonnonvarojen käytön ja heikentämisen kanssa, joten turvaamisstandardeja tarvitaan, kun halutaan toisaalta tarkemmin määritellä jollekin biodiversiteetin osalle ekologisesti riittävä turvan taso ja toisaalta turvata samanaikaisesti luonnonvaroja käyttävien henkilöiden oikeus-turvaa. Koska turvaamisstandardit voivat ohjata vain ihmisten toimia, biodiversiteetin, oikeudellisen turvaamiskohteen, ja toiminnan välille on rakennettava asianmukainen linkki. Kyse on siis paitsi biodiversiteetin turvaamisen myös ekologisesti kestävä kehityksen operationalisoimisesta.

Biodiversiteettiä turvaavilta standardeilta edellytetään joustavuutta. Biodiversiteettioikeudessa tiukkojen standardien asettamista vaikeuttaa esimerkiksi se, että turvattavia luonnonvaroja tarkastellaan usein kvalitatiivisesti ja niitä on vaikea määritellä kvantitatiivisesti eli numeerisia standardeja käyttäen. Tiukan standardoinnin vaikeudet ja joustavuuden vaatimukset liittyvät yleisemmin biodiversiteetin turvaamisen erityispiirteisiin. Joustavuuteen kuuluu esimerkiksi sanallisten standardien tarkistaminen aika ajoin ekologisten ja muiden asiaan kuuluvien olosuhteiden muuttumisen vuoksi.

Biodiversiteetin turvaamistavoitteiden toteuttaminen instrumentein ja standardein edellyttää kokonaisvaltaista lainsäädännön kehittämistä. Säädettyessä materiaalisia säännöksiä joudutaankin pohtimaan operationalisointia ja säännösten muodostamisen perusteita biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta.

Kymmenen teesiä instrumenttien tai standardien sisältämisestä säännöksistä.² Biodiversiteettioikeuden tavoitteiden saavuttamiseksi on syytä hahmotella tämän tutkimuksen pohjalta joitakin yleisiä perusteita materiaalisten normien säätämiseksi. Ilman asianmukaisia biodiversiteettiä turvaavia säännöksiä, joita biodiversiteettioikeudelliset periaatteet täydentävät, ketään ei voida oikeudellisesti ohjata (viime kädessä pakkokeinoin ja sanktioin), turvaamaan biodiversiteettiä. Laillisuusperiaate huomioon ottaen sääntelyllä asetetaan biodiversiteettiä turvaavien oikeudellisten toimien perusta. Seuraavat kymmenen teesiä pyrkivät asettamaan joitakin suuntaviivoja biodiversiteettiä turvaavien säännösten antamiselle.

1) Biodiversiteettiä turvaavien säännösten on oltava tarpeeksi kattavia ja niin selkeitä kuin mahdollista. Lisäksi niiden on annettava riittävä toimeenpanovalta viranomaiselle tai muulle biodiversiteettiä turvaavalle toimijalle.

2) Biodiversiteettiä turvaavat säännökset pitäisi nähdä osana koko oikeusjärjestystä, jotta voitaisiin havaita ja vähentää (esimerkiksi käyttäen *lex specialis* - tulkintasääntöä) muista asiaan liittyvistä säännöksistä aiheutuvia kielteisiä vaikutuksia ja rajoituksia biodiversiteetin turvaamiselle.

² Erityisesti kahdeksan ensimmäistä teesiä perustuvat tämän tutkimuksen lisäksi professori Stefan Westerlundin syksyllä 1999 Uppsalan yliopistossa jakamaan julkaisemattomaan opetusmateriaaliin ”The absolute basics for drafting environmental law”, jota käsiteltiin ympäristöoikeuden metodikurssilla.

3) On huomattava, että biodiversiteettiä turvaavat säännökset saattavat olla hierarkkisesti alempana toisen lain säännöksiä (lex superior -sääntö). Mikäli hierarkkisesti ylempänä oleva säädös estää biodiversiteetin turvaamisen, olisi sen säännösten sopivuus PerustusL:n ja erityisesti ympäristöperusoikeuden kanssa tarkistettava. Tarvittaessa alemman tasoisen säädöksen muutos olisi ulotettava koskemaan myös tällaista hierarkkisesti ylempää säädöstä, vaikka jälkimmäinen säädös ei olisikaan PerustusL:n vastainen.

4) On huomattava, että sisältöä koskevat säännökset ovat biodiversiteettioikeuden ja laajemmin ympäristöoikeuden kriittinen kohta. Biodiversiteettioikeus ei voi koskaan olla tehokkaampaa kuin sen sisältönormit sallivat.

5) Biodiversiteetin turvaamista koskevat säännökset pitäisi rakentaa niin, että erot ja vuorovaikutus toimintoja ohjaavien säännösten (esimerkiksi emissiostandardien) ja suoranaisesti biodiversiteettiin (esimerkiksi suojeltaviin luontotyyppeihin) ja muutoin ympäristöön liittyvien säännösten välillä voidaan käytännössä havaita.

6) Biodiversiteetin olemassa olevaa tai toivottua sisältöä koskevien säännösten vaatimukset, esimerkiksi laatustandardien arvot, pitäisi kyetä toteuttamaan ihmisen käyttäytymistä ohjaavilla sisältönormeilla. Niinpä nämä vaatimukset on siirrettävä myös käyttäytymistä ohjaaviksi normeiksi. Siirtäminen edellyttää välittäviä sisältönormeja kuten kriittisen kuormituksen standardeja. Käyttäytymistä ohjaavat säännökset on rakennettava niin, että toimijat voivat tunnistaa oikeutensa ja velvollisuutensa tietääkseen, kuinka toimia säännösten mukaan. Tätä säännöksistä ilmi käyvää seikkaa voidaan kutsua henkilöiden biodiversiteettioikeudelliseksi oikeusasemaksi turvaamissuhteen osapuolena. Oikeusaseman määrittely on tärkeää myös pohdittaessa yksilöiden ja yhteisöjen mahdollisuutta osallistua ja sillä tavoin välillisesti turvata biodiversiteettiä.

7) Suoranaisesti biodiversiteettiin (joukkoon monimutkaisia ja epälineaarisia luonnontointoja) liittyvät sisältöä koskevat säännökset pitäisi jollakin tavoin saada toimimaan yhdessä ihmisten käyttäytymistä ohjaavien sisältönormien kanssa. Tämä vuoksi tarvitaan erityyppisiä laatustandardeja, esimerkiksi liittyen indikaattorilajeihin tai vesistöhabitaattien sallittuun kokonaiskuormitukseen, jotka muuttavat biodiversiteettiin sisältyvien luonnontointojen epälineaarisuuden ihmisten toimintoja ohjaaviksi – suhteellisen suoraviivaisiksi – oikeussäännöiksi, esimerkiksi päästöjen raja-arvoiksi.

8) Biodiversiteettiä turvaavien säännösten on oltava myös herkästi reagoivia. Biodiversiteetti sisältää luonnollisista tai ihmisen aiheuttamista syistä alati muuttuvia prosesseja. Saavuttaakseen tai ylläpitääkseen mahdolliset toivotut olosuhteet biodiversiteetissä säännösten tulisi sisältää jonkinlaisia palaute- ja seurantamekanismeja, jotka säätävät toimintoja ohjaavia säännöksiä silloin, kun biodiversiteetin laatustandardeja ei saavuteta.

Edellisiin teeseihin voidaan lisätä menettelyllisinä näkökohtina muun muassa 9) avoimuus biodiversiteettiä koskevassa tiedottamisessa sekä 10) yleisön laajat osallistumismahdollisuudet biodiversiteettiä koskevassa päätöksenteossa. Nämä

prosessuaaliset sääntelyohjeet saattavat merkitä perinteisen asianosaikäsitteen ja intressidikotomian tarkastamista, sillä suppea asianosaikäsite sekä perinteinen jako yleiseen ja yksityiseen intressiin voivat joissakin tapauksissa rajoittaa yksityishenkilöiden puhevaltaa ja oikeusasemaa biodiversiteetin turvaajana.

Turvaamisen erityispiirteitä. Kun muutamme biologisen monimuotoisuuden turvaamistavoitteet ihmisten käyttäytymistä ohjaaviksi normeiksi, rakennamme epäsuoran linkin biodiversiteetin ja ihmisen käyttäytymisen välille. Tämä muutos voidaan osittain toteuttaa ohjaamalla päätöksentekoa biodiversiteettioikeudellisten periaatteiden avulla. Biodiversiteetin turvaamistavoitteen saavuttamiseksi horisontaalisessa turvaamissuhteessa tarvitsemme kuitenkin säännöksiin asetetun suuremman yhteyden biodiversiteetin ja ihmisen käyttäytymisen välille, mikä mahdollistunee esimerkiksi navigointitoimintojen avulla.

Navigointitoiminto voisi biodiversiteettioikeudessa merkitä sitä, että lainsäätäjä yrittää turvata biodiversiteettiä ja rakentaa turvaamistarkoituksessa tarpeellisen linkin paitsi biodiversiteetin tilan ja hallinnon välille, myös suoraan biodiversiteetin ja toimijoiden (pätöksentekijöiden, metsästäjien, luonnonsuojeluyhdistysten ja niiden jäsenten jne.) välille. Suora linkki tarkoittaisi, että yksityishenkilöt voisivat itse olla aktiivisia ja reagoida biodiversiteetin turvaamiseksi ja ottaa näin vastuuta, kun jotakin biodiversiteettiin liittyvää standardien tai säännösten vastaista yllättävästi tapahtuu. Erilaiset navigointistandardit ja -instrumentit voivat myös antaa koordinaatit, kuinka toimia erilaisten ympäristöä koskevien standardien tai säännösten kanssa biodiversiteetin turvaamiseksi.

Navigointitoiminto edellä kuvatuin tavoin kehiteltynä edellyttää 1) *riittävää informaatioita toimintaa varten*, toisin sanoen henkilöiden kykyä ja mahdollisuutta havaita luonnossa ja sen monimuotoisuudessa tapahtuvia muutoksia sekä 2) *toimintavaltuutta* eli mahdollisuutta toimia eri tavoin biodiversiteettiä koskevan muutoksen ylittäessä eri standardein asetetut *toimintakynnyksen* rajat. Navigointitoiminto voi määritellä myös 3) *toimintatavan* eli puitteet siitä, kuinka henkilö voi toimia biodiversiteetin turvaksi käytännössä, ja 4) *toimintavelvoitteet, korvausvelvollisuudet ja seuraamukset*, kuten sanktiot toiminnan laiminlyönnistä. Nämä toimintaan kytkeytyvät näkökohdat voidaan sisällyttää navigointi-instrumenttiin tarvittavilta osin.

Biodiversiteettioikeus sisältää peruskäsitteiden lisäksi muodostumassa olevia tai jo muodostettuja käsitteitä eli *konseptioita*. Eräs biodiversiteettioikeuden tärkeimpiä konseptioita on *luontotyyppien ja lajien suotuista suojelutaso*. Tämän konseptin hyödyntäminen edellyttää, että sekä ekologiset tosiseikat biodiversiteetin osista että konseptin oikeudellinen rakenne ovat riittävän selkeitä ja tarkkoja. Oikeudelliseksi työvälineeksi täsmennettynä se voi toimia eräänlaisena navigointistandardina.

Turvaamisen toteuttaminen. Biodiversiteettioikeudellisen ohjauksen tehostamiseksi on otettava myös huomioon, etteivät asetetut tavoitteet välttämättä toteudu tarkoitettulla tavalla tai ainakaan täysimääräisesti oikeudellisessa

täytäntöönpanossa. Täytäntöönpanon tehokkuus heikkenee aina, kun biodiversiteettioikeuden tavoitteet muutetaan oikeudelliseksi ohjaukseksi ja lopulta konkreettiseksi toiminnaksi. Näitä *täytäntöönpanon hävikkejä* voidaan kuitenkin vähentää kehittämällä biodiversiteettioikeudellisten ohjausmekanismeja.

Biodiversiteettioikeudellinen ohjaus optimoituu vain, mikäli toimeenpano hallinnossa perustuu mahdollisimman *kokonaisvaltaiseen luonnon arvottamiseen*. Biodiversiteetin turvaamistavoitteet ja mahdollisuuksien mukaan myös niiden taustalla olevat erilaiset arvot on pyrittävä ottamaan huomioon turvaamismekanismien valmistelussa ja toimeenpanossa.

Ohjauksen toteuttamiseksi tulisi pyrkiä ohjausmekanismien sisäiseen koherensseen. Mekanismin sisäiset ristiriidat voivat estää turvaamistavoitteiden toteutumisen varsinkin, jos oikeusjärjestyksen ristiriitaiset ainekset pyrkivät vahvistamaan muiden kuin biodiversiteetin turvaamistavoitteiden toteutumista toiminnan ohjauksessa.

6.3 TURVAAMISEN INSTRUMENTIT

Lähtökohdat. Biologisten luonnonvarojen kestävään käyttöön ohjaaville instrumenteille on asettava suhteellisen korkeat vaatimukset etenkin, kun otetaan huomioon niitä koskevien säännösten toimeenpanovaje. Turvaamismekanismeina niiltä voidaankin edellyttää muun muassa seuraavia seikkoja:

- 1) instrumentit ohjaavat käyttöä siten, että haitalliset vaikutukset biologiselle monimuotoisuudelle mahdollisuuksien mukaan vältetään tai ainakin minimoidaan;
- 2) instrumentit edistävät biodiversiteetin turvaamista koskevien tavoitteiden ja periaatteiden välittymistä päätöksiin;
- 3) instrumentit edistävät biodiversiteettiä ja kestäväää käyttöä koskevan tiedon välittymistä päätöksiin niin, että tämä tieto voidaan ottaa huomioon osana päätöksentekoa;
- 4) instrumentit auttavat säätelemään ja hoitamaan biologisen monimuotoisuuden suojelun kannalta tärkeitä biologisia luonnonvaroja;
- 5) instrumentit ohjaavat erityisesti suojelualueiden läheisyydessä sellaiseen biologisten luonnonvarojen käyttöön, että näiden alueiden olosuhteet suojelulle säilyvät suotuisana;
- 6) instrumentit suojelevat ja rohkaisevat biologisten luonnonvarojen perinteiseen käyttöön kulttuuristen käytäntöjen mukaisesti tavalla, joka soveltuu suojelun ja kestävään käytön edellytyksiin;
- 7) instrumentit auttavat paikallisia väestöjä kehittämään ja toteuttamaan korjaavia toimia sellaisilla rappeutuneilla alueilla, joiden biologinen monimuotoisuus on vähentynyt; sekä

8) instrumentit rohkaisevat viranomaisia ja yksityisiä tahoja kehittämään yhteistyössä menetelmiä biologisten luonnonvarojen kestäväää käyttöä varten.³

Turvaamiskynnys. Ideaalitilanteessa käytönohjaus käynnistyy aina, kun biodiversiteetin turvaamiselle on tarvetta. Käynnistymiskynnyksen harkintaan vaikuttaa tarkoitussidonnaisuuden periaatteen mukaisesti ohjauksen tarkoitus (yleinen harkintaperuste). Lisäksi turvaamismekanismin käynnistymiskynnystä saattavat ohjata erityiset laeissa asetetut harkintaperusteet. Käytännössä biologisten luonnonvarojen käytönohjauksen kynnys vaihtelee erilaisten tosiseikkojen vuoksi.

Biodiversiteetin turvaamiskynnys palautuu ohjaavan instrumentin käynnistymiskynnykseen. Kun instrumentin avulla asia laitetaan vireille sen ratkaisemiseksi viranomaisessa, instrumentin menettely voi käynnistyä tosiasiasaamaan aikaan. Näin on esimerkiksi suurpetojen pyyntilupamenettelyissä. Sitä vastoin esimerkiksi Natura 2000 -alueisiin liittyvää ympäristövaikutusten arviointia ja karhun kiintiömetsästäystä koskevissa menettelyissä nämä kaksi kynnystä ei yhdy, koska näillä menettelyillä ei pyritä välittömästi hallintopäätökseen.

Instrumentit voidaan jakaa käynnistymiskynnyksen osalta viiteen ryhmään, jotka tosin saattavat limittyä joissakin turvaamismekanismeissa. Vaikka jako ei ole täysin yksiselitteinen, sitä voidaan käyttää tukena valittaessa biodiversiteetin turvaamisen kannalta asianmukaisinta instrumenttia. Käynnistymiskynnyksien ryhmät ovat seuraavat:

- 1) Instrumentit käynnistyvät suoraan lain nojalla tietyissä toimissa. Nämä instrumentit eivät sisällä erityisiä biodiversiteetin turvaamiseen liittyviä käynnistymiskynnyksiä. Tällainen instrumentti on esimerkiksi kaavojen ympäristövaikutusten arviointi.
- 2) Instrumenttien käyttämisestä on suoraan lain nojalla rajoitettu alueellisesti, määrällisesti, laadullisesti ja/tai ajallisesti taikka tiettyjen käyttömuotojen osalta. Näissä ohjausmekanismeissa lainsäätäjä on tosiasiasaassa ratkaissut käytönohjauksen käynnistymiskynnyksen. Esimerkistä käy karhujen rauhoitus ja siitä poikkeaminen tietynä aikana kiintiömetsästyksellä.
- 3) Instrumentit saattavat käynnistyä tiettyjen biologisten luonnonvarojen käytötapojen aktualisoituessa hankkein, ohjelmin tai suunnitelmin. Käynnistymiskynnyksen muodostavat tällöin hanke-, laji- tai luontotyyppiluettelot, kiellot tai muut sellaiset erityiset harkintaperusteet. Esimerkiksi Euroopan yhteisön lajien suojelu ja siitä poikkeaminen pohjautuu lajilistaan.
- 4) Neljännen ryhmän muodostavat asianosaisaloitteiset turvaamisinstrumentit. Näissä hakija tai muu yksityinen taho ratkaisee (mahdollisesti korvausta

³ Tähän listaan on saatu tutkimuksen ohella ideoita Rion sopimuksen 10 artiklasta.

vastaan), haluaako hän käyttää turvaamisinstrumenttia. Tällaisia instrumentteja ovat esimerkiksi metsätalouden ympäristötuet.

5) Instrumenttien *käynnistymiskynnys tosiasiaassa ratkaistaan niihin liittyvässä, joskin niistä erillisissä hallintomenettelyissä*. Esimerkiksi harkinnanvaraisten hankkeiden arviointimenettely on sellainen instrumentti.

Kaikkia edellä luokiteltuja, voimassa olevien instrumenttien käynnistymiskynnyksiä ei ole asetettu biologisen monimuotoisuuden suojeluun tai sen osien kestävään käyttöön nähden asianmukaisesti. Millainen käynnistymiskynnys sitten olisi asianmukaisessa suhteessa sellaiseen suojeluun tai kestäväan käyttöön? Tähän voidaan todeta ideaalimallin pohjalta, että 1) mitä voimakkaammin käyttö todennäköisesti kohdistuu biodiversiteettiin, sitä enemmän korostuu käytönohjaustarve ja sitä alhaisempi tulisi olla turvaamisinstrumentin käynnistymiskynnyksen, ja että 2) mitä korkeampi suojeluarvo käytön kohteena olevalla biodiversiteetillä todennäköisesti on, sitä vahvempi on käytönohjaustarve ja sitä alhaisempi tulisi olla turvaamisinstrumentin käynnistymiskynnyksen. Tästä ei voida kuitenkaan "e contrario" päätellä vähäisen käytön tai vähäisen suojelun ohjaustarvetta. Vähäisen käytön ja vähäisen suojelusta poikkeamisen ohjauskynnys on harkittava toisin perustein.

Turvaamisenettely. Instrumenttiin kytkeytyvien menettelyiden avulla voidaan ohjata ihmisiä biodiversiteetin turvaamiseen lähinnä kehittämällä vuorovaikutuskeinoja (osallistumista) sekä lisäämällä tietoa ja tietämystä biodiversiteetistä ja siihen kohdistuvien toimintojen vaikutuksista. Valittaessa ja sisällytettäessä lainsäädäntöön asianmukaista biodiversiteettiä turvaavaa instrumenttia tulisikin kiinnittää huomiota myös instrumentin prosessuaalisiin ominaisuuksiin; erityisesti osallistumiseen sekä biodiversiteettiä koskevan tiedon saatavuuteen ja kokoamiseen sekä sen välittymiseen osaksi päätöksentekoa.

Biodiversiteetin turvaamisessa kansalaisten mahdollisimman laajat osallistumis- ja valitusmahdollisuudet ovat suotavia. Mitä merkittävämpiä haitallisia vaikutuksia toimenpiteestä aiheutuu biodiversiteetille, sitä tärkeämmäksi muodostuvat myös "kolmansien" tahojen osallistumismahdollisuudet. Biodiversiteettivaikutuksiltaan vähäisissä hankkeissa ei kuitenkaan yleensä prosessiekonomisten syiden vuoksi kannata kuulemisia järjestää. Osallistumisella on keskeinen merkitys biodiversiteettiä koskevan tiedon kokoamisessa ja välittämisessä. Osallistumisen merkitystä lisää mahdollisimman vapaa pääsy ympäristötietoon ja mahdollisuus jakaa tieto laajasti yksilöiden ja yhteisöjen (erilaisten intressiryhmien) kanssa. Mitä laajemmin biodiversiteettiä koskeva tieto jaetaan, sitä todennäköisempää on, että erilaiset intressiryhmät kykenevät määrittelemään ongelmakohtat ja löytämään ongelmat yhteensovittavan ratkaisun.

Teoriassa keskeiset intressiryhmät (osalliset) voidaan jäsentää kolmeen ryhmään. 1 osalliskategoriaan kuuluvat toiminnasta vastaavat tahot (esimerkiksi ympäristötuen hakijat), 2 kategoriaan viranomaiset tai muut vastaavat tahot

(esimerkiksi metsäkeskukset) ja 3 kategoriaan muut osalliset (esimerkiksi luonnonsuojelujärjestöt ja maanomistajat), jotka voivat antaa lausuntoja ja mielipiteitä asiassa. Viranomaisten ja yksilöiden välille syntyy siten erilaisia suhdeverkostoja, jotka pyritään järjestämään instrumentin menettelyssä. Osallistumista on tarkasteltava kokonaisuutena myös valitusmahdollisuudet mukaan lukien.

Kaikki potentiaalisesti biodiversiteettiä turvaavat tahot eivät voi käytännössä osallistua yksittäisiin luonnonvarojen käyttöä ohjaaviin päätöksiin. Osallistumista onkin prosessiekonomisten ja muiden käytännön syiden vuoksi yleensä jollakin tavoin rajattava. Käytännössä osallisten rajaamiseen vaikuttavat turvattavan ympäristöedun tai muun ns. merkityksellisen edun ja henkilöiden oikeusaseman määrittelyt eri menettelysäännöksissä.

Biodiversiteetin säilyttäminen osana ympäristöä on julkinen intressi (yleinen etu). Yleisenä ympäristöetuna sillä on kahdet kasvot. Toisaalta biodiversiteetin turvaaminen on ihmiskunnan yhteinen etu, joka koituu sekä nykyisten että tulevien sukupolvien hyväksi. Tässä mielessä se kytkeytyy eri henkilöiden elinympäristöä koskeviin intresseihin. Toisaalta biodiversiteetin turvaaminen on luonnon itseisarvosta lähtevänä intressinä ihmisten (henkilöiden) intresseistä riippumaton itsenäinen yleinen ympäristöetu.

Biodiversiteetin oikeudellinen turvaaminen edellyttää kansalaisten osallistumismahdollisuuksien laajentamista aikaisemmasta käytännöstä. Viranomaiset edustavat perinteisesti yleisiä ympäristöetuja. Kansalaisten osallistumismahdollisuuksien laajentaminen on eräs ympäristöviranomaisten toimintaa tukeva ratkaisu. Uusimmassa ympäristölainsäädännössä on myös asukas-, ympäristö- tai luonnonsuojelujärjestöille annettu mahdollisuus käyttää puhevaltaa yleisen ympäristöedun puolesta. Biodiversiteetin turvaamista ei kuitenkaan ole perusteltua kategorisoida sellaiseksi yksityiseksi tai yleiseksi intressiksi, jonka pohjalta ratkaistaan osallistumis- ja valitusmahdollisuudet. Asianosaisuus tai yksityinen intressi soveltuu huonosti sellaiseksi yleiseksi perustaksi osallistumisoikeudelle asioissa, joissa pyritään turvaamaan biologista monimuotoisuutta yksityistä intressiä laajemmin arvoperustein, esimerkiksi tulevien sukupolvien tai luonnon itsensä vuoksi. Yksityishenkilöiden oikeus osallistua päätöksentekoon ja valittaa siitä tulisikin laajentaa lähtökohtaisesti koskemaan tilanteita, jossa biodiversiteettiä osana osallisen elinympäristöä todennäköisesti vahingoitetaan merkittävästi (peruuttamattomasti) riippumatta siitä, onko hänellä asianosaisuuteen oikeuttavaa yksityistä intressiä asiassa.

Asiaperusteista osallistumista voitaisiin rajoittaa tarpeen mukaan yksittäistapauksissa, jolloin kuitenkin ratkaisevampaa lopullisessa puheoikeudessa olisivat asialliset perusteet eikä asianosaisinstituutio. Suunta olisi asiaperusteisessa osallistumisessa yleisestä osallistumisoikeudesta erityiseen eikä, kuten nykyisin, erityisestä asianosaislähtöisestä yleisempään, esimerkiksi luonnonsuojelujärjestöjen osallistumisoikeuksiin.

Yleisön vapaasta pääsystä ympäristötietoon saadaan monia hyötyjä. Viranomaisten olisikin taattava sekä aktiivisesti että passiivisesti pääsy ympäristötietoon. Vaikka lähtökohtana on ympäristötiedon julkisuus, tietyt asiakirjat ovat biodiversiteetin turvaamiseksi salaisia. Ympäristötiedon salaaminen poikkeusperustein saattaa olla ongelmallista joissakin käytännön tilanteissa ja kääntyä toisinaan jopa biodiversiteetin turvaamista vastaan.

Biodiversiteetin turvaamisessa tiedon kokoaminen on avainasemassa, sillä tietoa luonnon monimuotoisuudesta – turvaamistavoitteiden asettamisesta aina konkreettiseen toimintaan asti – tarvitaan toiminnan ohjauksen eri vaiheissa. Tiedon kokoamisen tulisi olla tarkoituksenmukaisessa suhteessa päätökseen tai muuhun toimeen, jossa tietoa hyödynnetään. Tieto sinällään ei takaa biodiversiteetin turvaamista, vaan tarvitaan lisäksi tiedon muokkaamista soveltamiskelpoiseen muotoon ja muun muassa oikeudellisten instrumenttien kehittämistä. Biodiversiteetin turvaamisnäkökulmasta olennaisia ovat paitsi tiedon kokoamisen keinot, myös tiedon kulku eri tahojen välillä menettelyn aikana ja lopulta itse päätöksentekoon.

Tiedon kokoamisen ja välittymisen voivat estää oikeudellisten edellytysten asettamat rajoitukset. Näin on esimerkiksi Natura 2000 -alueisiin merkittävästi vaikuttavissa hankkeissa, joita ei hyväksytä viranomaisten toimesta. Tietoa biodiversiteetistä voidaan kerätä ilman sääntelyäkin, mutta ilman sääntelyä sen keräämisestä ei ole mitään takeita. Sisältösäännökset voivatkin määrittellä tiedon laatua ja rajoittaa sen määrää. Instrumenttien sisältämät tiedon kokoamisen ja välittymisen sisällölliset edellytykset voidaan jakaa kolmeen näkökulmaan: 1) tiedolle asetetut sisältövaatimukset, 2) tiedon rajaus, 3) vaihtoehtojen selvittäminen. Tiedon sisältövaatimukset ratkaisevat, mitä biologiseen monimuotoisuuteen kohdistuvalta tiedon kokoamiselta voidaan oikeudellisesti edellyttää. Toisaalta tiedon kokoamista voidaan rajata instrumenteissa. Esimerkiksi ympäristövaikutusten arvioinnissa rajaus voi koskea paitsi tarkasteltavia ympäristövaikutuksia myös ohjelman, suunnitelman ja hankkeen vaihtoehtoja.

Biodiversiteettiä koskevaa tietoa kootaan eri tavoin ympäristövaikutusten arviointi-, ennakoivalvonta- ja ympäristötukimenettelyissä. Instrumentin tarkoitus määrittelee pitkälti tiedon kokoamisen laajuuden. Tiedon kokoamista ja sen välittymistä päätöksenteon perustaksi olisi kuitenkin syytä kehittää systemaattisesti. Jättäytyminen lähinnä päätöksentekoa koskevien joustavien säännösten tulkinnan varaan heikentää tiedon kokoamisen ja välittymisen osalta oikeusvarmuutta sekä hankkeista tai muusta toiminnasta vastaavien oikeusturvaa. Samalla biodiversiteetin turvaamiseksi tarvittavan tiedon kokoaminen ja sen välittyminen päätöksentekoon jää sattumanvaraiseksi. Tämä sattumanvaraisuus näkyy erityisesti suurpetojen pyynnin ennakoivalvonnassa.

Turvaamis päätös. Biodiversiteettiä turvaavin instrumentein voidaan ohjata päätöksentekoa käytännössä siten, että päätöksenteon edellytykset sisällytetään instrumenttien normeihin. Instrumentit voivat myös viitata sellaisiin normeihin.

hin, joiden nojalla lopullinen ohjaava hallintopäätös tai muu sellainen ratkaisu tehdään. Instrumentteihin sisältyvän tai niihin liittyvän ohjaavan hallintopäätöksen tai muun tällaisen ratkaisun tekee toimivaltainen viranomainen tai siihen rinnastettavissa oleva taho. Erityisesti hallinnollisiin instrumentteihin liittyy lukuisia päätöstilanteita, joilla toisaalta suojellaan biodiversiteettiä ja toisaalta sallitaan sen osien käyttö tai heikentyminen. *Päätöksentekoonkin kohdistuvan ohjauksen lopullinen kohde on konkreettisesti biodiversiteettiin vaikuttava toimija.*

Biodiversiteettioikeuden päätöksenteon keskiössä on joustavien normien soveltaminen. Päätös sisältää siis tavallisesti tulkinnan oikeudellisen normin sisällöstä. Joustavat normit voivat saada sisältönsä eri lähteistä. Biodiversiteetin turvaamisen kannalta tärkeät joustavien normien tulkintaan vaikuttavat elementit voidaan jakaa oikeudellisiksi ja muiksi elementeiksi. Instrumenttiin sisältyvän joustavan säännöksen oikeudellisia tulkinnan elementtejä ovat kansainväliset sopimukset ja muu kansainvälinen oikeus, EY-oikeus, perusoikeudet, strategioista tai laista ilmenevät tavoitteet ja muut sallitut oikeuslähteet, kuten standardit. Niihin kuuluvat myös oikeusperiaatteet sekä oikeudelliset käsitteet tai konseptiot, mutta tulkinnallisesti relevantit periaatteet ja käsitteet ulottuvat myös oikeudellisen kentän ulkopuolelle. Muita tulkinnan elementtejä ovat tosiseikat ja arvot.

Päätöksentekotilanteissa saattaa ilmetä erilaisia biodiversiteettioikeuden tavoitteisiin liittyviä eettisiä kysymyksiä. Biodiversiteettioikeuden tavoitteista ei voida täysin irrottaa niiden taustalla olevia arvoja, vaan tulkintatilanteissa arvoarvostelmat ovat osa päätöksentekoa. Vastaavasti biodiversiteettiä koskevat faktat muodostavat perustan tavoitteiden mukaiselle joustaviin normeihin pohjautuvalle päätöksenteolle. Biodiversiteettioikeuden tavoitteiden huomioon ottaminen on kaiken kaikkiaan osa laajempaa intressivertailua. Biodiversiteetin turvaamistavoitteiden huomioon ottaminen päätöksenteossa linkittykin käytännössä muun muassa hallinnon laillisuuteen ja kansalaisten oikeusturvaintresseihin.

Toimi- ja harkintavallan ekskurssit osoittavat, että biodiversiteetin turvaamistavoitteiden huomioon ottaminen ja turvaamissuhteen havaitseminen edistää instrumentteihin liittyvän päätöksenteon kokonaisvaltaista ymmärtämistä ja joustavien normien tulkintaa. Biodiversiteettioikeuden systematisoinnin kautta esimerkiksi Metsäl 3 luvun biodiversiteetin säilyttämismekanismi on ymmärrettävissä suojelu- ja poikkeuslupainstrumenttien vuorovaikutteiseksi yhdistelmäksi, jossa Metsäl 11 §:ssä tarkemmin määritelty poikkeusharkinnan suhde KMRL 19 §:n ympäristötukeen on aihetta kuvata oheisen kuvion mukaisesti osin aikaisemmin kirjallisuudessa esiintyneestä kannasta poiketen.



Kuvio 21: Metsälä 11 §:n mukaisen poikkeusharkinnan suhde ympäristötukeen.

Biodiversiteettiä koskevat oikeudelliset päätökset ovat usein ns. kiperiä tapauksia, kuten toimi- ja harkintavaltaa koskevat ekskurssit osoittavat. Päätöksentekijän on justifioitava valintansa useista mahdollisista oikeudellisista säännöistä ja periaatteista (normeista) tai lyhyemmin normin tulkintaratkaisunsa. Päätöksentekoon biodiversiteetin turvaaminen linkittyy kolmidimensionaalisenä käsitteenä. Päätöksentekijän on selvennettävä joustavan normin sisältö. Samaan aikaan on tunnistettava ratkaisun kannalta relevantit faktat ja päätettävä, milloin asian ratkaisemiseksi on käytettävissä riittävästi tietoa toiminnasta ja sen vaikutuksista biodiversiteetille. Päätöksenteon kolmantena ulottuvuutena ovat arvot. Päätöksentekijä perustaa faktojen ja normien punninnan arvoihin (arvotamisen), joten ei ole yhdentekevää, miten hän ymmärtää päätöksen kohteena olevan toimijan suhteen biodiversiteettiin.

Biodiversiteettioikeus pyrkii tavoitteensa huomioon ottaen sovittamaan yhteen ristiriitoja, joita syntyy luontoon ja sen monimuotoisuuteen kohdistuvien erilaisten odotusten ja intressien välille. Kuitenkin turvaamisnäkökulma muo-

dostaa vain yhden lähtökohdan hallinnolliselle päätöksenteolle tai muulle asiaan kuuluvalla toiminnalla. Biodiversiteettioikeuden tavoitteiden suhde muihin intresseihin, esimerkiksi omistus- ja immateriaalioikeuksiin, tarvitsee vielä lisätutkimusta, jotta mahdollisesti syntyvät konfliktit voitaisiin ehkäistä ja ratkaista. Konflikteja voidaankin ehkäistä instrumentteja kehittämällä ja niihin sisältyviä säännöksiä tulkitsemalla. Esimerkiksi LSL 66.1 §:n heikentämiskielon *ns. esiharkinta ja kytkeminen* muuhun hankkeiden ennakoivalvontaan mahdollistaisi instrumentaalisen suhteellisuusperiaatteen huomioon ottamisen ja saattaa näin vähentää esille tulevia ristiriitoja.

Turvaamisen varmistaminen. *Instrumentin mukaisen ohjauksen on oltava riittävän kattavaa.* Turvattaessa biodiversiteettiä oikeudellisin mekanismein tarvitaan, kuten edellisissä jaksoissa todettiin, mekanismin käynnistymistä sekä siihen sisältyvää asianmukaista menettelyä ja päätöksentekoa. Nämä vaiheet ovat kuitenkin turhia, ellei mekanismin avulla kyetä varmistamaan biodiversiteetin turvaamisen toteutumista.

Biodiversiteettiä turvaavan instrumentin ohjaustarkoituksen toteutuminen voidaan varmistaa erilaisin keinoin. Voidaan ajatella, että nämä keinot valitaan sen mukaan, miten tärkeää on implementoinnin onnistuminen. Suojeluarvoiltaan korkeissa kohteissa ja vaikutuksiltaan merkittävän haitallisissa toimenpiteissä varmistamiskeinojen toimivuus korostuu.

Varmistamiskeinot voidaan jakaa viiteen ryhmään. Turvaamisinstrumentti sisältää 1) yleensä jonkinlaiset tiedot, ehdot tai määräykset, joilla rajoitetaan biodiversiteetille tai sen osille aiheutuvia merkittäviä haitallisia vaikutuksia. Instrumentin toimivuus saatetaan varmistaa 2) puolueettoman viranomaisen tai muun toimielimen tarkastuksin. Instrumenttiin kytketään tavallisesti 3) normit asetettujen vaatimusten toteutumisen seurannasta ja valvonnasta. Instrumenttiin liitetään usein 4) säännökset pakkokeinoista, korvauksista ja sanktioista vaatimusten vastaisten toimien ja laiminlyöntien varalle. Lisäksi saattaa olla 5) muita yksittäisiä keinoja, joilla biodiversiteetin turvaamistavoitteet pyritään varmistamaan.

6.4 LOPUKSI

Johdannossa kuvattiin, kuinka kulttuurin kerrostuminen ja laajentuminen on toistaiseksi lisännyt biodiversiteetin häviämistä. Toisaalta eriteltiin tarkemmin niitä ihmisestä johtuvia seikkoja, joiden vuoksi ennätysmäärä luontoa ja sen monimuotoisuutta tuhoutuu joka vuosi. Eräänä tekijänä pidettiin kehittymätöntä lainsäädäntöä.

Oikeastaan kyse on yleisemmin oikeusjärjestyksen kehittymättömyydestä. Biodiversiteettiä turvaava oikeusjärjestys ei voi keskittyä vain henkilöiden oikeussuhteiden järjestämiseen, vaan sen olisi otettava huomioon myös luonto

oikeudellisesti turvattavana kohteena, jolloin luonnon ja oikeussubjektien välille syntyy oikeudellisesti relevantti turvaamissuhde.

Turvaamissuhteen hyväksyminen ei saa kuitenkaan merkitä ihmisen perinteisten perusoikeuksien ja oikeusturvanäkökohtien romuttumista, vaan lähinnä niitä täydentävien biodiversiteetin turvaamismekanismien luomista. Ekologisesti nykyistä kestävämmän oikeusjärjestyksen kehittäminen edellyttää oikeudellisten periaatteiden ja mekanismien uudelleen arviointia ja kehitystyötä, joka ei voi päättyä yhdessä tai kahdessa tutkimuksessa. Lohdullista on kuitenkin, että biologista monimuotoisuutta voidaan – niin haluttaessa – turvata oikeudellisin periaatein ja mekanismein.

Summary

Kai Kokko

LEGAL PRINCIPLES AND MECHANISMS FOR SAFEGUARDING BIODIVERSITY

1 Introduction

The traditional legal system acting between legal subjects, e.g. individuals, state and companies, offers no solution on how to protect biodiversity. Ecological and ecophilosophical studies have shown that biodiversity is a complex dynamic system and a target of diverse values. Thus, it is necessary to establish a new branch of law, biodiversity law, based on novel legal principles and mechanisms. The objectives of the Convention on Biological Diversity (the CBD) cannot be achieved by means of traditional legal solutions.

Biodiversity law includes new terms that are not yet well established in a legal context. Many of the terms are listed in the CBD. In addition, the Bird and Habitat Directives, the Forest Act and the Nature Conservation Act contain special terms in order to safeguard biodiversity. The key term, of course, is biological diversity or biodiversity, which means the variability among living organisms, including variation within species, between species as well as the variation of ecosystems. Thus, biodiversity comprises three conceptual levels: 1) ecosystem diversity, 2) species diversity and 3) genetic diversity. In a legal context, ecosystems, species (and genes) underlying diversity are also the targets of legal protection.

2 Safeguarding objectives and the legal order

Biodiversity can be safeguarded through many means. The safeguarding objective includes at least three subgoals: 1) *conservation*, 2) *sustainable use* and 3) *non-degradation*, and it differs from the other goals linked to biodiversity. The safeguarding goal is used deliberately to clarify relationships between legal subjects and nature, whereas, for example, the equitable sharing of biological resources aims at arranging relationships between legal subjects. Underlying the safeguarding objective are both anthropocentric values and the intrinsic values of nature. Nonetheless, the philosophical ground for protection would be, among others, the intrinsic value of nature. A legally relevant safeguarding

relationship can exist without permitting the different parts of nature to be legal subjects with pertinent rights and duties.

A safeguarding relationship differs distinctly from ordinary legal relationships. Biodiversity is a legally relevant object of legal protection while a person is a legal subject in a safeguarding relationship. At the same time a legal relationship in the strict sense of the word is maintained between legal subjects. Biodiversity as an object in safeguarding relations does not have the ability to format intent; in other words, legal capacity (which is, for example, a prerequisite in making contracts). Therefore, different legal arrangements for safeguarding biodiversity are necessary in order to balance other interests concerning biological resources.

The general doctrine of law needs improvement because otherwise traditional legal principles and structures may favor the realization of unsustainable projects and lead too often to deviations from the legal guidance of environmental protection. The new doctrine can be nothing less than a new branch of law, i.e. biodiversity law that interacts within the legal order. The safeguarding aspects are possible to fit into the legal order, together with other legal aspects (legal norms and legally relevant relationships).

In general, the safeguarding objective does not contradict, but rather complements the procedural regulations concerning participation, a fair trial and administration, because the legal protection of these aspects are governed by the relationship between private persons and authorities while the safeguarding relationship is between authorities or private persons and nature. This difference may, however, lead to inadequate safeguarding. Safeguarding biodiversity is a common concern of humankind, a sort of global public interest, which may or may not support a private person's expectations about his/her legal protection in different practical circumstances. Public environmental interest and private interest coincide more or less fortuitously. Thus, procedural regulations must be monitored in order to improve the possibilities of the public to advocate the general environmental interest in addition to private interests. The first step is the access of non-governmental organizations (NGOs) to courts or administrative bodies for protecting biodiversity.

Safeguarding biodiversity and its components is a new and exceptional target of legal protection in jurisprudence. The legal protection of biodiversity has both horizontal and vertical time dimensions. Biodiversity includes ecological processes that can be safeguarded only on an intergenerational time scale. Thus, biodiversity law can not concentrate only on legal relationships confined to a generation, but also unborn people can be seen as beneficiaries, with intergenerational equity forming an important aspect of this new legal system. If nature has intrinsic value, it is logical to think that safeguarding biodiversity also benefits other living beings than humans. Because biodiversity is also protected for future generations and for nature itself, a new dimension is necessary in addition to horizontal and vertical legal relations.

The safeguarding objectives can be transformed into legal norms (principles and rules) that guide human behaviour or activities in order to achieve the desired objectives. This transformation comprises two kinds of safeguarding relationships: 1) between biodiversity and private persons, 2) between biodiversity and government or municipal officials. Safeguarding relations include formal features, which can be viewed as administrative relations from the vantage points of 1) parties of, 2) establishment of, 3) amendment of and 4) dissolution of a relationship. The formal features also deal with the questions of 5) how personal and 6) how removable a safeguarding relationship actually is. The deep understanding of this relationship opens up a new avenue to legal guidance.

3 Legal guidance

Safeguarding biodiversity can be accomplished by using legal, information or economic guidance or different combinations of all of the above. Although all forms of guidance can be integrated into legislation, legal guidance can only be realized with the aid of legal principles and mechanisms (strategies, instruments and standards). Such guidance can concern itself with decision-making or concrete actions, which may have positive or negative effects on biodiversity. See figure 1.

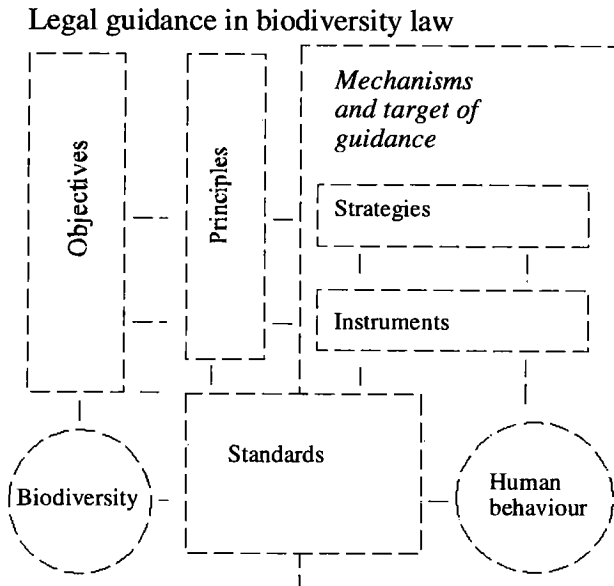
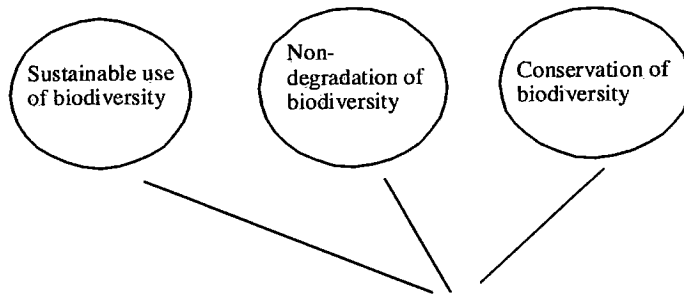


Figure 1

The objectives of biodiversity law provide the main background for interpreting international and national environmental law principles when the principles are translated into biodiversity law. See figure 2.

Interpretation of environmental principles in biodiversity law



Principles	Content
Safeguarding the biodiversity principle	<ul style="list-style-type: none"> – any adverse (irrevocable) effect on biodiversity shall be avoided – to sustainable use, non-degradation and conservation of biodiversity shall be encouraged according to the integration principle in all actions
Sustainable development principle	– development shall be biodiversity-friendly and shall be ecologically sustainable so that the needs and aspirations of present and future generations are met.
Sustainable use principle	– biological resources shall be used in a sustainable way, within the limits of renewal, to meet the needs and aspirations of present and future generations
Non-degradation principle	– biodiversity shall not be irreversibly degraded and shall be maintained within the limits of renewal
Precautionary principle	<ul style="list-style-type: none"> – lack of complete scientific certainty shall not be used as a reason for postponing precautionary measures – preventive measures shall be taken in order to avoid any risk or danger to biodiversity – the legitimate needs of different interest groups linked to the components of biodiversity should be taken into consideration in advance
Preventive principle	– significant harmful effects on biodiversity shall be assessed and prevented or minimized in advance
Source principle	– the causes of significant reduction or loss of biodiversity shall be anticipated, prevented and attacked at the source
Shelter principle	– any activities shall be practised within the quality limits of biodiversity (within the limits of environmental tolerance)
Polluter pays principle	– anyone whose activities cause or are likely to cause damage to biodiversity shall bear the costs of full preventive or restorative measures

Figure 2

When the principles are included in legislation they are usually confirmed as legal principles. Only legal principles have the power of legal argument in decision making. However, the other principles may have a moral value in legal reasoning. The principles are usable in biodiversity law, for example, 1) when flexible legal norms are interpreted and 2) when so-called analogy keys are needed to fulfil normative caps. Flexible norms in provisions enable many alternative decisions to be made. The flexible norm only provides a framework for decision-making while leaves a lot of space open for reflection. Some of this space is possible to fill with the principles of biodiversity law, which may provide normative guidelines for reflection.

The limits of deliberation are also set in some administrative law principles that have to be taken into consideration during the decision-making process. However, it is important to understand that administrative principles protect private persons against the misuse of public power, whereas the principles of biodiversity law protect biological diversity against the harmful activities of public or private power. The two groups of principles protect the legal goals in the various relationships. Thus, general conflicts should not emerge. Nonetheless, some aspects of decision making would change if safeguarding principles were applied in addition to administrative principles.

Strategies are programs for drafting and interpreting statutes. The strategies, in general, can adapt, among others, environmental policy demands to the legal order. They are overall policy tools that can concretize the objective of safeguarding biodiversity and set limits to legal guidance. Strategies do not include legal norms that can be used for normative guidance of various interest groups. Thus, legal instruments and standards are necessary to implement these strategies.

Legal instruments can be categorized in many ways. This study has used the following classification: 1) Informative instruments, 2) administrative instruments, 3) financial instruments, 4) agreements as instruments, 5) combinations of the above-mentioned instruments. Instruments are more complex mechanisms than standards. Nevertheless, both mechanisms can be used for the normative guidance of human behaviour in order to implement strategies. Usually, the instruments include flexible norms that can be concretized by means of standards. Instruments can be described as an aggregation of norms according to their structure of procedural and substantive regulations. The description is an over-simplification. Legal decisions linked to these instruments may also be based on other criteria than legal aspects.

Legal instruments should fulfil at least four demands: 1) They should include a starting threshold for safeguarding biodiversity. The threshold ensures that the instrument is operating when biodiversity needs to be safeguarded; 2) They should also provide the greatest degree of access to environmental information and interaction on the part of different interest groups; 3) They must also

contain clear safeguarding norms for decision-making; and 4) They should couple safeguarding with administrative and criminal sanctions. The four demands vary according to the specific aims of the guidance when the general objectives of biodiversity law are implemented by means of these instruments.

Standards play an important role in the protection of the environment. Traditionally standards are binding stipulations, which can be both numerical and verbal. The standards include parameters e.g. limiting values that should not be violated. The standards enhance guidance by employing instruments focusing on both activities directly affecting biodiversity and decision-making indirectly affecting biodiversity. The standards may add predictability and consistency to decision making. The traditional field of standards is anchored in pollution control. Thus, they can be used for preventing the degradation of biodiversity. Standards can also assist in conserving biodiversity or in using biological resources in a sustainable way. In practise, the favourable conservation status of a species is already used as such as a navigation standard in the Nature Conservation Act and in the Hunting Decree.

Biodiversity law must be implemented in an effective way. During the implementation period losses always occur when the goals of biodiversity law are translated into legal guidance principles and mechanisms and finally concrete human actions. These implementation losses should be taken into consideration when regulations are drafted for safeguarding biodiversity.

Oikeustapaushakemisto

Euroopan yhteisöjen tuomioistuin

EYTI 14/83	Yhteisöjen tuomioistuimen tuomio 10. päivänä huhtikuuta 1984, Sabine von Colson ja Elisabeth Kamann vastaan Land Nordrhein-Westfalen, oikeustapauskokoelma (1984) s. 1891.	226
EYTI 247/85	Yhteisöjen tuomioistuimen tuomio 8. päivänä heinäkuuta 1987, Euroopan yhteisöjen komissio vastaan Belgian kuningaskunta, oikeustapauskokoelma (1987) s. 3029.	61
EYTI 46/87 & 227/88	Yhteisöjen tuomioistuimen tuomio 21. päivänä syyskuuta 1989, Hoechst AG vastaan Euroopan yhteisöjen komissio, oikeustapauskokoelma (1989) s. 2859.	59
EYTI 106/89	Yhteisöjen tuomioistuimen tuomio 13. päivänä marraskuuta 1990, Marleasing SA vastaan La Comercial Internacional de Alimentacion SA, oikeustapauskokoelma (1990) s. 4135.	227
EYTI 355/90	Yhteisöjen tuomioistuimen tuomio 2. päivänä elokuuta 1993, Euroopan yhteisöjen komissio vastaan Espanjan kuningaskunta, oikeustapauskokoelma (1993) s. 4221	228,241
EYTI 2/90	Yhteisöjen tuomioistuimen tuomio 9. päivänä heinäkuuta 1992, Euroopan yhteisöjen komissio vastaan Belgian kuningaskunta, oikeustapauskokoelma (1992) s. 4431.	106
EYTI 431/92	Yhteisöjen tuomioistuimen tuomio 11. päivänä elokuuta 1995, Euroopan yhteisöjen komissio vastaan Saksan liittotasavalta, oikeustapauskokoelma (1995) s. 2189.	226
EYTI 3/96	Yhteisöjen tuomioistuimen tuomio 19. päivänä toukokuuta 1998, Euroopan yhteisöjen komissio vastaan Alankomaiden kuningaskunta, oikeustapauskokoelma (1998) s. 3031.	228
EYTI 81/96	Yhteisöjen tuomioistuimen tuomio 18. päivänä kesäkuuta 1998, Burgemeester en wethouders van Haarlemmerliede en Spaarnwoude ym. vastaan Gedeputeerde Staten van Noord-Holland, oikeustapauskokoelma (1998) s. 3923.	226
EYTI 374/98	Yhteisöjen tuomioistuimen tuomio 7. päivänä joulukuuta 2000, komissio vastaan Ranskan tasavalta, oikeustapauskokoelma (2000) s.10799.	241
EYTI 353/99	Yhteisöjen tuomioistuimen tuomio 6. päivänä joulukuuta 2001, Euroopan unionin neuvosto vastaan Heidi Hautala, oikeustapauskokoelma (2001) s. 9565.	215
EYTI 103/00	Yhteisöjen tuomioistuimen tuomio 30. päivänä tammikuuta 2002, Euroopan yhteisöjen komissio vastaan Helleenien tasavalta, oikeustapauskokoelma (2002) s.1147.	175

*Korkein hallinto-oikeus**Vuosikirjaratkaisut*

KHO 1973 A II 76	117
KHO 1993 A 40	100
KHO 1995 A 5	226
KHO 1996 A 9	121
KHO 1997:145	100
KHO 1997:148	105
KHO 1998:32	227
KHO 2000:40	249, 250
KHO 2000:42	79, 249–251
KHO 2001:8	135
KHO 2001:67	177
KHO 2002:12	44, 101
KHO 2002:32	241
KHO 2002:48	180, 233, 248
KHO 2002:86	70, 224, 226, 234

Muut ratkaisut

KHO 29.9.1994 T. 4432	100
KHO 18.11.1996 T. 3578	224
KHO 17.12.1997 T. 3215	100
KHO 30.10.1998 T. 243	241
KHO 22.06.1999 T. 1669	100
KHO 23.2.2000 T. 361	27, 196, 197
KHO 31.8.2000 T. 1785	240
KHO 1.12.2000 T. 3161	200
KHO 20.12.2000 T. 3307	242
KHO 22.3.2001 T. 534	160
KHO 4.9.2001 T. 2040	200
KHO 1.11.2001 T. 2701	135, 177
KHO 2.11.2001 T. 2718	62
KHO 8.3.2002 T. 495	179
KHO 11.2.2003 T. 294	159
KHO 19.3.2003 T. 587	135

Vesioikeudet

Pohjois-Suomen VEO 29.2.2000 nro 12/00/1	69–70
---	-------

Oikeuskanslerin virasto

Oikeuskansleri 16.3.2000 nro 203/1/00	117
---------------------------------------	-----

Asialuettelo

- Avainbiotooppi (erityisen tärkeä elinympäristö) 43, 135, 146, 173–174, 185, 197, 208, 242–244, 254–259, 261, 263, 269, 271, 272–273, 294
- Kiintiömetsästys tai -pyynti 44, 168, 170–171, 174–176, 184, 188, 209–211, 261, 268, 273–274, 289
- Luontotyyppi 16–18, 25, 41, 65, 79, 80, 87, 117, 130, 135
- Natura 2000 -verkosto 40, 43, 48, 102, 134, 144, 145–146, 157, 158, 167, 171, 172, 176–183, 184, 187, 194, 203–206, 212–214, 216, 217, 227–228, 230–233, 238–242, 244–254, 260–263, 265–267, 269–270, 289, 292
- Navigointitoiminto 85, 216, 151–154, 157, 160–162, 164, 209, 211, 287
- Osallinen 62, 68, 81, 83, 110, 117, 120, 169, 186, 189–191, 194, 196, 201, 203, 229, 231, 233, 245, 259, 290–291
- Pyyntilupa 146, 153, 167, 171, 176, 186–188, 193, 205, 208–209, 222–223, 263–264, 267–268, 273–274, 289
- Suotuisa suojelutaso 154–162, 183, 185, 188, 204–206, 211, 212, 222–223, 237, 246, 248, 266
- Turvaamissuhde 7, 8, 34, 49, 55, 62, 66, 74, 76–83, 85, 96, 110, 121, 151, 173, 174, 190, 192, 195, 227, 260, 275, 277, 278–279, 281, 286, 287, 293, 296
- Ympäristötuki 8, 80, 82–83, 91, 138–142, 146–147, 165, 168, 169, 172,

	173, 187, 194, 205, 207–208, 235, 237–238, 255–259, 261, 264, 265, 268–269, 270–271, 283, 290, 292–294
Ympäristövaikutusten arviointi	8, 27, 44, 46, 47–48, 53, 78, 80, 81, 90, 100, 104, 106, 107, 109, 111, 120, 125, 126, 127– 128, 136, 145–146, 168–172, 176–183, 185–186, 187, 193– 194, 204, 205–206, 211–214, 216, 230–233, 240, 244–245, 247, 260, 262–263, 265–267, 269–270, 283, 289–290, 292

Biologinen monimuotoisuus eli biodiversiteetti on vähentynyt jatkuvasti ihmisten luontoon vaikuttavan toiminnan intensiteetin ja määrän kasvaessa. Esimerkiksi eläinlajien sukupuutot ovat merkittävästi lisääntyneet viimeisen sadan vuoden aikana. Kyse ei ole vain yksittäisten ihmisten toiminnasta, vaan myös kulttuurista toiminnan taustalla. Luonnon kirjon hävittäminen johtuu muun muassa seuraavista kulttuurisista ongelmista: 1) kehityttämättömistä sosiaalisista rakenteista ja instituutioista; 2) kestäättömistä strategioista, joihin tukeutuen ihmiset laajentavat ekologista elintilaansa ja käyttävät luonnonvaroja; 3) taloudellisten mekanismien kyvyttömyydestä arvottaa luontoa sekä 4) oikeudellisten järjestelmien riittämättömistä keinoista turvata biodiversiteettiä. Käsillä olevassa väitöskirjatutkimuksessa paneudutaan neljänteen ongelmaan.

Oikeudelliset järjestelmät keskittyvät ennen kaikkea oikeussubjektien välisiin suhteisiin, mikä selittää niiden kyvyttömyyttä ratkaista ihmisten ja luonnon välisiin suhteisiin liittyviä kysymyksiä. Henkilörelaatioihin keskittyvien oikeudellisten käytäntöjen ohella tarvitaan keinoja turvata luontoa ja sen monimuotoisuutta suhteessa ihmisten toimintaan.

Perustuslakiin otettu ympäristöä koskeva perusoikeussäännös muodostaa keskeisen avaimen ihmisen luontosuhteen oikeudellistumisessa. Ympäristöperusoikeus julistaa kaikille vastuun luonnosta ja sen monimuotoisuudesta. Vastuuta taustoittavat toisaalta nykyiset ja tulevat sukupolvet huomioon ottavat arvot ja toisaalta arvot, jotka eivät ole palautettavissa ihmisten oikeuksiin. Biodiversiteetin turvaamista voidaankin puoltaa erilaisista arvonäkökohdista, mutta ehkä keskeisimmässä osassa ovat ekologisesti kestävä kehitys ja luonnon itseisarvo.

Tutkimuksessa muodostetaan ihmisten ja luonnon välille oikeudellisesti relevantti turvaamissuhde tasapainottamaan biodiversiteetin heikentämistä edistäviä intressejä. Tässä ympäristöoikeuden alaan kuuluvassa tutkimuksessa on kehitetty ja vahvistettu biologista monimuotoisuutta turvaavia oikeudellisia periaatteita ja mekanismeja, jotta ihmisten käyttäytymistä voitaisiin ohjata ekologisesti nykyistä kestävämpään suuntaan. Samalla on pyritty systematisoimaan asiaan kuuluvia säännöksiä omaksi biodiversiteettiä koskevaksi oikeuden alaksi. Tutkimus ei jää pelkästään teoreettis-filosofiseksi työksi, vaan kehitettyjä yleisiä oppeja testataan esimerkiksi Natura 2000 -alueita koskevan turvaamismekanismin avulla käytännön lain soveltamistilanteissa. Näin pyritään luomaan perustaa yksityiskohtaisemmalle, käytännölliseen tulkintalainoppiin pohjautuvalle jatkotutkimukselle sekä avaamaan lakimiehille ja muille lukijoille uusia näkökulmia ympäristö-oikeuteen.