

**TIEDONANTOJA 205 • 1996**

**AJANKOHTAISTA  
MAATALOUDEN  
YMPÄRISTÖEKONOMIAA**

**MAATALOUDEN TALOUDELLINEN TUTKIMUSLAITOS  
AGRICULTURAL ECONOMICS RESEARCH INSTITUTE, FINLAND**

**RESEARCH REPORTS 205 • 1996**



TIEDONANTOJA 205

**AJANKOHTAISTA  
MAATALOUDEN  
YMPÄRISTÖEKONOMIAA**

MAATALOUDEN TALOUDELLINEN TUTKIMUSLAITOS  
AGRICULTURAL ECONOMICS RESEARCH INSTITUTE, FINLAND  
RESEARCH REPORTS 205

ISBN 952-9538-61-8  
ISSN 0788-5199

## Esipuhe

Kansainvälisillä foorumeilla peräänkuulutetaan yhä enemmän ympäristökysymysten huomioonottamista päätöksenteossa. Maatalouden ympäristöpolitiikkaan on ruvettu kiinnittämään yhä enemmän huomiota Suomen liittyttyä Euroopan unioniin. Tietoa maatalouden ja ympäristön välisistä yhteyksistä ja niiden taloudellisista vaikutuksista kaivataan monella eri tasolla, sekä maataloilla, kunnissa, valtionhallinnon piirissä, kuluttajien taholla että Euroopan unionin keskushallinnossa. Perustietoa tarvitaan mm. ravinnetaseista, ohjauskeinoista, torjunta-aineista, bioenergiasta ja maatalouden merkityksestä luonnon monimuotoisuuden ylläpitäjänä. Tätä tietoa voidaan käyttää luotaessa uusia keinoja estämään ympäristön laadun heikkenemistä. On eduksi, että maataloustuottajat ja kuluttajat entistä paremmin pääsevät selville maatalouden ja ympäristön välisistä kytkennöistä. Lisäksi Euroopan unionin yhteisen maatalouspolitiikan kehittäminen vaatii maatalouden ympäristövaikutusten tunnistamista ja merkityksen arviointia. Tutkittua tietoa maatalouden fyysisistä ja taloudellisista ympäristövaikutuksista tarvitaan myös nykyistä maatalouden ympäristötuki-järjestelmää hienosäädettäessä ja muita ohjaustoimenpiteitä suunniteltaessa.

Tämän tiedonannon tarkoituksena on hahmotella lukijalle kuva tietyistä maatalouteen liittyvistä ympäristötaloudellisista kysymyksistä. Toivommekin, että tiedonanto vastaa edes osaan niistä kysymyksistä, joita maatalouden ja ympäristön välinen suhde on herättänyt.

Helsingissä 5 tammikuuta 1996.

John Sumelius

## Sisällysluettelo

Reijo Pirttijärvi	Maatalouden ravinneongelmat Hollannissa, Saksassa ja Suomessa	5
Jussi Lankoski	Agricultural pollution control through economic instruments based on mineral balances	37
Asko Miettinen	Herbisidien käytön vähentämisen vaikutus viljelyn tuottoon	53
Jyrki Aakkula	Biodiversiteetti, ympäristötukijärjestelmä ja päätöksenteko	72
Jukka Peltola	Kasvihuoneilmiö - bioenergian käyttö- näköymät Yhdysvalloissa	109

## MAATALOUDEN RAVINNEONGELMAT HOLLANNISSA, SAKSASSA JA SUOMESSA

REIJO PIRTTIJÄRVI

### **Nutrient Problems of Agriculture in the Netherlands, Germany and Finland**

**Abstract.** In this article a review of agriculture's environmental load in the form of nutrient surpluses in the Netherlands, in Germany and in Finland is assessed.

The magnitude of nutrient losses to environment varies between countries and within countries. In the Netherlands the nitrogen surpluses per hectare of arable land are on average almost three times higher than in Germany and over six times higher than in Finland.

The main reason for high nutrient losses stems from intensive animal husbandry, and thus from the use of manure. Large scale livestock farms, which rely on imported feed stuffs, like many pig farms in the Netherlands, produce huge amounts of manure. Instead of being a valuable production input, manure has turned out to be a mere waste in many cases.

Mineral balance calculations are recently performed in many European countries. According to a EU study the nitrogen surpluses from cereal farms are about one fourth of the surpluses compared to dairy farms. The mineral balances from poultry and pig farms show the highest nutrient surpluses.

Finnish mineral balance calculations indicate also that nutrient surpluses from animal husbandry farms surpass those of cereal farms. Regional variation in nutrient surpluses relates to the animal density. In intensive milk production areas the nitrogen surpluses are the highest. Phosphorous balances are fairly similar in all parts of the country. Compared to the situation in the EU-12 the nitrogen and phosphorous surpluses in Finland are relatively small.

---

**Key words:** Finland, Germany, The Netherlands, agriculture, environment, mineral balance, nutrient surpluses

---

# MAATALOUDEN RAVINNEONGELMAT HOLLANNISSA, SAKSASSA JA SUOMESSA

## 1. Johdanto

Lannoittaminen on keino korvata kasvien maaperästä ottamia ravinteita. Ideaalitulanteessa lannoitteita ja lantaa tarvitaan juuri sen verran kuin mitä kasvit maaperästä niitä hyödyntävät. Käytännössä lannoitustarkkuus on aina sen verran puutteellinen, että osa ravinteista jää hyötykasvien ulottumattomiin. Lisäksi kasvit eivät pysty hyödyntämään kaikkia saatavilla olevia ravinteita. Niinpä lannoitusmäärät ovat yleensä suurempia kuin sadon mukana poistuneet määrät. Liika lannoitetyppi huuhtoutuu vesiin, jää maaperään tai haihtuu kaasuna ilmaan. Ylimääräinen fosfori huuhtoutuu vesistöihin tai kumuloituu maaperään.

Maatalouden aiheuttamat ympäristöongelmat ovat ilmeisiä. Lannoitteiden ja kasvinsuojeluaineiden päästöt ympäristöön heikentävät ympäristön laatua. Lisäksi eroosio, vaikkakin vähäistä meillä Suomessa, heikentää maan tuotantokykyä. Ympäristön laatua ja sen muutoksia voidaan mitata vain osittain. Vesistöjen ravinnepitoisuudet ovat mitattavia tunnuslukuja ja kuvaavat (ainakin epäsuorasti) ihmisen aiheuttamia päästöjä. Maiseman muuttumisen laatua on kuitenkin vaikeampaa mitata sillä tällöin liikutaan subjektiivisten arvostusten alueilla.

Tämä artikkeli käsittelee ensin lyhyesti ympäristökuormituksen mittaamisen ja sen vähentämisen keinoja ja vaikeuksia (luku 2). Yksi uusi ravinnekuormituksen mittari on ns. ravinnetase, jolla kuvataan maatilan ravinnevirtoja. Artikkelissa sivutaan myös ohjauskeinojen käytännön soveltamiseen liittyvää ongelmakenttää.

Kirjoituksessa luodaan lyhyt katsaus Hollannin, Saksan ja Suomen maatalous-tuotannon ravinteiden käytön ongelmiin (luku 3) sekä ravinnetaseiden laskemisen ja käytön kokemuksiin Hollannissa (luku 4). Euroopan maiden tilannetta peilataan Suomen tämän hetken ravinteiden hyödyntämisen tasoon. Vertailussa lasketaan EU-12:n lukuja vastaavat Suomen maatalouden alueelliset ravinnetasearvot (luku 5).

## 2. Ympäristöongelmat ja niihin vaikuttaminen

### 2.1. Maatalouden ulkoisvaikutukset

Perinteisesti ympäristön saastuminen on taloustieteessä nähty negatiivisen ulkoisvaikutuksen ongelmana. Tuotantotoiminta synnyttää oheistuotteinaan sellaisia johonkin toiseen osapuoleen kohdistuvia haitallisia hyvinvointivaikutuksia, joista ko. osapuoli ei saa korvausta (PEARCE & TURNER 1990). Ulkoisvaikutukset eivät toimi markkinoilla, eli niiden aiheuttamat kustannukset tai hyödyt eivät sisälly tuottajan

kustannus- tai tuotantolaskelmiin eikä niistä kärsijä tai hyötyjä saa korvausta haitasta tai joudu maksamaan saadusta hyödystä. Lopputuloksena tästä on, että hyödykettä tuotetaan enemmän tai sen hinta on alhaisempi kuin mikä olisi yhteiskunnan kokonaishyvinvoinnin kannalta parasta.

Luonnollisesti maataloudella on positiivisiakin ympäristövaikutuksia kuten maatalousmaisema, josta esim. maaseudun läpi autoileva matkaja kokee saavansa subjektiivista hyötyä. Myöskään tämän hyödykkeen osalta markkinat eivät toimi, sillä viljelijä ei käytännössä voi saada maksua autoilijan saamasta hyödystä (ellei hän sitten perusta yksityistä maksullista näköalapaikkaa).

Taloustieteessä puhutaan saastumisen optimaalisesta määrästä. Tällöin yhteiskunnan päämäärä tuotannon ja saastumisen ristiriidan suhteen on löytää tasapaino, jossa maksimoidaan hyötyjen ja kustannusten erotus. Saastumisen ongelmaa pyritään korjaamaan internalisoimalla saastumisen aiheuttamat kustannukset, eli lisäämään saastumisen aiheuttamat kustannukset yrityksen tuotantofunktioon. Toisin sanoen, hyödykkeiden oheistuotteet eli haitakkeet pyritään hinnoittelemaan. Sen jälkeen hyödykkeen hinta heijastaa myös niitä ulkoisia kustannuksia, jotka muodostuvat tuotantoprosessin ohessa. Mikäli haitakkeen, maatalouden ympäristökuormituksen tapauksessa ravinnepäästöjen, määrä tiedetään, voidaan niille asettaa hinta, jolloin nämä ulkoisvaikutukset tulevat internalisoiduiksi.

## **2.2. Maatalouden hajakuormitus ja ravinnetase**

Maatalouden ympäristökuormitusta voidaan tarkastella eri näkökulmista. Kuormitusta voidaan katsoa tuotantoprosessin kautta, jolloin kuormittajana voidaan pitää maatalouden voimistunutta panoskäyttöä (lannoitus, torjunta-aineet sekä koneellistuminen). Asiaa voidaan lähestyä myös kuormituksen kohteen näkökulmasta, josta katsoen kuormitus kohdistuu veteen, ilmaan, maaperään tai biodiversiteettiin. Konkreettisimmillaan voidaan puhua esim. vesistöjen rehevöitymisestä, eroosiosista, torjunta-aineiden vesistöpäästöistä tai eliölajien häviämisen uhkasta.

Ympäristökuormitus voi olla joko pistekuormitusta, esimerkiksi tehtaan poistoputkesta tapahtuvaa kuormitusta tai hajakuormitusta kuten yleensä maatalouden kuormitus. Maatalouden hajakuormituksen lähde ei ole helposti paikannettavissa sillä sen erottaminen luonnon omasta huuhtoumasta on erittäin vaikeaa. Päästöjen mittaus- ja kohdentamisongelmat onkin nähty suurimmiksi ongelmiksi maatalouden ympäristökuormituksen ohjaamisessa hintaohjauksen (kuten verot ja maksut) toimenpitein.

Ravinteiden hävikkiä on kuitenkin mahdollista tarkastella taselaskelmien avulla, jolloin hajakuormituksen ongelma voidaan kiertää. Tämä tapahtuu ravinnetaseiden avulla. Ravinnetase voidaan laskea kahdella tavalla:



- 1) *tilalle* ostopanosten mukana tulleiden ja sieltä myyntituotteiden mukana poistuneiden ravinnemäärien erotus (ns. ravinteiden oston ja myynnin kauppataase); sekä
- 2) *maaperään* lannoitteiden ja lannan mukana tulleiden ja sieltä kasvien mukana lähteneiden ravinnemäärien erotus (ns. ravinteiden maaperätase, brutto)

Maatilan ravinteiden oston ja myynnin kauppataase kuvaa lyhyellä tähtäimellä tilan päästöpotentiaalia. Voidaan kuitenkin olettaa, että pitkällä tähtäimellä ravinteiden kauppataaseen keskiarvot kuvaavat tilan keskimääräisiä päästöjä. Ravinteiden kauppataaseen laskeminen voi olla varsin työläs operaatio erityisesti kotieläintiloilla, joille ostetaan vuoden mittaan paljon erilaisia rehuja. Kasvinviljelytiloilla laskelma laskelman teko on yksinkertaisempi prosessi.

Maaperätaseesta voidaan laskea tyypelle myös *nettotase*, jossa bruttoarvosta vähennetään lannan varastoinnin ja levityksen typpihävikki sekä kasveille käyttökelvottoman typen määrä. Typen nettomaaperätase antaa paremman kuvan maatalouden ravinnepäästöistä vesistöihin. Maaperätaseeseen liittyy se ongelma, millä tarkkuudella tilan kasvintuotanto pystytään määrällisesti arvioimaan.

Edellä esitettyjä taselaskelmatapoja voidaan myös tarkentaa. Molemmissa tapauksissa myös ilmasta tuleva typen laskeuma voidaan ottaa huomioon, vaikka se onkin ulkoinen tekijä, johon viljelijä ei pysty vaikuttamaan. Keski-Euroopassa laskeumat ovat jopa yli 30 kg/N/ha vuodessa (BROUWER YM. 1995). Laskeuman ohella biologisella typensidonnalla voi olla tilakohtaisesti huomattavaakin merkitystä, ja erityisesti luonnonmukaisen viljelyn tiloilla se tulee ottaa laskelmissa huomioon.

### 2.3. Ympäristökuormituksen ohjauskeinot

Ympäristökuormituksen vähentämisen keinot voidaan luokitella hinta-, määrä- ja informaatio-ohjauksen keinoihin. Taulukko 1 esittää kuhunkin kategoriaan kuuluvia yksittäisiä ohjauskeinoja. Ohjauskeinojen tarkempaa esitystä kaipaava lukija voi tutustua esim. SUMELIUKSEN (1994) tai LANKOSKEN (1995) tuoreisiin tutkimuksiin.

*Taulukko 1. Ympäristökuormituksen ohjauskeinojen luokittelu. Lähde: OECD 1994*

A. Hintaohjaus	B. Määräohjaus	C. Informaatio-ohjaus
- tuet	- kiellot	- teknologian edistäminen
- maksut	- määräykset	- tutkimus
- verot	- ohjeet	- tiedotus
- korvaukset	- suositukset	- valistus ja koulutus

Eri keinojen "paremmuudesta" on kirjallisuudessa keskusteltu laajasti, mutta yksiselitteistä vastausta siihen ei ole olemassa. Ympäristöekonomistit suosivat monia hintaohjauksen keinoja saastumisen kontrollointiin, kuten panosveroa tai päästöveroa. Valtiovalta samoin kuin yritykset puolestaan suosivat tyypillisesti määräohjauksen keinoja, esimerkiksi standardien asettamista. Monesti jonkinlainen yhdistelmäohjauskeino on kaikkein toimivin (PEARCE & TURNER 1990).

Ympäristöhaittojen kontrollointiin ei käytännössä ole olemassa optimaaliseksi todistettavaa ratkaisua, ennen kuin tunnetaan päästöjen aiheuttamien todellisten haittojen arvo eri päästötasoilla (WEINBERG 1991). Optimaalisuutta voidaan kuitenkin lähestyä vertailemalla eri toimenpiteitä pitäen kriteereinä kustannustehokkuutta, oikeudenmukaisuutta, toteutettavuutta ja informatiivisuutta (LANKOSKI 1995).

Määrä- ja hintaohjauksen keinoilla esim. valtiovalta asettaa normeja tai maksuja tuotantotoiminnalle. Informaatio-ohjauksessa pyritään puolestaan tietoa jakamalla estämään tai vähentämään tuotantoprosessin haitallisia ympäristövaikutuksia. Näillä eri keinoilla pyritään suuntamaan tuottajan käyttäytymistä ympäristöä vähemmän rasittavaan suuntaan.

Perinteiset taloudelliset tai hallinnolliset määrä- ja hintaohjauskeinot ovat usein sokeita tilan ominaispiirteiden huomioon ottamisessa. Esimerkiksi lannoitevero kohtelee jokaista viljelijää samalla tavoin, vaikka panosten hyödyntämisen asteessa on huomattavia tilakohtaisia eroja. Niinpä se, joka saa samoilla tuotantopanosten määrillä paremman sadon kuin joku toinen, maksaa panosveroa yhtä paljon, kuin ravinteita haaskaava viljelijä.

Informaatio-ohjauksen toimiminen on varsin heikkoa, jos ei ole osoitettavissa toimenpiteestä koituvaa konkreettista hyötyä tai mitattavaa tulosta jonkin ympäristön tai tilanjohdon kannalta keskeisen tekijän suhteen. Jos siis viljelijä ei näe toiminnasta tai sen muutoksesta aiheutuvia vaikutuksia, ei informaatio muutu tiedoksi ja teoiksi.

### **3. Maatalouden ravinnepäästöt**

#### **3.1. Hollanti**

Keskeisin Hollannin maatalouden ympäristöongelma on nitraattien valuminen pohjavesiin ja siitä aiheutuva juomavesien saastuminen. Hollannilla on edessään vaikea ongelma EU:n nitraattidirektiivin säännösten noudattamisessa, jossa juomaveden nitraattipitoisuudeksi asetetaan yläraja 50 mg/l. HOOGERVORSTIN (1993) mukaan maatalous vastaa 75 %:sta typen ja 68 % fosfaatin ympäristöpäästöistä. Kotieläintuotannon ammoniakkipäästöt ovat 234 000 tonnia vuodessa. Pintavesien fosforipäästöistä Hollannissa maatalous vastaa 9 %:sta 43,000 tonnin vuosittaisista kokonaispäästöistä (DIETZ 1992). Fosforin suhteen ongelma ei olekaan

sen vesistö päästöt vaan fosforin ajan myötä tapahtunut ja edelleen jatkuva kerääntyminen maaperään.

Hollannin maatalouden ympäristöongelmien aiheuttaja on intensiivinen kotieläintuotanto. EU salli aikanaan maailmanmarkkinahintaisen väkirehun tuonnin kolmansista maista ilman tullia eikä Hollanti jättänyt tilaisuutta käyttämättä (HOOGERVORST 1993). Hollannissa onkin nyt enemmän nautakarjaa, sikoja ja kanoja hehtaaria kohti kuin missään muussa maassa. Maassa on keskimäärin 3.9 nautayksikköä hehtaaria kohti, kun vastaava keskimääräinen luku EU:ssa on 0.7 (DIETZ 1992). Korkeasta eläintiheydestä on ollut seurauksena, että karjanlantaakin tuotetaan hehtaaria kohden paljon. Kotieläintuotannon nopea kasvu (Taulukko 2) on siten muuttanut karjanlannan arvokkaasta tuotantopanoksesta pelkäksi jätteeksi.

*Taulukko 2. Kotieläintuotannon eläinmäärä Hollannissa, milj. kpl. Lähde: DIETZ & HOOGERVORST 1991, EURO-VAKKA 1994.*

Vuosi	Nauta	Sika	Kana
1950	2.5	1.9	23.5
1960	3.5	3.0	42.4
1970	4.4	5.7	55.4
1980	5.2	10.1	81.2
1990	4.9	13.9	92.8
1992	4.8	13.7	105.0

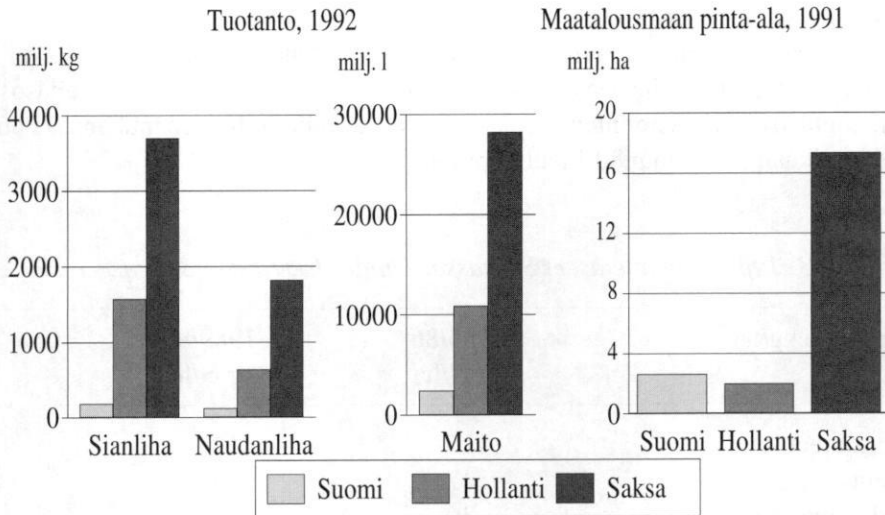
Lannan liikalevitys on johtanut Hollannissa suuriin typpi ja fosforihuuhtoumiin ja siten seuraaviin ympäristöongelmiin (DIETZ 1992):

- 1) fosforin ja typen aiheuttama pintavesien rehevöityminen
- 2) nitraattien aiheuttama pohjavesien pilaantuminen
- 3) ammoniakkin haihtumisesta johtuva happamoituminen

Lantaongelma on suurin maan itä- ja eteläosissa, missä sian- ja kanalihan-tuotantoon erikoistuneet laitokset sijaitsevat hiekkaisilla mailla. Näillä tiloilla on tyypillisesti vain vähän omaa peltoa, ja niiden tuotanto tapahtuu pääosin ulkomailta tuodun rehun varassa. Tästä seuraa myös, että näillä tiloilla ei ole tarpeeksi peltoa lannanlevitystä varten (DIETZ & HOOGERVORST 1991).

Hollannin sianlihantuotanto oli vuonna 1992 1.59 mrd. kg, mikä on määrältään 11 % koko EU:n tuotannosta. Vastaavasti naudanlihan tuotanto oli 635 milj. kg, mikä vastaa 8 % EU:n tuotannosta. Kananlihan tuotanto oli n. 579 milj. kg, eli noin 8 % EU:n tuotannosta. Maitoa Hollannissa tuotettiin vuonna 1992 noin 10.9 mrd. kg, mikä on noin 10 % EU:n maidontuotannosta. Hollannin maatalousmaan pinta-

ala oli vuonna 1992 noin 2 milj. hehtaaria, mikä vastaa vain 1.6 % EU-12:n maatalousmaan pinta-alasta (ANON. 1994a). Suomessa oli maatalousmaata tuolloin 2.6 milj. hehtaaria. Kuviossa 1 on vertailtu muutamia Hollannin ja Saksan kotieläintuotantolukuja sekä maatalousmaan pinta-alaa Suomen vastaaviin lukuihin.



Kuvio 1. Tunnuslukuja Suomen, Hollannin ja Saksan maataloudesta. Lähde: EURO-VAKKA 1994.

Kotieläintuotannon intensiteetti Hollannissa onkin varsin toista luokkaa kuin Suomessa. Myös Saksassa tuotannon suhde peltoalaan on Suomea korkeampi. Ravinnetaseilla mitattuna Hollanti on selvästi Euroopan ylijäämäisin alue. Typen ylijäämä on keskimäärin hieman yli 300 kg/ha ja fosforinkin ylijäämä on yli 40 kg/ha (SCHLEEF & KLEINHANS 1994).

### 3.2. Saksa

Myös Saksassa maatalouden merkitys kaikista nitraattipäästöistä on huomattava, ja kuten Hollannissa, Saksassakin päämielenkiinto kohdistuu juomavesien laatuun. 1990-luvun taitteen arvioiden (WERNER 1991 sekä NOLTE & WERNER 1991, ref. SCHLEEF & HAXSEN 1993) mukaan silloisen Saksan liittotasavallan typpipäästöt olivat 755 000 tonnia vuodessa, josta maatalouden osuus oli 46 %, yhdyskuntien osuus 43 % ja muiden osuus 11 %. Vuosittaiset fosforipäästöt puolestaan olivat 80 000 tn, josta maatalouden osuus oli 38 %.

Saksa on kokonaismäärissä mitattuna Hollantia suurempi maataloustuottaja, mutta tuotannon intensiteetti on Saksassa keskimäärin matalampi. Vaikka Saksan maatalousmaan pinta-ala on lähes yhdeksän kertaa Hollannin vastaavaa suurempi, on siellä vain noin kaksi kertaa enemmän sikoja kuin Hollannissa (Kuvio 1).

Ostolannoitteiden käyttö on vuoden 1950/51 arvosta 25 kg N/ha noussut 115 kg N/ha vuonna 1990/91, joskin vuonna 1987/88 käyttö oli jopa 134 kg N/ha (ISERMEYER & SCHLEEF 1993).

Typen ravinnevirrat ja ravinnetaseet on arvioitu Saksassa olevan Taulukon 3 mukaiset. Typpiravinteita haaskautuu siten yli 150 kg/ha vuodessa. Noin neljäsosa maatalouteen tulevista ravinteista poistuu kasvi- tai eläintuotteiden mukana. Tilanne ei juurikaan muuttunut 80-luvun lopulla.

*Taulukko 3. Typen ravinnetaseet Saksassa. Lähde: ISERMEYER & SCHLEEF 1993.*

Typпитase,kg/ha	1985/86 kg N/ha	1989/90 kg N/ha
Lannoitteet	126	125
Rehut	47	37
Laskeuma ilmasta	30	30
Typensidonta	12	12
Puhdistamoliete	3	3
<b>Input yhteensä</b>	218	207
Kasvituotteiden myynti	23	26
Eläintuotteiden myynti	28	27
<b>Output yhteensä</b>	51	53
<b>Ravinnetase</b>	167	154

### 3.3. Suomi

Maatalouden vesistöjenkuormitusprojektin raportissa REKOLAINEN YM. (1992) arvioivat maatalouden vesistöjen fosforikuorman olevan 2,000-4,000 tn/vuosi ja vastaavasti typpikuorman olevan 20,000-40,000 tn/vuosi. Ammoniakkipäästöt on arvioitu olevan 30,000-38,000 tonnia vuodessa (KEMPPAINEN 1992). Suomen metaanipäästöt olivat vuonna 1990 arviolta 250,000 tonnia, josta maatalouden osuus oli 90,000 tonnia ollen pääasiassa peräisin märehitijöiden ruuansulatuksesta (ANON. 1995a).

Kotieläintalous on alueellisesti keskittyntä (Taulukko 4). Kokonaispeltoalaan suhteutettuna nautaeläimiä on eniten Keski-Pohjanmaalla ja Pohjois-Savossa. Sika- ja kanatalous on puolestaan keskittynyt Lounais-Suomeen. Erityisesti maaseutukeskus Farma on vahvaa sikatalousaluetta. Varsinais-Suomi on myös voimakasta kanatalousaluetta.

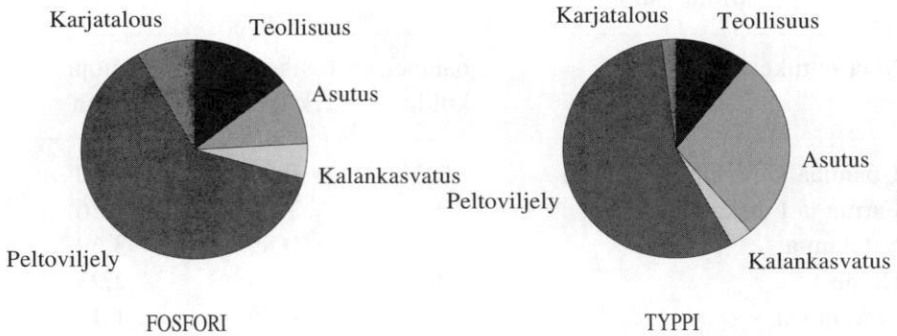
*Taulukko 4. Kotieläinten lukumäärät peltohehtaaria kohden maaseutukeskussittain vuonna 1994.*

Maaseutukeskus	nautael. kpl/ha	sikoja kpl/ha	kanoja kpl/ha
Uusimaa ja Nylands svenska	0.24	0.29	0.50
Farma ja Finska Hushållin.	0.16	1.04	7.26
Satakunta	0.30	0.89	3.69
Häme	0.30	0.58	2.93
Pirkanmaa	0.45	0.35	1.41
Päijät-Häme	0.53	0.40	0.50
Kymenlaakso	0.47	0.37	0.40
Etelä-Karjala	0.56	0.65	1.77
Mikkeli	0.75	0.40	0.69
Pohjois-Savo	0.80	0.30	0.35
Pohjois-Karjala	0.74	0.20	0.57
Keski-Suomi	0.59	0.31	0.94
Etelä-Pohjanmaa	0.56	0.76	1.98
Österbottens svenska	0.40	0.75	6.67
Keski-Pohjanmaa	1.14	0.33	0.30
Oulu	0.64	0.16	0.19
Kainuu	0.64	0.06	0.61
Lappi	0.64	0.03	0.09
Keskiarvo	0.49	0.51	2.20

Maatalouden merkitys vesistöjen kuormittajana on merkittävä, sillä maatalous vastaa yli puolesta fosforin ja typen kokonaiskuormituksesta (Kuvio 2). Maatalouden suhteellinen osuus on noussut varsin korkeaksi, koska teollisuuden ja yhdyskuntien ympäristökuormitusta on saatu paremmin kuriin. Tämä siksi, että niiden kuormitus on pistekuormitusta ja helpommin kontrolloitavissa. Kuviossa esitetyt peltoviljelyn kuormitusarvot ovat vuosilta 1981-1985 teollisuuden, yhdyskuntien ja kalankasvatuksen vuodelta 1990. Karjatalouden suorien päästöjen arvio edustaa 1980-luvun alkupuolen tilannetta.

Fosforia on arvioitu vuosittain kertyvän maahan 25 kg/ha. Vastaavat kerääntymät esimerkiksi Hollannissa ja Belgiassa ovat noin 40-60 kg/ha vuodessa. Typen

osalta kertymän arviointi on huomattavasti vaikeampaa, koska ilmasta tuleva laskeuman määrä sekä peltojen typpiprosessit monimutkaistavat asiaa. Typen kerääntymän on arvioitu olevan fosforin kanssa samaa luokkaa eli noin 24 kg/ha/vuosi (REKOLAINEN YM. 1992).



Kuvio 2. Eri sektoreiden kokonaisfosfori- ja kokonaistypikuormitus. Lähde: REKOLAINEN YM. 1992.

### 3.4. Maatalouden ympäristöpolitiikan toteutus

#### Hollanti

Hollannissa harjoitettu maatalouden ympäristöpolitiikka on paljolti perustunut standardeihin ja säädöksiin, ja taloudellisia ohjauskeinoja ei juurikaan ole käytetty (DIETZ 1992). Typen osalta säättely on katsottu teknisesti varsin hankalaksi toteuttaa. EU:n vuonna 1991 säätämä *nitraattidirektiivi* (91/676/EEC) asettaa kuitenkin standardin vesistöjen nitraattipitoisuudelle. Direktiivi edellytti jäsenmaiden määrittämään nitraattiherkät alueet, eli sellaisia alueita, joilla juomaveden nitraattipitoisuus nousee 50 mg/litra. Esimerkiksi Tanska ja Hollanti kokonaisuudessaan on luokiteltu nitraattiherkiksi alueiksi.

EU:n nitraattidirektiivi asettaa nitraattiherkille alueille lannan levitykselle rajoitteen 170 kg typpeä hehtaaria kohti. Tämä rajoite on Hollannissa hyvin vaikea täyttää. Rajoitteen mukaan Hollannissa voisi levittää lantaa maatalousmaalle kaiken kaikkiaan 340 milj. kiloa, kun koko lannan tuotanto vuonna 1990 oli 530 milj. kiloa. Arviolta lähes 40% Hollannin maatalousalueista ei täytä 50 mg/litra nitraattirajoitetta (RUDE & FREDERIKSEN 1994). Vuoteen 2000 mennessä Hollannissa on tarkoitus

puodottaa ammoniakkipäästöt 50-70 % pienemmiksi. Nitraattien osalta tavoite on pinta- ja pohjavesien laatuvaatimusten täyttämässä (FONTEIN YM. 1994).

Voidaan sanoa, että Hollannin tämän hetken maatalouspolitiikassa lantaongelma on maatalouspolitiikan keskeisin ongelma. Sekä nitraattien että fosforin (fosfaatin) tuotannon ohjauksessa ei ole toistaiseksi kajottu ongelman todelliseen syyhyn, liian suuriin kotieläinmääriin. Asia on poliittisesti liian arka. Ongelmaa on pyritty korjaamaan lähinnä määräohjauksen toimenpiteillä, mutta myös hintaohjausta on ryhdytty harjoittamaan.

Määräohjausta edustavat säännöt liittyen *lannan levitykseen ja varastointiin*. Esimerkiksi herkillä hiekkamailla vuodesta 1995 eteenpäin lannan levitys on kielletty 1.9.-1.2. välisenä aikana. Lannan levitys jäätyneeseen maahan on niin ikään kielletty. Lisäksi viljelijät on veloitettu kyntämään maahan pellon pinnalle levitetty lanta 48 tunnin kuluessa levityksestä. Lannan tuotanto tilalla ei vuodesta 1992 lähtien ole saanut olla suurempaa kuin vuonna 1986. Uusien viljelijöiden ja tuotantoon laajentavien viljelijöiden osalta säädökset määrittävät fosfaatin käytön ylärajaksi 125 kg/ha vuodessa. Viljelijöiden tulee lisäksi rakentaa lannan varastointiin tarvittavat tilat, ja heidän tulee pitää kirjanpitoa lannan määrästä (DIETZ 1992, RUDE & FREDERIKSEN 1994).

Kotieläintuotannon ympäristöongelmien vähentämiseksi Hollannissa kehitettiin 1980-luvun lopulla ns. *lantapolitiikka*, jonka tarkoituksena on vähitellen pienentää lannan hehtaariohtaisia levitysmääriä. Päähuomio kiinnitettiin fosfaatin määrän vähentämiseen. Typen päästöjen rajoittaminen katsottiin teknisesti liian vaikeaksi toteuttaa, koska typen päästöt tapahtuvat sekä ilmaan että veteen. Fosfaatin määrää rajoittamalla katsottiin voitavan epäsuorasti rajoittaa myös typen päästöjä. Vuonna 1987 astui voimaan *lantalaki*, jossa saatettiin voimaan fosforinlevitysstandardit (DIETZ 1992). Lantalain pitkän aikavälin tavoite on saavuttaa tasapaino fosfaatin levityksen ja kasvien sitä tarvitsevan määrän välillä.

Hollannissa on myös käytössä hintaohjauksen toimenpiteitä kuten *lantavero*. Sen suuruus on 0.25 guldenia (0.68 mk) fosfaattikiloa kohti siltä osalta fosfaattia, joka ylittää tilakohtaisen levitystason 125 kg/ha ja fosfaattimäärän ollessa yli 200 kg/ha veron suuruus niiltä osin on 0.50 NLG/kg (1.35 mk/kg). Lantaveron kautta kerätyn rahan käyttää erityinen lantarahasto. Se tukee avustuksin lantaongelman helpottamiseen tähtäävää tutkimusta ja teknistä kehitystyötä. Niissä tavoitteena ovat lannankäsittelylaitosten kehittäminen, liikalannan kuljettaminen alijäämälueille sekä fosfaatti- ja typpimäärien vähentäminen eläinten rehuissa (RUDE & FREDERIKSEN 1994).

Lannan uudelleenjakelun järjestelyjä hoitamaan on perustettu ns. *kansallinen lantapankki* (DIETZ 1992). Se toimii tilojen välillä välittäjänä, joka koordinoi lannan kuljetuksia ylituotantotiloilta lantaa lannoitustarkoitukseen tarvitseville tiloille. Lantapankki on veloitettu vastaanottamaan kaiken viljelijöiden sille tarjoaman ylituotantolannan. Viljelijät maksavat lantapankille 20 NLG/m<sup>3</sup> (54 mk/m<sup>3</sup>) pois kuljetetusta lannasta.



Parhaillaan, vuoden 1995 lopulla, Hollannissa on parlamenttikäsittelyssä *uusi lantalaki* (ANON. 1995b), jota maatalousministeriö on pitkään valmistellut ympäristöministeriön kanssa. Lain keskeinen sisältö on, että kaikki ensi alkuun yli 2,5 ny/ha kotieläintilat joutuvat pitämään ravinnekirjanpitoa, minkä perusteella tiloille määräytyy maksu fosfaatille tietyn sallitun tason ylimenevältä osalta. Lisäksi fosfaatin levitykselle annetaan tiukentuvat normit. Taulukko 5 esittää lakiehdotuksen keskeisen sisällön. Esitys saattaa vielä hiukan muuttua.

Täten tila, jonka ravinnetase osoittaa esim. 55 kg/ha fosfaattiylijäämää (24 kg/ha fosforia), joutuu vuonna 1998 maksamaan veroa ensin 5 guldenia/kg/ha kymmeneltä ensimmäiseltä ylijäämäkilolta ja 20 guldenia/kg/ha viimeiseltä viideltä kilolta. Niinpä jos tällaisen tilan koko on 50 ha, se maksaa sakkoa 7,500 NLG eli noin 20,000 mk. Typen ravinnetaseelle ei tässä vaiheessa ole tulossa maksua.

Arvioiden mukaan järjestelmän aiheuttamat keskimääräiset tulonmenetykset ovat vuonna 2000 sikatiloilla 7,000 guldenia ja nautakarjatiloiilla 1,000 guldenia. Alkuvaiheessa 50 % sikatiloista tulee järjestelmän piiriin. Myöhemmässä vaiheessa järjestelmä kattaa lähes kaikki kotieläintilat, kun siihen mukaan tulevia tiloja rajaava kotieläintiheyskriteeri laskee 2,0 ny/ha:öön. Lyhyellä aikavälillä tämäkään laki ei ratkaise maan lanta- ja nitraattiongelmaa, mutta on kuitenkin vakava yritys tarttua Hollannin maatalouden keskeisimpään ongelmaan.

*Taulukko 5. Hollannin lantalakiehdotuksen ravinnetase- ja levitysnormit. Lähde: ANON. 1995b.*

	1998	2000	2002	2005	2008/10
Sallittu fosfaattitase ( $P_2O_5$ ), kg/ha	40	35	30	25	20
Matala fosfaattimaksu, 5 NLG/kg	40-50	35-45	30-40	25-30	(1)
Korkea fosfaattimaksu, 20 NLG/kg	yli 50	yli 45	yli 40	yli 30	(1)
Typpitase*	300	275	250	200	180
Fosfaatin levitysnormi kg/ha		85	80	80	80
nurmille	120				
viljoille	100				
Eläintiheys, joita laki koskee, ny/ha	2,5	2,5	2,0	2,0	(1)

\* koskee nurmia; ilmanlaskeuma ja mineralisaatio eivät ole mukana taseessa  
(1) päätetään myöhemmin

## Saksa

Maatalouden typen päästöjen vähentäminen on nähty Saksassa keskeiseksi maatalouden ympäristöpolitiikan tavoitteeksi. Kiinnostuksen kohde on ollut erityisesti pohjavesien suojelussa, koska Saksassa juomavedet ovat pääosin pohjavesiä. Kuten Hollannissa, Saksassa on ajan kuluessa muotoutunut monimutkainen säädösviidakko (pääosin määräohjauksen keinoja), jolla ongelmaa on pyritty ratkaisemaan (SCHLEEF & HAXSEN 1993, ISERMEYER & SCHLEEF 1993, RUDE & FREDERIKSEN 1994).

Vuoden 1986 *vesilaki* asettaa juomaveden nitraattipitoisuuden ylärajaksi 50 mg/l. Raja on sama kuin EU:n vuoden 1991 nitraattidirektiivissä. Nitraattidirektiivin kansalliseen toteutukseen on typen levitysrajoitteiden lisäksi kaavailtu 120 kg/ha rajoitetta fosfaatin levitykselle (52 P kg/ha).

Saksassa on perustettu mm. *suojeltuja vedenottoalueita*, joiden yhteispinta-ala on 29 % maatalousmaasta ja joilla maatalouden lannan käsittelylle ja varastoinnille on muita alueita tiukemmat määräykset. Toinen esimerkki on laki ns. maaseutuviljelyn tukemisesta. Siinä maaseutuvielmiksi luokitellaan tilat, joilla on esim. alle 120 lypsylehmää, alle 250 emakkoa tai eläintiheys jää alle 3 lantayksikön/ha.

Osavaltioittain löytyy oma säädösvalikoimansa. Esimerkiksi Baden-Württembergissä vedenottoalueilla *lannoitteiden käytön* tulee olla 20 prosenttia alempi kuin "hyvien viljelytapojen" mukaisessa viljelyssä. Lisäksi viljelijät joutuvat vuosittain tekemään maaperäanalyysjä.

*Lannan käsittelyyn* liittyvät säädökset perustuvat jätelakiin (Abfallgesetz) ja päästöjen kontrollointia koskevaan lakiin (Bundes-Immissionsschutzgesetz), molemmat vuodelta 1990. Eri osavaltiot ovat toteuttaneet lakeja hieman eri tavoin. Pääsääntöisesti on kuitenkin säädetty seuraavat kaksi rajoitetta (Schleswig-Holstein, Hamburg, Bremen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen ja Sachsen-Anhalt): 1) lannan levitykselle on asetettu rajaksi 2-3 lantayksikköä (vastaa noin nautayksikköä) hehtaaria kohti ja 2) lannan levitys on kielletty talvikuukausina; yleisimmin loka-kuun puolivälistä helmikuun puoliväliin. Muissa osavaltioissa ei ole säädetty erityisiä lantalakeja.

Useimmissa Saksan osavaltioissa myönnetään *avustuksia* lantalainvestointeihin. Kapasiteetiltaan niiden tulee olla vähintään 6 kuukauden varastotarpeen suuruisia.

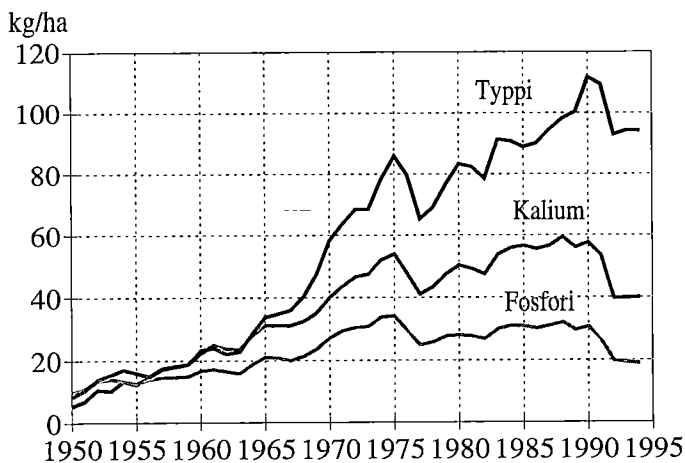
## Suomi

MIETTISEN (1994) mukaan pääpaino Suomessa käytetyissä ja ehdotetuissa maatalouden ympäristötoimenpiteissä on ollut vapaaehtoisuuteen perustuvilla toimenpiteillä, kuten neuvonta ja koulutus, sekä hallinnollisilla toimenpiteillä. Taloudellisia ohjauskeinoja, eli hintaohjausta, on useimmiten haluttu käyttää määräohjausta täydentävinä toimenpiteinä. Verrattuna Hollantiin ja Saksaan on Suomessa hintaohjausta käytetty enemmän.

Suomessa maatalouden ympäristöpolitiikkaa harjoitettiin “sivutoimisesti” 90-luvun taitteeseen asti. Säädökset ja rajoitukset koostuivat erinäisistä yleisistä laeista (esim. vesilaki v. 1961). Lannoitteita oli tosin jo verotettu vuodesta 1979 lähtien, mutta siitä kertynyttä rahaa käytettiin maatalouden vientikustannusten kattamiseen. Vasta 1990 *lannoiteverossa* asetettiin lannoitteen fosforille vero, 50 penniä kilolta, joka voidaan tulkita ympäristöveroksi (MIETTINEN 1994).

Vuonna 1992 lannoiteveroa muutettiin siten, että myös typelle määrättiin vero (2,90 mk/kg) samalla kun myös fosforin veroa nostettiin (1,70 mk/kg). Verotus on ilmeisesti vaikuttanut lannoitteiden käyttöön, kuten kuviosta 3 nähdään. Lisäksi lannoitteiden koostumukset ja lannoitussuositukset ovat jonkin verran muuttuneet. Lannoitusmäärät ovat pudonneet kaikkien pääravinteiden osalta, mutta erityisesti fosforin käyttö on pudonnut vuodesta 1990 vuoteen 1994 kolmanneksella. EU-jäsenyyden edellä vuoden 1994 kesällä lannoitevero poistettiin kokonaan.

Sivutoimista maatalouspolitiikan ympäristöulottuvuutta kuvaa ns. perustamis- lupajärjestelmä eli laki kotieläintuotannon ohjaamisesta (L 1305/90), jonka pääasiallisena tähtäimenä on ollut estää teollismaisen maatalouden muodostuminen Suomeen. Laki velvoittaa hankkimaan luvan maaseutuelinkeinopiiriltä tuotannon aloittamiseen, mikäli kyseessä on yli 30 nautaeläimen, yli 25 lihasian, yli 100 kanan tai yli 1000 broilerin yksikkö. Tilakokoa suurentaessaan esim. yli 60 nautaeläimen tai 200 sian yksiköt ovat olleet velvoitettuja vähintään 3/4-rehuomavaraisuuteen. Samalla on kuitenkin myös estetty liialliset lannanlevitysmäärät ja näin ollen ennalta estetty vakavien ympäristöongelmien syntyminen.



Kuvio 3. Pääravinteiden käyttö Suomessa kg/ha, v. 1950-1994.

Kotieläintuotantoa koskee myös ilmoitusvelvollisuus rakennettaessa tai laajennettaessa eläinsuojia tai säilörehuvarastoja (A 816/89). Vesiensuojelun valvontaohje (VYH 1990) antaa suositukset erityisesti näiden ennakoilmoitusvelvollisten tilojen lantavarastojen mitoituksesta. Koska valvontaohje on luonteeltaan suositus, sen soveltaminen vaihtelee kuntatasolla viranomaisten omaksumien käytännön periaatteiden mukaan. Vuonna 1996 on tulossa voimaan uusi vesiensuojelun valvontaohje.

Vuonna 1991 tuli Suomessa voimaan pakollinen kesannointijärjestelmä, joka toimi tuotannonrajoittamisen toimenpiteenä. Tätä aiemmin oli ollut olemassa vapaaehtoisia kesannointijärjestelmiä. Kesannoinnin määräytymisperusteita muutettiin vuosittain. Kantavana periaatteena kuitenkin oli, että *viherkesannointia* kannustettiin ylimääräisellä palkkiolla. 15 %:n velvoitekesannoinnissa vain viherkesannolle maksettiin palkkiota (400 mk/ha) vuosina 1991 ja 1992. Velvoitteen ylittävälle kesannoinnille maksettiin korvausta vuosina 1993 ja 1994. Vuonna 1994 sen tuli olla viherkesantoa (KETTUNEN 1992-1995).

Maatalouden vesiensuojelua pyritään edistämään myös *lainoittamalla* kotieläintaloudessa tarvittavia lantavarastoja sekä virtsa- ja puristenestesäiliöitä. Investointilainojen suuruus vaihtelee alueittain ollen enintään 60-80 % hankkeen kustannusarviosta; käytännössä lainat ovat huomattavasti enimmäismääriä pienempiä.

Lisäksi investointeja tuetaan *ympäristönsuojeluavustuksilla*, jotka kohdennetaan erityisesti vesiensuojelun kannalta tärkeille alueille. Yli 12 kuukauden varastointitilaa vastaavaan lantalaan on mahdollista saada enintään 35 %:n avustus hyväksytyt kustannusarvion määrästä. 8 kuukauden varastoimistilalle avustusta voidaan myöntää enintään 20 % (ANON. 1994b).

EU-jäsenyyden myötä Suomeen laadittiin kansallinen EU-asetuksen 2078/92 mukainen *ympäristötukiohjelma*. Se edustaa pääosin määräohjausta, mutta myös informaatio-ohjauksen aineksia on nivottu mukaan. Vallitsevana piirteenä on viljelijän toimintaan vaikuttavien ohjeistusten, perustuen saamisen edellytyksenä olevien kriteereiden, asetannassa. Tilakohtaisilla ympäristön hoito-ohjelmilla on kuitenkin myös neuvonnallinen ja informatiivinen luonteensa. Erityistuessä pääpaino on luonnonmukaisen tuotannon ja vesiensuojelullisten toimenpiteiden tukemisessa. Tarkempi esitys ympäristötukijärjestelmän sisällöstä ja vaikutuksista on esitetty mm. PIRTTIJÄRVEN YM. (1995) artikkelissa.

## 4. Ravinnetaseen kirjanpito Hollannissa

### 4.1. Päämäärät

Vuosien 1995-2000 aikajaksolle on Hollannin lantapolitiikan tavoitteeksi asetettu saavuttaa tasapaino lannan tuotannon ja käytön välillä sekä typen että fosforin osalta. Tämän tavoitteen saavuttamisessa on nähty yhdeksi tärkeäksi tekijäksi ravinteiden kirjanpitosysteemi. Uusi tekeillä oleva lantalaki pohjaa nimen omaan ravinnetaseiden tilakohtaiseen laskemiseen.

Ravinnekirjanpidossa talletetaan tieto tilan ravinteiden virroista sisään sekä sieltä ulos (ravinteiden kauppatase). Viljelijä ylläpitää rekisteriä siitä, minkä verran ravinteita (N, P ja K) tilalle tulee ostopanosten (rehut, lannoitteet, eläimet ym.) mukana ja minkä verran niitä lähtee tilalta myytävien tuotteiden mukana. Ravinnevirtojen erotus kuvaa tilan ympäristökuormitusta ja myös sitä kuinka tehokkaasti tila hyödyntää ravinteitaan.

Ravinnetasekirjanpidolla on nähty olevan useita *etuja*, kuten:

- viljelijä pystyy tasetta seuraamalla paikantamaan ravinnepestöihin vaikuttavat tekijät
- viljelijä voi itse päättää, mitä tekee ravinteiden käytön tehostamiseksi
- tyyppikuormituksen seuranta on mahdollista
- taseen muutokset antavat tietoa myös järjestelmän suunnittelijoille

Järjestelmän *ongelmat* liittyvät kirjanpitoon ja valvontaan. Hollannissa on meneillään selvityksiä siitä, miten ravinnekirjanpito integroitaisiin muuhun kirjanpitojärjestelmään. Ravinnekirjanpito suunnitellaan kytkettäväksi verokirjanpitoon, jotta viljelijän poisto-oikeudet verotuksessa täsmäisivät ravinnekirjanpidon lukujen kanssa. Ravinnekirjanpidon lasketaan nostavan viljelijän kustannuksia n. 300-400 guldania (810-1,080 mk) vuodessa. Hollannissa suurin osa viljelijöistä käyttää liikkeenjohdossaan kirjanpitoimistojen palveluja. Kirjanpitokustannukset ovat keskimäärin 4,500 NLG/vuosi.

## 4.2. Ravinnekirjanpito käytössä

Hollannissa on käytössä vapaaehtoisuuteen perustuva ravinnekirjanpitojärjestelmä, jossa oli vuonna 1994 mukana noin 30 000 tilaa, pääosin nautakarjatilaja. Ravinnetasekirjanpidosta saatu kokemus on, että taseet paranevat selvästi, kun tila alkaa seurata ravinnevirtojaan. Ravinnetaseen seuranta auttaa tekemään sellaisia tilanjohdollisia päätöksiä, joilla on selvä ravinnetasetta parantava vaikutus. Ravinnetaseen koheneminen on näkyvintä parin ensimmäisen vuoden aikana, minkä jälkeen muutokset ovat pieniä.

Mikäli uudessa lantalaissa kaavailtu maksujärjestelmä toteutuu, kirjanpitoon liittyy valvontaongelma. Viljelijöillä on suuri houkutus jättää ilmoittamatta osa panoksistaan, mutta kuitenkin ilmoittaa kaikki mahdollinen tilalta lähtevä ravinne määrä saadakseen tase näyttämään hyvältä. Ravinnetaselaskelmassa ilmoitetut ostopanokset tullaan vertaamaan verokirjanpidon kuittien kanssa.

Kun ravinnetasekirjanpitojärjestelmä tulee voimaan, on tarkoitus luopua lantakiintiöistä ja mahdollisesti myös muista lainsäädännöllisistä määräohjauksen asetuksista. Erityisesti viljelijöiden etujärjestö Landbouwschap on ollut voimakkaasti ravinnetasejärjestelmän kannalla. Viljelijäjärjestössä katsotaan, että ravinnetase-

kirjanpitoon perustuva säätelyjärjestelmä johtaa sekä tilanjohdon että ympäristön paranemiseen. Järjestelmä on viljelijäjärjestön mukaan oikeudenmukainen ja johtaa lainsäädännöllisesti selkeämpään tilanteeseen.

Ravinnetaseen laskemiseen ja soveltamiseen liittyviä mahdollisuuksia ja ongelmia selvitetään lukuisissa tutkimus- ja työryhmissä, joissa ovat mukana hallinnon, tutkimuksen, neuvonnan ja viljelijöiden edustajat.

## 5. Ravinnetasetutkimus

### 5.1. Ravinnetasetutkimus Euroopassa

Saksassa DOLUSCHITZ YM. (1992) laskivat maatalojen ravinteiden kauppataseita vuosien 1984-1988 aineistolla. Keskimäärin taseet Baden-Württembergissä ovat typen osalta 95 kg/ha, jolloin hyötyprosentti on noin 31. (Hyötyprosentti on tilalta lähtevien ravinteiden suhde tilalle tuleviin ravinteisiin.) Kotieläintiloilla taseet osoittivat keskimäärin 176 kg/ha typpiylijäämää (hyötyprosentti 29 %), kun viljatiljoilla typpitase oli 84 kg/ha (43 %). Tämä onkin luonnollista, sillä kotieläintuotannossa karjanlannasta aiheutuu suurempia ravinnehäviöitä kuin ostolannoitteista.

GRANSTEDT & WESTBERG (1993) ovat laskeneet Ruotsin ravinteiden virtoja. Heidän arvionsa on, että vain 26% maatalousekosysteemiin tulevista typpiravinteista siirtyy elintarvikkeisiin. Loppu 74 % tpestä häviää luontoon. Fosforin hyödyntämisen aste Ruotsissa on 40 % ja kaliumin 26 %. Keskimääräiset ravinnetaseet hehtaaria kohden ovat 86 kg (N), 10 kg (P) ja 17 kg (K).

Myös Suomessa maatalouden ympäristökuormitusta on tutkittu ravinnetaseiden avulla. LANKOSKEN (1995) tutkimuksessa on tarkasteltu kirjanpitoiljojen ravinteiden hyödyntämisen astetta vuosina 1991 ja 1992. Viljatiljojen keskimääräiset typen hyötyprosentit vaihtelivat 50 ja 70 %:n välillä. Sika- ja nautakarjatiljoilla typen hyötyprosentit vaihtelivat 15 ja 40 %:n välillä. Fosforin suhteen tilanne on samalainen; viljatiljoilla 60-70 % ja kotieläintiloilla 20-30 %. Viljatiljojen ravinteiden hyväksikäyttö oli selvästi tehokkaampaa kuin kotieläintilojen. Tämä selittyy sillä, että viljatiljojen tuotantoprosessi on yksinkertaisempi kuin kotieläintilojen, jolloin ravinteiden vuotokohtia on vähemmän. Viljatiljoilla ravinnehävikki syntyy peltoviljelyssä, mutta kotieläintiloilla sekä peltoviljelyssä että kotieläintuotannossa ja erityisesti lannan kautta.

Mikkelin läänin ravinnetaseista on valmistunut tuore julkaisu (PELTOLA YM. 1995). Maatalouden ravinnetappioiden laskettiin olevan Mikkelin läänissä 70 kg tyypeä, 13 kg fosforia ja 31 kg kaliumia. Hyötyprosentteina ne ovat tyypellä 32 %, fosforilla 35 % ja kaliumilla 23 %. Kyseisessä tutkimuksessa luotiin erilaisia skenaarioita ravinteiden käytön tehostamiselle. Yhden skenaarion mukaan maatalouden ravinnehävikit putoavat puoleen, jos väkilannoitteiden käytöstä luovutaan,

P- ja K-lannoitus puolitetaan ja kolmannes peltoalasta varataan palkokasvien viljelyyn sekä kesantoala otetaan viljelyyn.

Laskemalla REKOLAISEN YM. (1992) julkaisussa esitetyistä Suomen ravinnevirroista hyötyprosentit (sadon tynen määrä/tynen tulot), saadaan tynen hyötyprosentiksi 51 ja vastaavasti fosforille prosenttiluku 31.

Hollantilaisen ravinnetaseisiin perustuvan tutkimuksen mukaan Hollannin maitotiloilla tilalle tulevasta typestä 84-88 %, fosforista 66-71 % ja kaliumista 80-87 % keräytyy maaperään tai pääsee ympäristöön (AARTS YM. 1988, ref. BERENTSEN YM. 1992). (Hyötyprosentit ovat 12-16 % (N), 29-34 % (P) ja 13-20 % (K).) Hiekkaisilla maaperillä tappiot olivat suurimmat. Keskimääräinen typpihävikki oli peräti 486 kg/ha.

Toinen hollantilainen tutkimus (HOOGERVORST 1993) arvioi, että vain 20 % eläinten rehun typestä siirtyy tuotteisiin ja 43 % pellolle tulevasta typestä siirtyy pellolta korjattavaan satoon. Tynen käyttö on siten varsin tehontonta. Vuotuiset typpitappiot ovat 333 kg/ha.

Taulukko 6 esittää yhteenvedona edellä esitettyjen tutkimusten ravinteiden hyötyprosentit. Esitetyt luvut eivät ole täysin verrannollisia toisiinsa johtuen hieman eri tavoista laskea ravinnetaseet. Taulukosta voidaan havaita, että eri maiden välillä on varsin suuriakin eroja. Lisäksi kotieläintuotannon ja viljanviljelyn välillä on varsin suuri ero ravinteiden hyödyntämisen asteessa.

*Taulukko 6. Ravinteiden hyödyntämisen aste (output/input) eri maissa.*

Maa/alue	Typpi	Fosfori	Kalium
1) Saksa (Baden-Württemberg, viljatilat)	43		
2) Saksa (Baden-Württemberg, kotieläntilat)	29		
3) Ruotsi	26	40	26
4) Suomi (Mikkelin lääni)	32	25	23
5) Suomi	51	31	
6) Suomi (kirjanpitoilat, viljatilat)	50-70	60-70	
7) Suomi (kirjanpitoilat, kotieläntilat)	15-40	20-30	
8) Hollanti	12-16	29-34	13-20

1-2 Doluschitz, 3 Granstedt, 4 Peltola ym., 5 Rekolainen ym., 6-7 Lankoski, 8 Aarts ym.

Tynen hyötyprosentit ovat Suomessa melko hyviä verrattuna muihin maihin. Fosforin käytössä ei ravinteiden hyödyntämisen aste kuitenkaan ole Suomessa yhtä hyvällä tasolla, ja jää jälkeen useista Euroopan maista.

## 5.2. EU-12:n ravinnetaseprojekti

Hollannin Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen, LEI:n, johdolla aloitettiin EU:ssa vuonna 1992 kaksivuotinen projekti, "Standards on nitrate in European Community: Processes of change in policy instruments and agriculture". Hankkeen tarkoituksena oli ensiksi selvittää mahdolliset politiikkakeinot vesien nitraattipitoisuuden vähentämiseksi. Toiseksi projekti pyrkii identifioimaan niitä EU:n maataloussektoriin kohdistuvia muutoksia, joita seuraa em. politiikkakeinojen käyttöönotosta. Hankkeessa olivat Hollannin lisäksi mukana Tanska, Iso-Britannia, Ranska ja Saksa (SCHLEEF & KLEINHANS, 1994).

Projektin ensimmäisenä tehtävänä oli selvittää kuinka paljon ravinteita maatalous käyttää ja kuinka suuret maataloussektorin ravinneylijäämät ovat. Ravinnetaseet (typen osalta nettomaaperätaseet) laskettiin FADN-aineistosta täydennettynä muilla kansallisilla tilastoilla. Ensi vaiheessa laskettiin alueelliset ravinnetaseet ja myöhemmin myös tilakohtaiset ja tuotantoaaroittaiset taseet. Taulukko 7 esittää BROUWER YM. (1995) tutkimuksen tuloksia Euroopan maiden ja niiden eräiden alueiden typen ja fosforin ravinnetaseista (ravinneylijäämistä).

Taulukko 7. Typpi- ja fosforitaseet (kg/ha) vuosina 1990/91 Euroopassa. Lähde: BROUWER YM. 1995.

Maa	Ilmasta tuleva typpi	Lannoit- tetyppi	Lanta	Maata- lous yht.	Kasvien käyttö	Brutto- N-tase *	Netto- N-tase **	P-tase
Belgia	33	163	196	359	163	196	171	36
Tanska	18	142	109	252	123	129	114	8
Saksa	31	128	98	226	106	119	121	21
Kreikka	7	49	64	111	53	58	46	15
Espanja	6	38	40	77	53	25	19	12
Ranska	17	98	62	160	85	75	73	28
Bretagne	17	108	149	257	97	160	133	37
Irlanti	10	60	93	152	72	81	63	15
Italia	12	46	55	101	78	23	18	13
Lombardia	23	87	137	224	114	110	92	31
Luxemburg	27	128	128	256	124	132	121	25
Hollanti	36	218	343	561	173	388	321	40
Portugali	4	32	40	71	57	14	6	3
Iso-Britannia	16	92	68	160	96	64	59	6
EU-12	16	86	73	159	82	78	71	19

\*Bruttotaseessa ei ole mukana ilman typpilaskeumaa.

\*\*Nettotasetta laskettaessa varastoinnin ja levityksen aikaiset typen hävikit on arvioitu olevan 30 %. Myös typpilaskeuma on tulopuolella mukana.



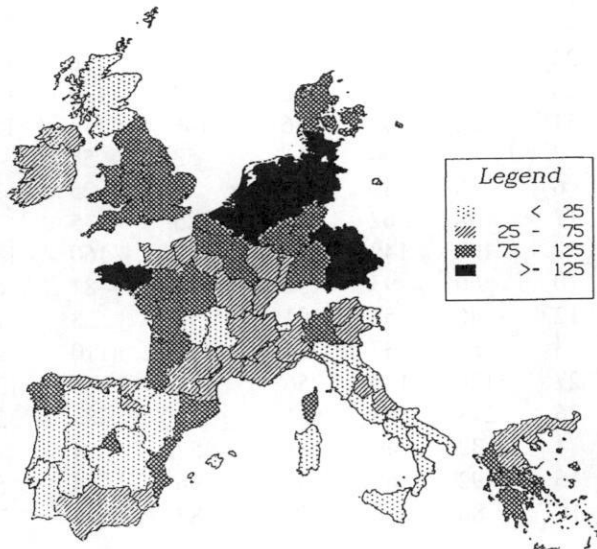
Selvästi korkein *typpitase* on Hollannilla, yli 300 kiloa hehtaarille (netto). Alhaisin typen ravinnetase on Portugalilla; vain kymmenisen kiloa hehtaarille. Myös maiden sisällä vaihtelu on huomattavan suurta. Esimerkiksi Italian Lombardiassa typen nettotase on 92 kg/ha, kun se koko Italiassa on vain 18 kg/ha. Vastaavasti Ranskan Bretagnessa typen nettotase on 133 kg/ha, kun se Ranskan Limousinissa on vain 10 kg N/ha.

Jos taulukosta lasketaan typen hyötyprosentti, on se EU-12:ssa bruttona n. 52 % ja nettona n. 55 %. Maakohtaisesti vaihtelu on suurta, sillä Hollannissa typen bruttohyötyprosentti on vain 31 %, kun se Portugalissa on peräti 80 %.

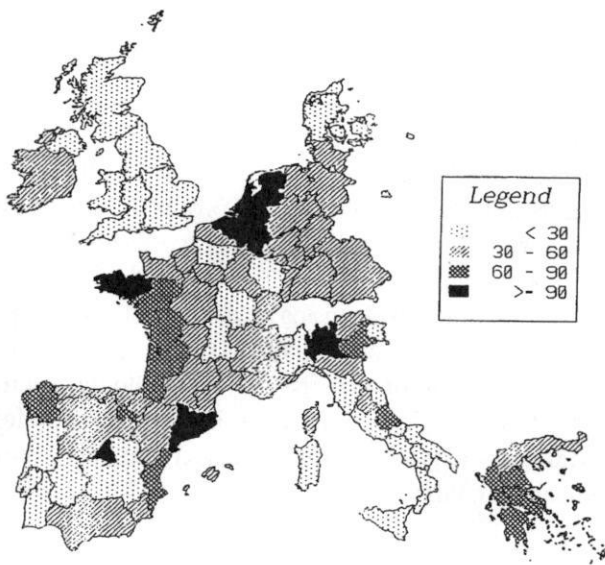
Karttana tilanne näyttää kuvion 4 kaltaiselta. Benelux-maat sekä osia Saksasta ja Ranskasta näkyvät kartalla tummimpina alueina eli pahiten typpeä haaskaavina alueina (yli 125 kg/ha). Portugali, Espanja, Skotlanti ja Etelä-Italia puolestaan kunnostautuvat pienen typpihävikin alueina.

Typpitaseen suuruuteen vaikuttavia tekijöitä on analysoitu. Keskeisimmät syyt typpiylijäämien syntymiselle liittyvät tuotannon intensiteettiin. Typpitaseet ovat suurimmat alueilla, joilla eläinmäärä ja tuotanto hehtaaria kohti on suuri. Myös viljelykasvien jakaumat sekä kotieläintuotannon rakenne vaikuttavat typpitaseeseen.

*Fosforin* osalta tilanne maiden välillä on tasaisempi. Ongelmallisimmat alueet ovat jälleen Benelux-maissa sekä osissa Ranskaa, missä fosforin ravinnetaseet ovat yli 90 kg/ha fosfaattia (yli 39 kg/ha fosforia). Iso-Britannia, Portugali, Tanska ja Etelä-Italia kunnostautuvat pienen fosfaattiylijäämän alueina. Tanskassa tilanne on yllättävän hyvä, fosforitase osoittaa vain 8 kg/ha fosforylijäämää (Kuvio 5).



Kuvio 4. Typen alueelliset ravinnetaseet (netto, kg/ha) EU-12:ssa vuosina 1990/91. Lähde: BROUWER YM. 1995.



Kuvio 5. Fosfaatin alueelliset ravinnetaseet (kg/ha) EU-12:ssa vuosina 1990/91. Lähde: BROUWER YM. 1995.

Tarkasteltaessa tilannetta *tuotantosuuntien* välillä, huomataan ravinteiden hyödyntämisessä tehokkuuseroja kasvinviljelytilojen ja kotieläintilojen välillä. Taulukoista 8 ja 9 nähdään, että maidontuotannossa typpiravinteiden nettohävikki on EU-12:ssa yli 3.5 kertaa korkeampi kuin viljatiloiilla. Vastaavasti fosforin hävikki on maitotiloilla kaksinkertainen verrattuna viljatiloihin.

Taulukko 8. Viljatilojen typpitaseet (kg/ha) vuosina 1990/91 EU:ssa. Lähde: BROUWER YM. 1995.

Maa	Lannoitteet	Lanta	Kasvien ottama typpi	Bruttotase	Nettotase	P-tase
Tanska	149	9	105	53	68	0
Saksa	152	11	94	68	96	21
Kreikka	72	6	56	21	27	16
Espanja	36	2	39	0	6	11
Ranska	160	5	102	63	79	25
Irlanti	149	14	118	45	51	47
Italia	52	4	61	-5	4	10
Portugal	23	5	31	-3	0	0
Iso-Britannia	133	16	110	40	55	1
EU-12	84	6	68	22	32	12

Viljailoilla lannan käyttö on vähäistä, alle 10 kg/ha, joten typen hävikki sitä kautta on kokonaisuudessaan pientä. Suurimmat typpihävikit ovat Saksan ja Ranskan viljailoilla; pienimmät hävikit puolestaan Etelä-Euroopassa eli Italiassa, Espanjassa ja Portugalissa.

Fosforin ravinnetaseet ovat viljanviljelyssä varsin hyvät, sillä keskimäärin vain 12 kg fosforia hehtaaria kohti kulkee ohi tuotantoprosessin. Irlanti on mainittava poikkeus 47 kg/ha fosforin ravinnetaseella. Tanskassa, Portugalissa ja Iso-Britanniassa fosforitaseet ovat hyvin pienet.

Maidontuotannossa tilanne on sikäli vastaava kuin viljailoilla, että alhaisimmat ravinnehävikit ilmenevät Etelä-Euroopan maissa. Taulukosta 9 käy myös ilmi se, että lannan käyttö on monissa Euroopan maissa varsin tehontonta. Maitotilat ostavat lannoitteita yhtä paljon kuin viljailat vaikka lantaa käytetään maitotiloilla huomattavasti enemmän. Maitotiloilla typen poistuma kasvien mukana ei kuitenkaan ole kovin paljon suurempaa kuin viljailoilla.

*Taulukko 9. Maidontuotantotilojen typpi- ja fosforitaseet (kg/ha) vuosina 1990/91 EU:ssa. Lähde: BROUWER YM. 1995.*

Maa	Lannoit- teet	Lanta	Kasvien ottama typpi	Bruttotase	Nettotase	P-tase
Belgia	175	197	184	188	162	38
Tanska	159	201	152	207	165	11
Saksa	121	129	113	138	129	19
Kreikka	26	247	46	227	161	38
Espanja	62	169	111	120	76	24
Ranska	66	101	78	89	76	30
Irlanti	54	119	68	104	79	15
Italia	47	150	99	98	72	21
Luxemburg	129	132	126	135	123	25
Hollanti	221	383	188	416	337	49
Portugal	34	120	82	73	40	10
Iso-Britannia	70	156	86	137	108	14
EU-12	92	146	101	137	114	24

### 5.3. Suomen alueelliset ravinnetaseet

Seuraavassa esitetään tuloksia Suomeen lasketuista maaseutukeskusjaon mukaisista ravinnetaseista. Taselaskelmien lähtökohtana on ravinteiden *maaperätase*, jolloin taseet lasketaan yhtälöillä:

+ ostolannoitteiden ravinteet	+ ostolannoitteiden ravinteet
+ lannan sisältämät ravinteet	+ lannan sisältämät ravinteet *0.7
+ ilmanlaskeuma	+ ilmanlaskeuma
- sadon ravinteet	- sadon ravinteet
-----	-----
= bruttomaaperätase	=nettomaaperätase (typpi)

Bruttomaaperätase kertoo maaperään tulevien ja sieltä korjattavien ravinnemäärien erotuksen. Typelle laskettiin myös nettotase, jossa lannan varastointi- ja levitys tappion arvioitiin olevan 30%. Näin saatiin yhdenmukaisia lukuja edellä esitettyjen EU-12:n lukuarvojen kanssa.

Ravinnetaseet laskettiin vuosille 1991-1994. Ostolannoitteiden määrien laskennassa käytettiin Kemiran myyntitilastoja. Kotieläinten määrät ja tuotetut sadot alueittain saatiin maatilatilastollisesta vuosikirjasta sekä MMM:n tietopalvelukeskuksesta. Kotieläinten lannan tuotto laskettiin alueittaisista kotieläinmääristä liitteessä 1 esitettyjen kerrointen avulla. Vastaavasti kasvinviljelytuotteiden ravinnemäärät saatiin laskennallisesti kerrointen avulla (Liite 1).

Kemiran tilastojen käyttö on hieman ongelmallista, koska lannoitekauppaa käydään myös maaseutukeskusten rajojen yli. Näin ollen lannoiteostot naapurialueelta parantavat oman alueen laskennallista ravinnetasetta ja vastaavasti huonontavat naapurialueen tasetta. Lisäksi on olemassa muuta lannoitetarjontaa, lähinnä pienten yrittäjien tuontitoimintaa, joka ei ole mukana näissä laskelmissa ja jolla kuitenkin saattaa olla alueellista merkitystä.

Yksien kerrointen käyttöön liittyy myös ongelmia. Ensiksikin, lannan ravinnesisältöjen arvioimisessa käytettävät kertoimet ovat vakioita, vaikka ne käytännössä vaihtelevat eläinten ruokinnan rakenteen mukaan. Toiseksi, sääolosuhteet, esimerkiksi kuivuus, vaikuttavat sadon määrän lisäksi jonkin verran myös sadon ravinnesisältöihin.

Ongelmat ja puutteet huomioon ottaen on seuraavassa esityksessä pyritty laskemaan suuntaa-antavia ravinnetaseita eri maaseutukeskuksille. Taseet laskettiin typen ja fosforin suhteen peltoalaa kohden sekä myös hyötyprosentteina (output/input). Peltoalassa on mukana kaikki peltoala, mukaan lukien kesanto. Jos kesantoala jätetään perusalasta pois, kasvavat ravinnetaseet typen osalta 4-5 kg/ha ja fosforin osalta 2-3 kg/ha. Ilmanlaskeuma on otettu mukaan vakiona 8 kg/ha koko maassa. Laskelman tulokset esitetään taulukossa 10.

Taulukko 10. Ravinnetaseet<sup>\*)</sup> ja hyötyprosentit maaseutukeskuksittain, v. 1991-1994

	1991			1992			1993			1994				
	N* kg/ha	P kg/ha	N kg/ha	P kg/ha	N kg/ha	P kg/ha	N kg/ha	P kg/ha	N kg/ha	P kg/ha	N kg/ha	P kg/ha		
Uusimaa ja Nyländs svenska	56	49%	14	40%	59	36%	11	35%	40	56%	7	57%	7	58%
Färna ja Finska Hushållin.	66	45%	17	37%	65	35%	13	34%	44	55%	9	53%	10	50%
Satakunta	55	46%	18	32%	43	51%	13	37%	35	59%	11	44%	12	43%
Häme	63	45%	18	34%	57	43%	13	37%	48	53%	11	45%	12	42%
Pirkanmaa	47	49%	13	35%	36	53%	9	40%	36	55%	9	44%	9	41%
Päijät-Häme	53	50%	16	35%	50	46%	12	36%	37	58%	10	47%	12	41%
Kymenlaakso	55	50%	15	37%	61	33%	13	27%	44	54%	10	47%	10	46%
Etelä-Karjala	58	45%	17	30%	54	39%	14	28%	43	52%	11	40%	12	36%
Mikkeli	58	45%	18	26%	45	50%	14	31%	43	52%	13	33%	13	33%
Pohjois-Savo	79	36%	21	22%	56	45%	15	29%	59	47%	15	31%	16	31%
Pohjois-Karjala	69	36%	20	21%	44	50%	13	32%	48	49%	13	32%	13	32%
Keski-Suomi	53	43%	16	26%	43	48%	12	32%	41	52%	11	35%	43	48%
Etelä-Pohjanmaa	57	46%	19	30%	43	53%	14	37%	43	55%	14	38%	49	51%
Österbottens svenska	33	59%	14	37%	21	70%	10	46%	24	68%	10	46%	24	66%
Keski-Pohjanmaa	81	41%	24	24%	58	52%	18	32%	60	53%	18	32%	66	49%
Oulu	61	39%	18	23%	47	44%	13	28%	43	51%	13	33%	48	47%
Kainuu	60	37%	17	21%	46	45%	13	26%	44	46%	12	28%	48	41%
Lappi	45	44%	15	23%	41	43%	12	23%	33	56%	11	31%	41	47%
Keskiarvo	59	45%	17	30%	49	46%	13	34%	43	54%	11	41%	47	51%
													12	40%

\*) Kyseessä on typen nettomaaperätase

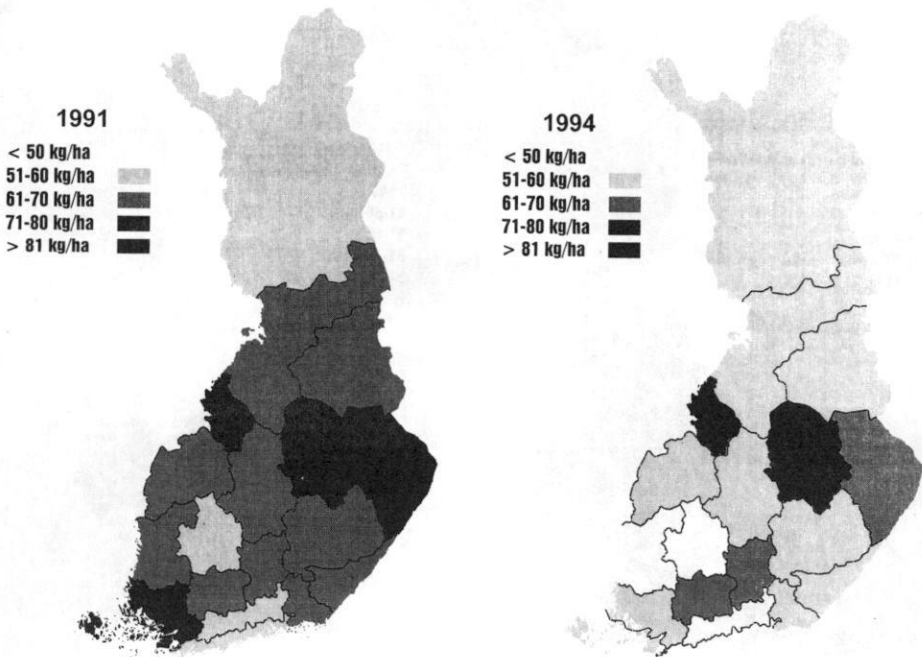
## Typpi

Tarkasteltaessa typen ravinnetaseita vuosina 1991 ja 1994 havaitaan, että ravinteiden hyödyntämisessä on tapahtunut tehostumista eli ravinnetaseet ovat viime vuosina pienentyneet (Taulukko 10 ja Kuvio 6).

Tämä johtuu pääosin lannoitteiden käyttömäärien vähenemisestä. Esimerkiksi lannoitetypen kokonaismyynti putosi tuona aikana 16 % (ks. myös Kuvio 3). Osaltaan muutos johtuu myös siitä, että eläinmäärät ja kasvinviljelyn kokonaissato olivat pienempiä vuonna 1994.

Österbottens svenska maaseutukeskuksen hyvin alhainen ravinnetase (vuonna 1994 32 kg/ha) selittyy osin sillä että lannoitteita ostetaan oman maaseutukeskuksen alueen ulkopuolelta. Lisäksi alueella on paljon turkistarhausta, jonka tuottama lanta ei ole mukana näissä laskelmissa, mutta joka on monilla tiloilla merkittävä ravinteiden lähde.

Vahvoilla nautakarja-alueilla Pohjois-Savossa ja Keski-Pohjanmaalla (vrt. Taulukko 4) typpiylijäämät ovat maan suurimmat. Vuonna 1991 typpiylijäämät olivat näillä alueilla lähellä 100 kg/ha, mutta putosivat vuonna 1994 noin 80 kg/ha tasolle. Koko maan keskiarvo vuonna 1991 oli 68 kg/ha (hyötyprosentti, 41 %) ja vuonna 1994 se oli 56 kg/ha (46 %).



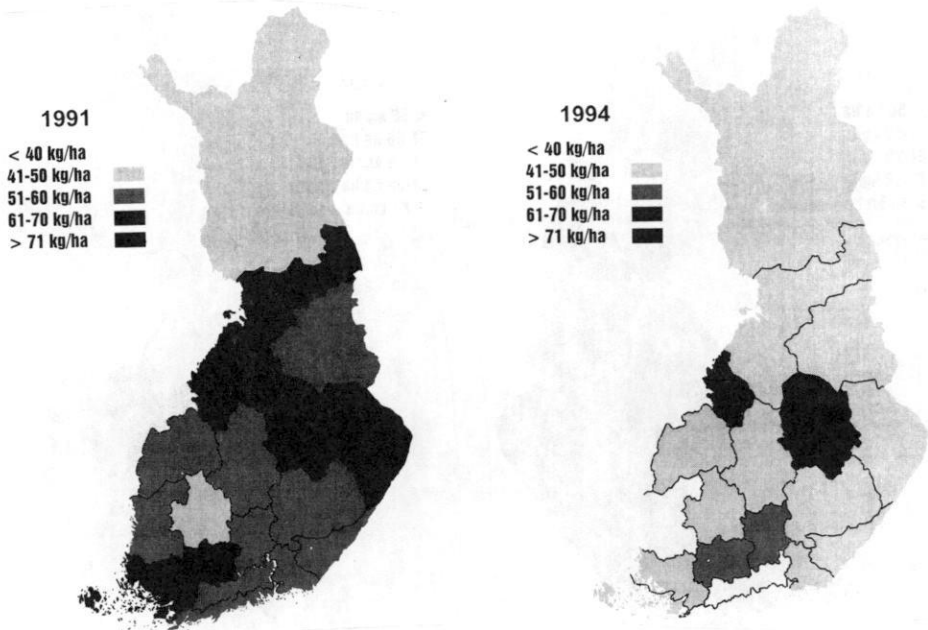
Kuvio 6. Typen ravinnetaseet (brutto) Suomessa vuosina 1991 ja 1994.

Kuvion 6 laskelmissa on kyseessä typen bruttotase. Bruttorevinnnetase kuvaa niitä kokonaisravinnepestöjä, jotka joutuvat maataloustuotannosta ympäristöön. Typen nettotase laskettuna BROUWER YM. (1995) tutkimuksen tapaan on bruttotaseta alempi. Nettotaseessa 30 % karjanlannan tpestä lasketaan häviävän varastoinnissa ja levityksessä. Nettotase tasoittaa eroja kotieläintilojen ja kasvinviljelytilojen välillä, ja muuttaa hieman ravinnetasekarttaa, kuten kuviosta 7 nähdään. Nettotase on läheisemmin yhteydessä vesistöjen kuormitukseen.

Ravinteiden maaperätaseet pienenevät keskimäärin noin 9 kg/ha, kun typen hävikit otetaan huomioon. Typen hävikit pienenevät Mikkelin, Keski-Pohjanmaan ja Lapin maaseutukeskuksissa suhteellisesti muita alueita enemmän, noin 20 % verrattuna bruttoravinnetaseeseen. Vähiten vaikutusta siirryttäessä nettotasetarkasteluun oli Uudenmaan, Hämeen ja Farman maaseutukeskuksissa, noin 10 %.

Nettotaseesta lasketut hyötyprosentit ovat paremmin vertailukelpoisia luvussa 5.2 esitetyn EU-projektin tuottamiin tuloksiin. Verrattuna EU-12:n maihin Suomen alueelliset taseet ovat varsin alhaisia (Kuvio 7 vs. Kuvio 4). Karkeasti voidaan sanoa, että Suomen ravinnetaseet ovat typen osalta 30 % pienemmät kuin EU-12:ssa keskimäärin.

Kun tilannetta tarkastellaan hyötyprosentteina, tilanne Suomen ja muiden EU-maiden välillä tasaantuu. Hyötyprosentteina mitattuna typen ravinnetase oli vuosina 1991-1994 Suomessa noin 49 %, kun se EU-12:ssa oli vuosina 1990/91 54 % sen ollessa Hollannissa 35 % ja Saksassa 48 %.



Kuvio 7. Typen ravinnetaseet (netto) Suomessa vuosina 1991 ja 1994.

ESALA (1995) arvioi Jokioisissa tehtyihin kokeisiin perustuen että lannoitetypestä poistuu viljasadossa parhaimmillaankin vain noin 50 %, sen lisäksi, että olkiin jää lannoitetypestä noin 15-20 %. Maaperään tyypeistä pidättyy noin 30 %. Ravinnetaseeseen näyttävät vaikuttavan myös varsin merkittävästi kasvukauden sääolot, kuten kuivuus. Esimerkiksi vuonna 1992 jyväsadossa poistui vain 25-30 % lannoitetypestä.

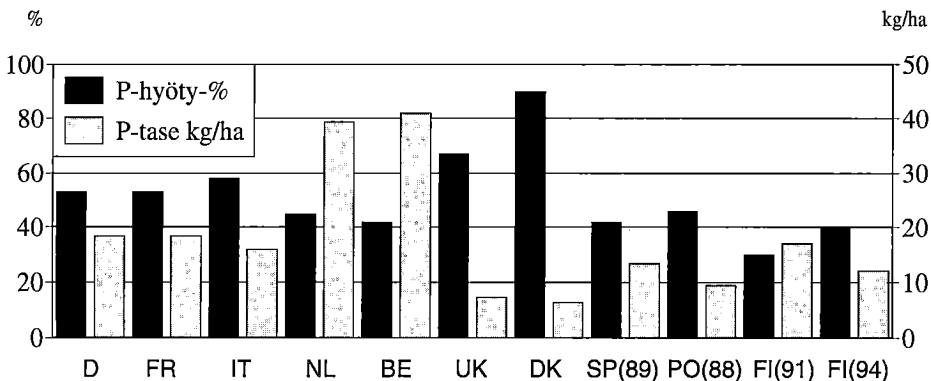
Esalan havainto näkyy myös tässä alueellisessa tarkastelussa. Vuoden 1992 kuivuus koetteli pahimmin Etelä- ja Lounais-Suomea. Uudellamaalla ja maaseutukeskus Farmassa typen hyötyprosentit olivat 10-13 %-yksikköä pienemmät vuonna 1992 kuin vuonna 1991 (ks. Taulukko 10). Koko maan tasolla ravinteiden hyötyprosentti kuitenkin parani yhden prosenttiyksikön vuodesta 1991 vuoteen 1992.

### Fosfori

Fosforin suhteen alueelliset erot ravinnetaseissa ovat varsin pieniä. Fosforiravinteiden hyödyntämisen taso on tarkasteluajanjaksolla kuitenkin parantunut, sillä ravinnetaseet ovat pudonneet vuoden 1991 17 kilosta/ha (n. 30 %) 12 kiloon/ha (n. 40 %) vuonna 1994. Vuonna 1994 P-ravinnetase vaihteli välillä 7 kg/ha (Uusimaa) 18 kg/ha (Keski-Pohjanmaa).

Vuoden 1992 kuivuus pudotti erityisesti eteläisessä Suomessa myös fosforin hyödyntämisen astetta. Uudellamaalla ja maaseutukeskus Farmassa fosforin hyötyprosentit olivat 3-5 %-yksikköä ja Kymeenlaaksossa 10 %-yksikköä alemmat kuin vuonna 1991, kun samalla koko maan hyötyprosentti nousi 4 prosenttiyksikköä.

EU-12:een verrattuna fosforin ravinnetaseet ovat Suomessa noin kolmanneksen pienemmät. Hollannissa fosforitase näytti vuosina 1990/91 noin 40 kg/ha ylijäämää ja Saksassa 18 kg/ha ylijäämää (Kuvio 8).



Kuvio 8. Fosforin hyötyprosentit ja ravinnetaseet EU:ssa ja Suomessa 1990 (suluissa poikkeavat vuosiluvut). Lähde: SCHLEEF & KLEINHANB(1994) ja omat laskelmat.



Hyötyprosentteina mitattuna tilanne hieman muuttuu. Saksassa fosforin hyötyprosentti SCHLEEF & KLEINHANSSIN (1994) mukaan on 53 % ja Hollannissakin 45 %, kun se Suomessa jää noin 40 %:iin. Tanskassa fosforin hyödyntämisen aste on peräti 90 %. Vaikka fosforin käyttö onkin Suomessa tehostunut, ei sen hyödyntäminen ole aivan yhtä tehokasta kuin muualla Euroopassa.

## 6. Yhteenveto

Ravinteiden pääsy vesistöihin on maatalouden keskeisin ympäristöongelma. Vesistöjen nitraattipitoisuudet monilla alueilla Euroopassa ylittävät EU:n nitraatidirektiivin salliman ylärajan 50 mg/l. Ravinneongelma on vakavin intensiivisillä tuotantoalueilla erityisesti voimaperäisessä kotieläintuotannossa. Hollannissa tietyillä alueilla ravinneylijäämät (eli tilalle tulevien ja sieltä lähtevien ravinne-määrien erotus) ovat jopa yli 400 N kg/ha.

Maatalouden ympäristökuormitusta on perinteisesti pyritty pienentämään määräohjauksella eli säätämällä erilaisia lakeja ja standardeja, joilla esimerkiksi rajoitetaan tuotantopanosten käyttöä. Suomessa maatalouden ympäristöpolitiikka on pitkälti perustunut vapaaehtoisiin toimenpiteisiin. Tämä on tapahtunut informaatio-ohjauksen keinojen kuten neuvonnan ja koulutuksen kautta. Sen sijaan hintaohjauksen keinoja, kuten maksuja tai tukia, ei juurikaan ole käytetty. Poikkeuksen tähän muodostavat investointiavustukset ja myöhemmässä vaiheessa lannoitevero.

Teollisuuden ja yhdyskuntien ympäristökuormitusta on viime vuosikymmeninä saatu Euroopassa ja myös meillä Suomessa pienennettyä varsin paljon. Maatalouden osalta eivät tulokset ole olleet yhtä hyviä. Syy tähän on, että pistekuormituksen, kuten teollisuuden kuormitus usein on, vähentäminen on paljon helpompaa kuin hajakuormituksen (tyypillisesti maatalouden kuormitus).

Koska hajakuormitusta on vaikea mitata ja sen lähde on vaikea paikantaa, maatalouden ympäristökuormituksen vähentämisessä ei ole päästy kovin hyviin tuloksiin. Toimenpiteiden pohjana ei ole ollut tarkkaa tietoa ympäristökuormituksen suuruudesta tai sen aiheuttajasta. Sen vuoksi harjoitetut toimenpiteet eivät ole voineet olla kovin optimaalisia.

Maatalouden ravinnepäästöjen hajakuormituksen ongelma voidaan kuitenkin kiertää mittaamalla tilalle tulevien ja sieltä lähtevien ravinteiden erotus ravinnetaselas-kelmilla. Tilakohtaisilla taselaskelmilla saadaan tieto kyseisen tilan tuotantoprosessin ohi kulkeutuvista ravinteista eli tilan ympäristökuormituksen suuruudesta. Ravinnetaseita voidaan laskea myös alue- tai maakohtaisesti.

Tässä kirjoituksessa tarkasteltiin kolmen esimerkkimaan, Hollannin, Saksan ja Suomen maatalouden ympäristöongelmia ja käytettyjä keinoja ongelmien vähentämisessä. Lisäksi tarkasteltiin näiden maiden ravinnetaseita sekä absoluuttisina että suhteellisina lukuina.

Hollanti on selvästi suurin ravinteiden haaskaaja. Suomessa *typen* absoluuttiset ravinnetaseet ovat vajaa kuudesosa Hollannin ravinnetaseista ja Saksaankin verrattuna yli puolta pienemmät. EU-12:een verrattuna typen nettoravinnetase on keskimäärin lähes kolmanneksen pienempi. Hyötyprosentteina (output/input) mitattuna tilanne hieman tasaantuu. Typen hyötyprosentti (netto) oli vuonna 1990/1991 Hollannissa 35 %, Saksassa 48 % ja Suomessa vuosina 1991-1994 49 %.

Myös *fosforin* suhteen ravinnetaseet poikkeavat toisistaan näiden kolmen maan välillä. Hollannissa fosforia jäi peltoihin tai valui vesistöihin vuonna 1990/91 noin 39 kg/ha, Saksassa 18 kg/ha ja Suomessa vuosina 1991-1994 keskimäärin 13 kg/ha. Hyötyprosentteina mitattuna fosforin hyödyntämisen aste ei kuitenkaan Suomessa ihan yllä Euroopan maiden tasolle vaan jää noin 10-15 %-yksikköä alemmaksi.

Kuten Euroopassa myös Suomessa ravinnetaseissa on selvää alueellista vaihtelua. Suomen korkeimmat ravinnetappiot esiintyvät Pohjois-Savossa ja Keski-Pohjanmaalla. Näillä alueilla typen nettoravinnetase oli vuosina 1991-1994 noin 70 kg/ha ja fosforin ravinnetase lähes 20 kg/ha. Koko maan keskiarvot vastaavalla ajanjaksolla olivat tyvellä noin 50 kg/ha ja fosforilla noin 13 kg/ha

Ravinteiden hyödyntämisen tehokkuuteen vaikuttavat tuotantosuunta, tuotannon intensiteetti ja ulkoiset tekijät kuten sää- ja maaperäolosuhteet. Kasvinviljelyssä ravinnetaseet ovat lähes poikkeuksetta paremmat kuin kotieläintuotannossa, missä karjanlannasta aiheutuu aina jonkin asteisia päästöjä. Eläinmäärän suhde peltoalaan korreloi varsin voimakkaasti ravinnetaseen kanssa. Lisäksi poikkeukselliset sääolot kuten kuivuus alentavat usein merkittävästi kasvien typen hyödyntämisen tasoa. Maaperätekijöillä ja viljelykasvilla on myös merkitystä ravinteiden hyödyntämisessä.

Vaikka ravinnetaseiden laskemiseen ja hyödyntämiseen liittyy joitakin ongelmia, tarjoavat ne keinon tehdä arvioita maatalouden aiheuttamasta ravinteiden hävikistä. Ravinnetaselaskelmat toimivat myös tuotantopanosten käytön tehokkuuden mittarina. Hallinnon piirissä ravinnetaseiden muutoksia seuraamalla voidaan arvioida ympäristöpoliittisten toimenpiteiden vaikutuksia. Taselaskelmat toimivat siten hyvänä apuvälineenä tilan tuotannon suunnittelussa ja seurannassa.

## Lähdeluettelo:

- AARTS H. F. M., BIEWINGA E. E., BRUIN G., EDEL B. & KOREVAAR H. 1988. Melkveehouderij en milieu; een aanoak voor het beperken van mineralverliezen. Research Station for Cattle, Sheep and Horse Husbandry. Leystrand.
- ANON. 1994a. The Agricultural Situation in the Community. 1993 Report. European Commission. Luxembourg.
- ANON. 1994b. Maatilatalous. Investointien rahoitus. MMM.

- ANON. 1995a. Uusiutuvien luonnonvarojen kestävä käyttö. Katsaus maa- ja metsätalousministeriön luonnonvarapolitiikkaan. MMM:n julkaisuja 4/1995. 132 s.
- ANON. 1995b. Mestbeleid voor de komende 15 jaar duidelijk. Hollannin maatalousministeriön lehdistötiedote nro 61. 6.10.1995.
- BERENTSEN P. B. M., GIESEN G. W. J. & VERDUYN S. C. 1992. Manure legislation effects on income and on N, P and K losses in dairy farming. *Livestock Production Science*, 31/1992. pp. 42-56.
- BROUWER, F. M., GODESCHALK F. E., HELLEGERS P. J. G. J. & KELHOLT H. J. 1995. Mineral balances at the farm level in the European Union. *Agricultural Economics Research Institute (LEI-DLO). Onderzoekverslag 137. The Hague.*
- DIETZ F. J. & HOOGERVORST N. J. P. 1991. Towards Sustainable and Efficient Use of Manure in Agriculture: The Dutch Case. *Environmental and Resource Economics* 1/1991. pp. 313-332.
- DIETZ F. J. 1992. The Economics and Politics of the Dutch Manure Problem. *Environmental Politics*, Vol 1, No 3. pp. 347-382.
- DOLUSCHITZ R., WELCK H. & ZEDDIES J. 1992. Stickstoffbilanzen landwirtschaftlicher Betriebe - Einstieg in eine ökologische Buchführung? *Berichte über Landwirtschaft* 70/1992. pp. 551-565.
- ESALA M. 1995. Lannoitetyypen hyväksikäytön parantaminen. *Pelto-Pirkan päivätieto 1995.*
- EURO-VAKKA 1994. Numerotieto läntisen Euroopan maataloudesta 1994. *Maatalousalan tiedotuskeskus.*
- FONTEIN P. F., THIJSSSEN G. J., MAGNUS J. R. & DIJK J. 1994. On levies to Reduce the Nitrogen Surplus: The Case of Dutch Pig Farms. *Environmental and Resource Economics* 4/1994. pp. 455-478.
- GRANSTEDT A. & WESTBERG L. 1993. Följden av växtnäring i jordbruk och samhälle. *Sveriges lantbruksuniversitetet 416. Uppsala. 32 s.*
- HOOGERVORST N. J. P. 1993. International influence on agricultural pollution in the Netherlands. *The Science of the Total Environment*. 129/1993. pp. 137-155.
- ISERMAYER F. & SCLEEF K.-H. Policies to reduce nitrogen surplus in German agriculture. *Institute of Farm Economics. Federal Agricultural Research Centre. 17 s.*
- KEMPPAINEN E. 1992. Karjanlannan ympäristöhaittojen ehkäiseminen. *Ympäristön tutkimuspäivät 16-27.10.1992 Kuopio.*
- KETTUNEN L. 1992-1995. Suomen maatalous. *Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos.*
- LANKOSKI J. 1995. Ravinnetaseperusteinen ohjausjärjestelmä maatalouden ympäristökuormituksen vähentämisessä. *Maatalouspolitiikan pro gradu -työ. Helsingin yliopiston taloustieteen laitos. 71 s.*

- MIETTINEN A. 1994. Maatalouden ympäristönsuojelutoimenpiteet ja niiden kehittyminen Suomessa. Vesi ja ympäristöhallituksen monistesarja Nro 553. Helsinki.
- NOLTE C. & WERNER W. 1991. Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer und ökonomischer Sicht. *Agraspectrum*, Bd 19. Frankfurt (Main).
- OECD 1994. *Agricultural Policy Reform: New approaches. The role of direct income payments.* Paris.
- PEARCE D. W. & TURNER R. K. 1990. *Economics of natural resources and the environment.* Great Britain.
- PELTOLA R., SEURI P. M., GRANSTEDT A., PARVIAINEN T. & VEHKASALO V. 1995. Ympäristötaloudellisesti kestävä maatalouden mahdollisuudet Mikkelin läänissä. Helsingin yliopisto. Maaseudun tutkimus- ja koulutuskeskus. Mikkeli. 81 s.
- PIRTTUJÄRVI R., AAKKULA J., MIETTINEN A. & SUMELIUS J. 1995. Agro-Environmental prospects of Environmental Support. Teoksessa: *Maatalous tienhaarassa.* Lauri Kettusen 60-vuotisjuhla-julkaisu. Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen julkaisuja 77:136-159.
- POPPE K. J., BROUWER F. M., MULDER M. & WELTEN J. P. P. J. 1994. *Landbouw, milieu en economie. Gegevens over 1990 en 1991.* Landbouw-Economisch Instituut (LEI-DLO). Den Haag.
- REKOLAINEN S., KAUPPI L. & TURTOLO E. 1992. *Maatalous ja vesien tila. MAVERON loppuraportti.* Luonnonvarajulkaisuja 15. Maa- ja metsätalousministeriö.
- RUDE S. & FREDERIKSEN B. S. 1994. *National and EC Nitrate Policies - agricultural aspects for 7 EC countries.* Statens Jordbruksøkonomiske Institut. Rapport nr. 77. København. 83 s.
- SCHLEEF K.-H. & KLEINHANSS, W. 1994. *Mineral balances in agriculture in the EU. Part 1: The regional level.* Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft. Braunschweig. 84 s.
- SCHLEEF K.-H. & HAXSEN G. 1993. *The German nitrate policy - agricultural aspects.* Federal Agricultural Research Centre. Braunschweig.
- SUMELIUS J. 1994. *Controlling nonpoint source pollution of nitrogen from agriculture through economic instruments in Finland.* Agr. Econ. Res. Inst., Finland. Research publications 74.
- WEINBERG M. 1991. *Economic Incentives for the Control of Agricultural Non-point Source Pollution.* University of Davis. California. 259s.
- WENDLAND F., ALBERT H., BACH M. & SCHMIDT R. 1993. *Atlas zur Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland.* Springer-Verlagen.
- WERNER W. 1989. *Landwirtschaft und Gewässerschutz.* Agra-Europe 38/89.

*Liite 1. Ravinnetaselaukelmissa kätetyt kertoimet*

Eläin	Lannan ravinnesisältö, kiloa vuodessa	
	N	P
lypsylehmä	90	18
emolehmä	55	9
hieho, lihanauta	35	7
nuorkarja (< 8 kk.)	16	3.5
emakko porsaineen	32	9
lihasika	9	2.5
hevonen	65	10
poni	45	7
lammas,uuhi karitsoineen	17	3.5
munituskana	0.8	0.2
broileri	0.2	0.05
Kasvi	Kasvin sisältämät ravinteet, %	
	N	P
syysvehnä	2.0	0.34
kevävehnä	2.1	0.34
ruis	1.8	0.34
ohra	1.7	0.35
kaura	1.8	0.35
seosviljat	2.0	0.35
herne	3.4	0.38
peruna	0.35	0.05
sokerijuurikas	0.20	0.035
kuivaheinä	1.9	0.24
säilörehu	0.55	0.06
apilan siemen	1.5	0.22
timotein siemen	1.5	0.22
kevätrypsi	3.7	0.86
kevätrapsi	3.7	0.90

## AGRICULTURAL POLLUTION CONTROL THROUGH ECONOMIC INSTRUMENTS BASED ON MINERAL BALANCES

JUSSI LANKOSKI<sup>1)</sup>

**Abstract.** Two economic instruments for controlling agricultural nonpoint source pollution are reviewed, and criteria for evaluating environmental policy instruments in agriculture are examined in this article. Mineral balance calculations and corresponding nutrient utilization rates showed that nutrient losses from animal husbandry farms exceed those of cereal farms. Cost efficiency was used as the criterion for evaluating two economic instruments for abating nitrogen leakages from cereal farms: a fertilizer tax and an effluent tax based on mineral balances. The marginal abatement cost was calculated by dividing the change in profit by the change in reduced leakages, thus, in order to estimate marginal abatement cost, the leakage function is needed. The effluent tax showed, on average, higher cost efficiency than the fertilizer tax when abatement levels were between 10-30%. The cost efficiency of the instruments, however, seems to be sensitive to initial leakage levels. The fertilizer tax exhibited lower marginal abatement costs on farms which had the highest initial leakage levels. It is important to note that the cost efficiency criterion used in the study does not include the administrative costs of monitoring and enforcement. These costs are likely to be high in implementing an effluent tax, which makes the fertilizer tax a more appropriate instrument.

---

**Key words:** agricultural pollution control, mineral balances, economic instruments, marginal abatement cost, evaluation criteria, nonpoint source pollution.

---

### 1. Introduction

Direct pollution due to agricultural production is mainly related to the intensification of agriculture. Excessive use of fertilizers has led to eutrophication in surface waters and nitrate accumulation in ground waters. Agriculture has been the main source of both nitrogen and phosphorus leakages into surface waters in many countries.

---

<sup>1)</sup> This paper was written during the author's stay at the United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD), Commodities Division, Environmental Issues Section, Geneva.

Monitoring and controlling agricultural pollution encounters enormous problems due to the characteristics of nonpoint source pollution. Hence, it is not generally feasible to apply direct instruments, such as effluent taxes or standards, which require monitoring at the source, in order to control agricultural nonpoint source pollution. When emissions and effluents cannot be addressed directly owing to nonpoint features of agricultural pollution, the regulator is forced to use indirect instruments like input and output taxes in order to avoid costly monitoring and enforcement. An input tax on nutrients has been proposed as an instrument to abate nutrient leaching from agriculture. Input taxes such as fertilizer taxes have, however, some major disadvantages, which will be discussed below. The problems related to input taxes are due to the failure to address the external effects like nutrient leakages directly.

Through mineral balancing, however, the total nutrient loss from the farm to the surrounding area can be measured and potential polluters identified. Moreover, a typical nonpoint source polluter, a farm, can be examined as a point source polluter. Thus, a new direct instrument can be introduced: *an effluent tax based on mineral balances*. The actual base for tax is, however, *the nutrient surplus*, which is calculated by subtracting the sustainable losses of nutrients from mineral balances.

The objective of this study is to analyze the cost efficiency and feasibility of instruments based on mineral balances for controlling agricultural nonpoint source pollution. In addition to this general objective, the aims of this study are: first, to shortly review the proposed instruments and evaluation criteria for controlling agricultural nonpoint source pollution. Second, to calculate mineral balances and corresponding nutrient utilization rates in Finnish bookkeeping farms in order to analyze further the influence of different factors on nutrient surpluses. Third, to compare the cost efficiency of a fertilizer tax and an effluent tax (based on mineral balances) in reducing nitrogen leakages in cereal farms at different abatement levels. The research hypothesis is that an effluent tax, a direct instrument, will show higher cost efficiency than a fertilizer tax, an indirect instrument.

## **2. Criteria for evaluating environmental policy instruments in agriculture**

A large number of possible criteria could be used for evaluating environmental policy instruments. The ultimate requirement is *optimality*, i.e. the instrument should yield the socially optimal (Pareto optimal) quantity of pollution, which is not necessarily “zero pollution”, at the lowest cost. In practice the optimal first-best solution to internalise an environmental externality can not be found until the social damage at different pollution levels can be measured with certainty. There are, however, some other criteria which guide the selection of environmental policy instruments towards optimality.

*Environmental effectiveness* refers to the extent to which the instrument contributes to meeting the goals of environmental quality. An instrument should induce abatement and improve environmental quality. Stochastic factors like rainfall related to agricultural pollution affect discharges as well as lags between discharges and the resulting changes in environmental quality (i.e. dynamic nature of nutrient leakages), which complicates the estimation of environmental results achieved by a specific policy instrument. If the environmental results of alternative policy instruments are uncertain, it is not possible to evaluate the relative cost efficiency of alternative instruments (ANDERSSON et al. 1990).

*Economic efficiency* refers to cost efficiency. An instrument is more cost efficient than another if environmental quality targets or abatement levels are met at lower costs, or if higher abatement levels are achieved with the same costs. The most cost efficient instrument can be found by comparing abatement costs of environmental damage, e.g. marginal abatement cost per kg of reduced nitrogen leakage. At the farm level, these abatement costs are related to changes in production processes and reductions in output. The difference between an optimal policy instrument and an efficient one is the level of internalisation that is achieved. Optimal instruments yield the socially optimal quantity of pollution, whereas efficient instruments yield whatever standard has been set for the pollution, not necessarily the socially optimal amount (WEINBERG 1991).

Different environmental policy instruments lead to a different allocation of resources, and through welfare changes to differences in income distribution. This makes *fairness and equity considerations* - both inter- and intra-generational equity - an important criterion. Equity considerations not only influence the selection of environmental policy instruments, but also guide the design of the selected instrument. For example, the distributive impacts of environmental policy instruments are influenced by how the revenue raised is used. The choice of instruments can also be influenced by the acceptance or opposition of different pressure groups, since the setting of an instrument has distributional effects on the society. Thus, *political acceptability* of the selected instrument is necessary.

*Administrative practicability* refers to the availability of information required for monitoring and enforcement. This has a major bearing on the costs and capacity of administration. Especially, this criterion favors instruments that do not require new legislation and that can be administered by means of the existing administrative structures. One of the guiding principles in environmental policy-making is the *Polluter Pays Principle* (PPP) adopted by the OECD, which means that polluters should bear the cost of measures to reduce pollution decided by public authorities to ensure that environmental quality targets are met. The cost of these measures should be reflected in the cost of goods which cause pollution in production or consumption (NRLO 1992). According to BONNIEUX and RAINELLI (1988), this principle leads to internalisation of negative externalities with good conditions of acceptability, feasibility and resource allocation. If environmental goods are regarded as community



rights, in the case of nonpoint source pollution the principle leads to a redefinition of property rights and producers have to adjust production to the level at which marginal benefit of production equals marginal external cost of pollution. Application of PPP to agricultural pollution has been criticized due to the huge amount of information needed to monitor pollution and identify polluters.

When comparing alternative instruments for controlling agricultural nonpoint source pollution, the instrument's ability to produce information about the abatement costs of each reduced pollution unit becomes an important criterion. The more detailed the information produced on such costs is, the more efficient the policy instrument will be in practice in transforming nonpoint source pollution into point source pollution. Thus, the regulator gets information about the farmer's polluting capacity and the farmer gets information about the abatement costs. In this context, *information content* is a criterion that evaluates the instrument's ability to produce information about farm-level abatement costs.

### **3. Description of the different instruments**

#### **Input taxes**

Taxes on purchased inputs like fertilizers and pesticides are administratively easy to implement. Advantages of fertilizer tax are that it does not need to be monitored and it can be implemented using existing administrative structures. A further advantage of an input tax is that it provides direct incentives for reduction in the use of an environmentally damaging input. The input tax increases the price of all units of input applied and reduces the economically optimal level of input application, i.e. the optimum rate of nutrients for each product. Input tax also has a substitution effect at farm level away from products demanding high levels of nutrients (ENGLAND 1986). The effectiveness of an input tax is, however, highly dependent upon the price elasticity of e.g. fertilizer demand. Several empirical studies suggest that very high tax rates may be needed to induce significant environmental improvements (BONNIEUX and RAINELLI 1988).

Input tax on nutrients as an instrument to abate nutrient leaching has some major disadvantages. The problems related to input taxes are due to the failure to address the external effects, such as nutrient leakages, directly. First, a uniform tax on nutrients in fertilizers does not differentiate between nutrients being utilised in farm products and nutrients lost into the environment. Hence, a farmer who cultivates intensively but uses nutrients efficiently is penalised more than a farmer who cultivates extensively but uses nutrients less efficiently. Moreover, the least polluting crops (winter wheat) are penalised more heavily than crops from which leaching is substantially greater (spring cereals). Thus, a tax differentiation is required to avoid these undesired effects (DIETZ 1992). According to SEGERSON (1990), a disadvantage

of input taxes is that they are not tailored to the site-specific pollution characteristics of different farms. Thus, a uniform tax reduces the use of inputs too much in areas with low pollution potential and too little in highly sensitive areas. In addition, an input tax can be used only for purchased inputs, and hence e.g. the use of manure for fertilization cannot be controlled in this way. The last objection is the absence of any incentive to avoid nutrient losses once the nutrients are bought, which causes incentive distortions (DIETZ 1992). Hence, input taxes have several disadvantages, since they are not targeted to the main cause; externality.

### ***The instruments based on mineral balances***

Monitoring and controlling agricultural pollution encounters enormous problems due to the characteristics of nonpoint source pollution. Therefore, it is not generally feasible or cost effective to apply traditional policy instruments, such as effluent or emission taxes or performance standards, which require monitoring at the source, in order to control agricultural nonpoint source pollution. Through mineral balances, however, the total nutrient loss to the surrounding area can be measured. The basic idea behind mineral balances is to calculate nutrient flows (nitrogen and phosphorus) at specified observation points on the farm. The two methods of mineral balancing are *farm gate balance* and *surface balance*. Farm gate balance is calculated by measuring the nitrogen and phosphorus content of purchased fertilizers and feeding stuffs and subtracting the mineral content of sold crops and animal products. Surface balance is calculated by measuring the nutrient content of fertilizers, organic manure, and nitrogen depositions and subtracting the mineral content of harvest and losses to the atmosphere. Surface balance mainly indicates the nutrient pollution of agriculture into surface waters, whereas farm gate balance depicts the nutrient loss to the surroundings including nutrient emissions to the atmosphere, effluents into surface waters, and accumulation in the soils.

From the society's point of view, mineral balances offer an opportunity to establish a link between environmental deterioration and the nutrient losses of individual farms, which is a precondition for an effective policy to abate nutrient leakages and emissions. A complicating factor, however, is that in most cases the nutrient losses as determined by mineral balances are not equivalent to nutrient leakages and emissions. Whether and to what extent nutrient losses affect the environment depends on local physical circumstances, such as soil characteristics, rainfall, groundwater level, denitrification, winter coverage, and so on. In order to determine actual leakages and emissions, we need to subtract the assimilative capacity of nature (the amount of nutrients nature can process sustainably at the location concerned) from the mineral balance, thus arriving at what is called the *nutrient surplus* (DIETZ 1992). The nutrient surplus is produced if the mineral balance of a farm exceeds the sustainable amount of nutrient losses. Since the assimilative capacity of environment varies greatly between farm locations, some

averaging will be necessary to avoid creating a very complicated system of regulations.

Through mineral balancing, potential polluters can be identified and the pollution capacity of each polluter can be measured. Thus, an incentive to reduce pollution can be established. Moreover, a typical nonpoint source polluter, a farm, can be examined as a point source polluter. Hence, the effects of different policy instruments can be more accurate. There are numerous ways to reduce the nutrient surplus after an appropriate instrument has been established: reduction in the use of fertilizers, use of soil coverage during the winter season, reduction of the nutrient contents of feed, and so on. The choice of the method depends on the local circumstances, with which the farmer is the most familiar (DIETZ 1992).

The following different kinds of instruments could be established on the basis of mineral balances and nutrient surpluses. First, imposing a tax on nutrient surplus unit (e.g. FIM/ kg, nitrogen or phosphorus surplus). Second, granting a subsidy per reduced nutrient surplus unit. Third, setting up a deposit-refund system, i.e. imposing a nutrient tax on purchased fertilizers and feed and granting a refund of tax for removed nutrients in the form of crops and animal products sold. Fourth, using the mineral balances as a means of information policy, since through mineral balancing (accountancy) the farmer can examine the effectiveness of the production input use on the farm. This makes the farmer aware of the losses of nutrients, and while reducing the nutrient losses, he can save money on nutrient inputs, thus making a win-win outcome possible. Hence, nutrient accountancy provides an incentive for farms to change to less-polluting production processes and technologies and to adopt environmentally sound farming practises. In addition to the above-mentioned, a performance standard or tradeable pollution permit system could be established on the basis of nutrient surpluses, i.e. each farm would get a certain quota of nutrient surplus and the quota would be marketable among the farms. The selection of instruments is guided by the factors influencing the surplus of nutrients. If the nutrient surplus is mainly due to the excessive use of fertilizers, a tax based on nutrient surplus could be established. On the other hand, if nutrient surplus is due to the handling and processing of manure, a subsidy for investments in emission-reducing equipment at the farm level could be implemented.

In principle, policy instruments based on nutrient surplus seem to be superior in terms of efficiency compared to traditional policy instruments used to control agricultural nonpoint source pollution, because they manage to target the externality itself. Hence, policy instruments based on nutrient surplus do not cause distortions in output or input markets, like what happens in the case of output taxes and input taxes, which fail to address the externality directly. However, the efficiency, fairness, and the information content of instruments based on nutrient surplus are highly dependent on whether the farmer can influence the nutrient surplus, i.e. whether the factors influencing the nutrient surplus are exogenous or endogenous to the farmer. If the factors are exogenous, such as rainfall, instruments based on nutrient surplus

do not meet the requirements of the above evaluation criteria. If the factors are endogenous, like the level of fertilization, instruments based on nutrient surplus seem to be the most appropriate instruments in controlling agricultural nonpoint source pollution.

As a conclusion it can be noted, however, that the best policy approach to control agricultural pollution will involve the use of several instruments based on both incentives and regulation. The choice of specific instruments to be used will require a balancing of multiple objectives relating to the criteria introduced above. A policy mix that attempts to balance these concerns will be imperfect in terms of any single criterion. It should be evaluated, however, as a compromise solution to an environmental problem that lacks an easy solution (SEGERSON 1990).

## 4. Data and the methods of mineral balancing

### *Data*

The study presented in this paper is based on the bookkeeping data of farms participating in the profitability study of agriculture in Finland. The Agricultural Economics Research Institute of Finland collects yearly data from about 1,100 farms. These farms have volunteered to participate in this activity, and they are located in different parts of the country. The data used span the years 1991 and 1992. Most of the variables required for the mineral balancing methods were available in the bookkeeping data. Data gaps were filled up by a questionnaire, which was sent to 240 bookkeeping farms, of which 82 farms replied to the questionnaire. This resulted in data on 19 cereal farms, 18 pig farms, and 44 dairy farms. There were, however, major gaps in information on exogenous and stochastic variables, such as rainfall and soil type, and consequently, the influence of these factors on mineral balances could not be analysed further.

### **The methods of mineral balancing**

The basic idea behind mineral balances is to calculate nitrogen (N) and phosphorus (P) flows at specific observation points on the farm. The two methods of mineral balancing are *farm gate balance* and *surface balance*.

#### 1) farm gate balance

- + The mineral content of purchased fertilizers, animals, and feeding stuffs
- The mineral content of sold crops and animal products

---

Farm gate balance of nitrogen and phosphorus

This type of balance is fixed at the boundary between the agricultural and non-agricultural sector. Sources of mineral inputs are purchased fertilizers, animals, and feeding stuffs. Minerals are removed by sold animal and crop products. Nitrogen depositions and losses to the atmosphere can also be included in the calculations. It is assumed, however, that the nitrogen depositions from the atmosphere equal denitrification (SCHLEEF and KLEINHANSS 1994).

## 2) surface balance (gross balance)

- + The mineral content of purchased fertilizers
  - + The mineral content of organic manure
  - The mineral uptake by harvested crops
- 

Surface balance of nitrogen and phosphorus

The observation level of this balance is the soil surface. Surface balance surplus is closely linked to the problem of water pollution caused by the nutrient losses. Nitrogen depositions from the atmosphere and ammonia losses to the atmosphere can also be included in calculations; this would yield the so-called net balance. The gross balance provides information about the nutrient surpluses directly related to agricultural production, whereas the net balance provides information closer to the nitrate problem (SCHLEEF and KLEINHANSS 1994). The calculation of phosphorus balances does not make any distinction between gross and net balances.

Standard coefficients are used to calculate the mineral content of organic manure, purchased feeding stuffs, sold vegetable and animal products, as well as harvested crops. The mineral supply from organic manure is calculated using the number of livestock (kg N and P /animal/year) and the mineral content of liquid manure. The coefficients refer only to the main product, and by-products, such as straw and sugarbeet leaves, are assumed to be left on the fields, thus remaining in the material cycle of the farm. It can be expected that the high density of livestock (livestock units/ha) as well as the type and intensity of crop production are the main factors influencing the nutrient surpluses. The nutrient surplus provides an indicator of the whole damaging potential of nutrient losses from agricultural production to the environment.

## **The utilization of nutrients on bookkeeping farms**

The rates of nutrient utilization, i.e. the relation between the nutrient output and the nutrient input, in different production lines are presented in Figures 1 and 2. The rates of nutrient utilization have been calculated for both the surface balance and the farm gate balance.

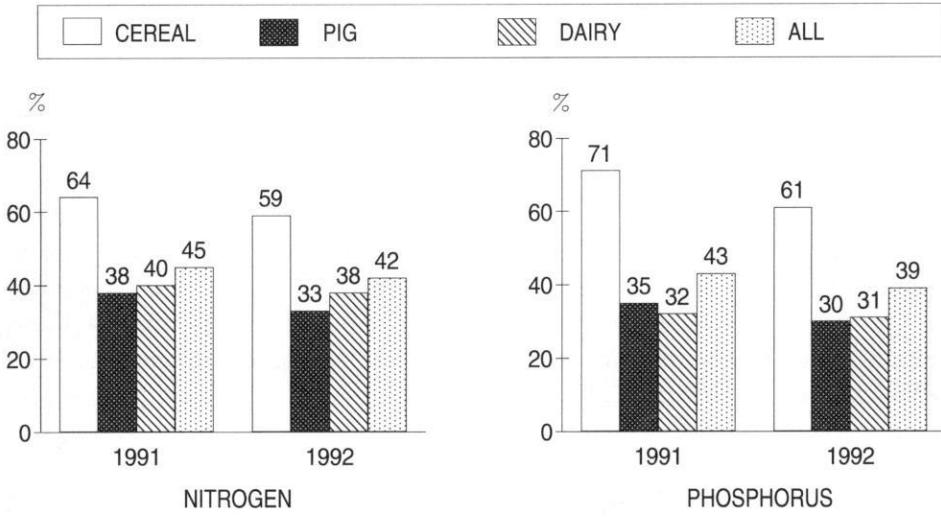


Figure 1. Surface balance. The rates of nutrient utilization in different production lines in 1991 and 1992.

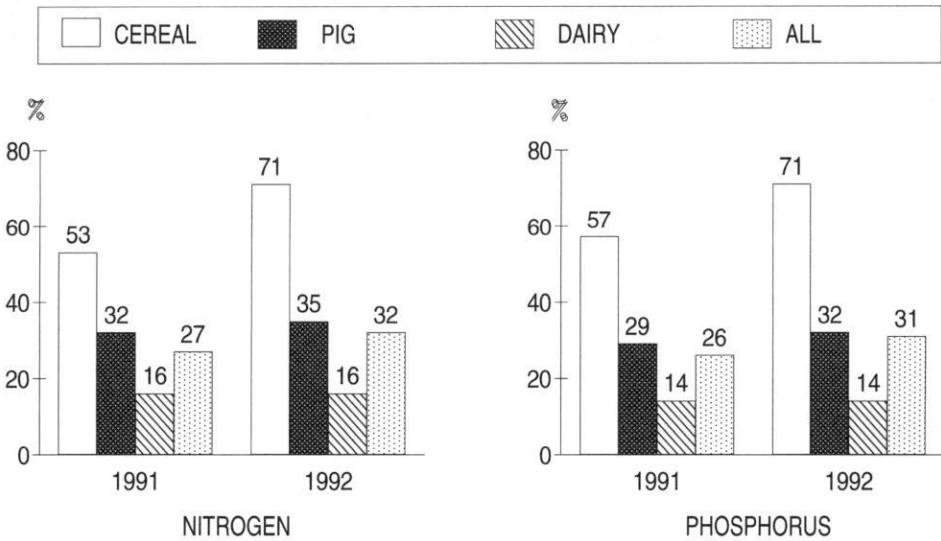


Figure 2. Farm gate balance. The rates of nutrient utilization in different production lines in 1991 and 1992.

Mineral balance calculations and the rates of nutrient utilization show that the nutrient losses from animal husbandry farms exceed those of cereal farms. The main reason for high nutrient losses in animal husbandry farms is the use of manure, especially the fact that crops can take up a larger part of nutrients from the artificial fertilizers than from manure. This means that the animal husbandry farmer has to use a type of fertilizer that entails large nutrient losses. Hence, in practice the nutrient utilization of animal husbandry farms cannot be as effective as that of cereal farms. The appropriate level of nutrient utilization for cereal farms could be 80% and for animal husbandry farms 50%. The rate of nutrient utilization is a good indicator of the efficiency of the use of the production inputs. From the environmental point of view, however, it does not matter whether the farm utilizes 10% or 50% of the nutrient input; only the absolute amount of nutrients in relation to the assimilative capacity of the site is the key factor which counts.

## 5. The farm level theoretical model

The cost efficiency of a nitrogen fertilizer tax and an effluent tax based on mineral balances in reducing nitrogen leakages were studied. Among the 19 cereal farms from Southern Finland, for which the mineral balance calculations were made, five farms were selected for a further analysis of the cost efficiency of different economic instruments. These farms produce barley using nitrogen fertilizer as a production input. A quadratic nitrogen yield function was estimated for barley. The estimation is based on bookkeeping data on barley production from these farms.

The leakage function used in the model has been estimated by SIMMELSGAARD (1991) on the basis of Danish leakage research

$$(1) \quad \ln(y / y_n) = b_0 + bN \Leftrightarrow y = y_n \exp(b_0 + bN)$$

where  $N$  = relative nitrogen fertilization in relation to normal fertilizer intensity for the crop,  $0.5 \leq N \leq 1.5$   
 $y_n$  = nitrogen leakage at average nitrogen use  
 $y$  = leakage at fertilizer intensity level  $N$   
 $b_0$  = a constant  
 $b$  = a parameter

Following SUMELIUS (1995), the leakage function measures changes in nitrogen leakages solely as a function of the fertilization intensity level. Information on leakages from average nitrogen use  $y_n$  ( $N=1$ ) is needed. The value of  $b$  is 0.7, based on Danish leakage experiments. When applying this function to Finnish conditions, information is needed on the average fertilizer intensity level ( $N$ ) and nitrogen

leakages ( $y_n$ ) at this level. The average fertilization level for barley has usually been 100 kg N/ha. Nitrogen leakages at this level have been in the order of 10-20 kg N/ha. The average fertilization level for farms studied is 80 kg N/ha, and the corresponding average nutrient surpluses on these farms are 38.17 kg N/ha (Y in formula 2 equals to  $y_n$  in formula 1). In this study the constant parameter was added to the above leakage function to make the function correspond to calculated nutrient surpluses:

$$(2) \quad L(N) = d + Y \exp\left(\frac{kN}{A} - k\right)$$

where  $L$  = nitrogen leakages (= nutrient surplus)  
 $d$  = constant parameter of leakage function (different on every farm)  
 $Y$  = coefficient parameter of leakage function, 38,17  
 $A$  = constant fertilizer level of leakage function, 80 kg nitrogen  
 $N$  = quantity of nitrogen fertilizer  
 $k$  = coefficient constant of leakage function, 0.7

According to the duality theory, the profit function is dual to the production function  $y = f(x)$ , if it satisfies certain regularity conditions, i.e. if the profit function is increasing in the price of the output; decreasing in the price of the inputs; convex in all prices; linearly homogenous in prices; increasing in the fixed inputs; and increasing and concave in the bad outputs (FONTEIN et al. 1994).

Following SUMELIUS (1995), it is assumed that the farmer's objective is the maximization of short-run profit

$$(3) \quad \pi(p, w) = \max \{py - wx_z \mid y = f(x)\}$$

where  $\pi$  = profit  
 $p$  = price of  $y$  (barley)  
 $f(x)$  = production function  
 $x_z$  = quantity of nitrogen fertilizer input  
 $w$  = price of  $x_z$  (nitrogen fertilizer)

An optimal solution can be found by differentiating with respect to  $x_z$ , i.e. the first order condition for profit maximization, which shows that the marginal product equals the price relation between the input price and product price at the profit maximum, i.e.,  $df(x)/dx_z = w/p$ . The optimal level of fertilizer use  $x_z^*$  can be solved as a function of the fertilizer price and product price:  $x_z^* = x(p, w)$ . To ensure that this optimum is a local maximum, the second order condition  $d^2\pi/dx_z^2 < 0$  must be fulfilled.



### List of parameters and variables:

p = price of barley, 1.82 FIM/kg

w = price of nitrogen fertilizer, 6.62-10.07 FIM/kg

a = 1. parameter (constant) of quadratic production function (different on every farm)

b = 2. parameter of quadratic production function, 28.26

c = 3. parameter of quadratic production function, -0.06923

d = constant parameter of leakage function (different on every farm)

Y = coefficient parameter of leakage function, 38,17

A = constant fertilizer level of leakage function, 80 kg nitrogen

N = quantity of nitrogen fertilizer

k = coefficient constant of leakage function, 0.7

t = fertilizer tax

h = effluent tax

L = nitrogen leakages (=nutrient surplus)

$\pi$  = profit

If **fertilizer tax** is introduced, the profit function can be written as

$$(4) \quad \pi(N) = p(a + bN + cN^2) - (t+1)wN$$

The effect of changing fertilizer intensity on the profit will be

$$(5) \quad d\pi / dN = p(b + 2cN) - (t+1)w$$

and in the case of an **effluent tax**, the profit function should be written as

$$(6) \quad \pi(N) = p(a + bN + cN^2) - wN - h \left( d + Y \exp\left(\frac{kN}{A} - k\right) \right)$$

The effect of changing fertilizer intensity on the profit will be

$$(7) \quad d\pi / dN = p(b + 2cN) - w - \frac{hYk}{A} \exp\left(\frac{kN}{A} - k\right)$$

The effect of changing fertilizer intensity on the leakage will be

$$(8) \quad dL / dN = \frac{Yk}{A} \exp\left(\frac{kN}{A} - k\right)$$

The marginal abatement cost MAC for reducing nitrogen leakages is equal to the relation between marginal profits lost ( $d\pi/dN$ ) and the marginal amount of reduced leakages ( $dL/dN$ ) based on changes in N.

The marginal abatement cost MAC for the **fertilizer tax** will be

$$(9) \quad \text{MAC} = \frac{p(b + 2cN) - (t+1)w}{\frac{Yk}{A} \exp\left(\frac{kN}{A} - k\right)}$$

and for the **effluent tax**

$$(10) \quad \text{MAC} = \frac{p(b + 2cN) - w - \frac{hYk}{A} \exp\left(\frac{kN}{A} - k\right)}{\frac{Yk}{A} \exp\left(\frac{kN}{A} - k\right)}$$

## 6. Marginal abatement costs of different instruments

Cost efficiency was used as a criterion for evaluating two economic instruments for abating nitrogen leakages from cereal farms: a fertilizer tax and an effluent tax based on mineral balance. The marginal abatement cost MAC (formulas 9 and 10) takes the firm's profits as the criteria for measuring the cost efficiency of reduced nitrogen leakages, i.e. MAC is calculated by dividing the change in profit by the change in reduced leakages (SUMELIUS 1995). This kind of cost efficiency does not include the administrative costs of monitoring and enforcement, and hence the instruments are judged here from farmers' point of view.

The effluent tax showed, on average, higher cost efficiency than the fertilizer tax when abatement levels were between 10-30%. On the farm which had the lowest nutrient surplus the effluent tax proved to be especially cost efficient (Farm 2. MAC at the 30% abatement level 43.3 FIM/kg N, compared to that of the fertilizer tax at 10% abatement level 60.0 FIM/kg N). On the other hand, the cost efficiency of the fertilizer tax proved to be substantially better on the farm which had the highest nutrient surplus. The cost efficiency of the instruments seems to be sensitive to initial leakage levels. The order of instruments in terms of cost efficiency also seems to be sensitive to changes in abatement levels: at 10% abatement level an effluent tax showed a higher cost efficiency on every farm, whereas at 30% abatement level a fertilizer tax was a more cost efficient instrument on two farms. The MAC of alternative instruments at higher abatement levels was not analysed due to the functional forms of the production function and the leakage function.

Table 1. MAC FIM/kg of reduced nitrogen leakage of alternative instruments at different abatement levels.

Farms	Effluent tax		Fertilizer tax	
	10%	30%	10%	30%
1	51.6	68.5	60.3	61.9
2	36.8	43.3	60.0	61.4
3	39.5	49.4	58.0	59.9
4	45.3	58.3	59.3	61.1
5	57.4	85.0	58.4	60.9

Table 2. Simulation results for alternative economic instruments on one farm.

abate- ment level	leak- ages N kg/ha	optimal N kg/ha	effluent tax FIM/N kg	fertilizer tax coeffi- cient	yield kg/ha	MAC ferti- lizer tax	MAC effluent tax
0%	88.3	164.1	0.0	1.0	6873	0	0
10%	79.5	150.7	5.45	1.3	6495	60.3	51.6
20%	70.6	135.5	13.3	1.7	6066	61.2	59.0
30%	61.8	118.0	25.0	2.2	5571	62.0	68.5

## 7. Conclusions

*Cost efficiency* was used as a criterion to compare a fertilizer tax and an effluent tax in reducing nitrogen leakages on cereal farms. The research hypothesis was that an effluent tax, a direct instrument, is more cost efficient than a fertilizer tax, an indirect instrument. The results from the farm level theoretical model, however, confirm the research hypothesis only partly, since the cost efficiency of these instruments seems to be sensitive to changes in abatement levels. Although the effluent tax showed, on average, a higher cost efficiency than the fertilizer tax and was clearly more cost efficient at lower abatement levels, the relative order of the instruments changes with changes in abatement levels. The fertilizer tax exhibited lower marginal abatement costs on two farms at higher abatement levels.

It is important to note that the cost efficiency criterion used in this study does not include the *administrative costs* of monitoring and enforcement. Hence, an advantage of the fertilizer tax is that it does not need to be monitored and it can be implemented

using existing administrative structures, whereas the monitoring and enforcement of instruments based on mineral balance might require additional administrative arrangements. Thus, the selection of an instrument requires the balancing of administrative costs and cost efficiency.

The evaluation of instruments is even more complicated when the *environmental effectiveness, fairness, and information content* criteria are brought into the analysis. It can be assumed that environmental results achieved are somewhat more certain in the case of an effluent tax based on mineral balance than in the case of a fertilizer tax. Moreover, the fertilizer tax violates the fairness criterion, since it does not differentiate between nutrients being utilised and nutrients lost into the environment. On the other hand, fairness of the instruments based on mineral balances is highly dependent on whether the factors influencing the nutrient surplus are exogenous or endogenous to the farmer. If these factors are exogenous, the instruments based on mineral balance do not fulfill the requirements of the fairness criterion. In terms of the information content criterion, the effluent tax seems to be superior.

However, it should be noted that the mineral balance, as an *information based* instrument, might alone be a feasible measure to reduce nutrient leakages, since through mineral accountancy the farmer can examine the effectiveness of the production input use on the farm. Hence, mineral balancing can facilitate a voluntary change in farming practices towards a more environmentally sound direction.

## References

- BONNIEUX, F. and RAINELLI, P. 1988. Agricultural policy and environment in developed countries. *European review of agricultural economics*. 15 (2/3): 263-281.
- DIETZ, F. J. 1992. The Economics and Politics of the Dutch Manure Problem. *Environmental Politics*. 1: 347-382. London. U.K.
- ENGLAND, R.A. 1986. Reducing the nitrogen input on arable farms. *Journal of Agricultural Economics*. 37: 13-24.
- FONTEIN, P.F., GEERT, J.T., JAN, R.M. and JAN, D. 1994. On Levies to Reduce the Nitrogen Surplus: The Case of Dutch Pig Farms. *Environmental and Resource Economics*. 4: 455-478.
- NRLO 1992. International Trade and the Environment. NRLO - rapport 92/19.
- SCHLEEF, K.-H. and KLEINHANS, W. 1994. Mineral balances in agriculture in the EU. Part 1: the Regional Level. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft. Braunschweig.
- SEGERSON, K. 1990. Incentive Policies for Control of Agricultural Water Pollution. pp. 39-61 in *Agriculture and Water Quality*, Ed. BRADEN, J.B. and BOGGES, W.G.

- SIMMELSGAARD, S. 1991. Estimation of nitrogen leakage functions. Nitrogen leakage as a function of nitrogen applications for different crops on sand and clay soils. pp. 135-150 in nitrogen Fertilizers in Danish Agriculture - present and future application and leaching, Ed. RUDE, S. Institute of Agricultural Economics. Report 62. 117 p. Copenhagen. In Danish language.
- SUMELIUS, J. 1995. The Form of the Production Function and the Leakage of Nitrogen - Effects on the Marginal Abatement Costs.. Pp. 361-372 in "Environmental and Land Use Issues- an Economic Perspective". Proceedings from the 34th EAAE seminar. Kiel.
- WEINBERG, M.J. 1991. Economic incentives for the control of agricultural non-point source water pollution. Unpublished dissertation, Dep. Agric. Econ., U.C., Davis.

## HERBISIDIEN KÄYTÖN VÄHENTÄMISEN VAIKUTUS VILJELYN TUOTTOON

ASKO MIETTINEN

### **The effect of the reduction of herbicide use in the return of production**

**Abstract.** Pesticides are used in agriculture to reduce the risk of the production caused by different types of pests. The economic efficiency of the risk reduction has become more important due to big changes in product prices. One way is to cut production costs is to try to find out the optimal rate of pesticide treatment.

Two possible alternatives were taken under consideration: the so called normal treatment of herbicides (NTH) and reduced treatment of herbicides (RTH). Herbicides were taken as the case because of the amplitude of usage. NTH was defined as the herbicide treatment according to the recommendations of pesticide producers and in the RTH doses were 30% lower than in the NTH.

A stochastic dynamic model was constructed to assess previously mentioned alternatives. The main factors affecting the effect of herbicide treatment were defined as weather and herbicide dose. The decision of herbicide treatment was made by the rule of the economic threshold for the treatment of a weed and three different scenarios were taken into the consideration; namely 1) so called basic treatment, 2) required treatment, and 3) continuous treatment.

The analysis was made by applying the Monte-Carlo -method to simulate several different 10-year periods and discounting the net values of production into the present period. The model did not show any remarkable differences in those two treatment alternatives. In scenario 1 the NTH appeared to be slightly more profitable than RTH but in scenario 2 there were no statistical difference. Scenario 3 was better for RTH. In sensitivity analysis of the model parameters there was a considerable difference in scenario 1 when the effectiveness of the herbicide treatment was improved for the RTH. This supports the assumption of the better gains from the more careful pesticide treatment.

---

**Key words:** agriculture, risk, herbicides, economy, reduced treatment, model

---

# 1. Taustaa

Maaseudun ympäristöohjelmassa (MMM 1992) mainittuna vertailuajankohtana torjunta-aineiden kokonaisuus on ollut noin 2000 tonnia tehoaineita. Eniten käytetään rikkakasvien torjunta-aineita (herbisidit), joiden osuus on vuosina 1953-1987 ollut 83% pelto- ja puutarhaviljelyssä käytettyjen torjunta-aineiden tehoainemäärästä. Tuhoeläinten torjunta-aineiden (insektisidit) osuus samana aikana oli 9%, kasvitautien torjunta-aineilla (fungisidit) 5% ja kasvunsääteillä 3% (MARKKULA YM. 1990). Viime vuosina herbisidien osuus on laskenut ja fungisidien osuus vastavasti lisääntynyt.

Vuoden 1993 myyntitilastojen mukaan torjunta-aineiden käyttö on vähentynyt em. 1987-91 keskimääräisestä 2000 tn:n tasosta yli 35% (HYNINEN YM. 1994). Käytön vähenemiseen on vaikuttanut mm. maatalouden tuotannonohjaustoimenpiteet. Kesannointi on vähentänyt viljeltävää peltoalaa n. 500 000 ha, josta suurin osa on viljanviljelyalaa. Lisäksi rikkakasvien torjunnassa ollaan yhä enemmän siirtymässä käyttämään pienannosaineita, joita tarvitaan hehtaarin käsittelemiseen vain noin sadasosa fenoksihappojen tehoainemääriin verrattuna.

Tarkasteltaessa torjunta-aineiden myyntitilastoja laskennallisen levityspinta-alan mukaisesti, voidaan todeta, että torjunta-ala on paljolti mukaiillut viljan viljely-alan muutoksia (MIETTINEN 1994). Viime vuosina tosin on levityspinta-alan osuus vähentynyt viljelystä pinta-alasta, mihin syynä ovat olleet lähinnä edellisten vuosien myynti, vuotuiset olosuhteet sekä ilmeinen käytetyn torjunta-aineannoksen pienentyminen.

Aikaisemmin peittaukseen käytettiin elohopeavalmisteita. Elohopeavalmisteiden myynnin loputtua vuonna 1991 korvaavat peittausaineet sisältävät merkittävästi enemmän tehoainetta, minkä seurauksena fungisidien kokonaisuusmyyntitilastossa on tapahtunut kasvua. Tuhohyönteisten torjuntaan käytettävien insektisidien myyntimäärät ovat vaihdelleet voimakkaasti vuosittain. Kokonaisuutensa vaihtelu riippuu pääasiassa tuomikirvan esiintymisestä viljakasvustoissa.

Torjunta-aineiden käyttömäärät Suomessa eivät kansainvälisesti vaikuta kovin suurilta, mutta meilläkin on nähty tarpeelliseksi vähentää käyttöä ja siten edistää ympäristön tilan kehittymistä parempaan suuntaan kaikilla maatalouden rintamilla. Hyvät viljelymenetelmät -suosituksessa (MMM 1993) on todettu tasapainoisen kasvinsuojelun edellytyksiksi:

- a) torjuntatarpeen alentaminen viljelyjärjestelmiä kehittämällä
- b) torjunta-aineiden käytön vähentäminen ja korvaaminen muilla torjuntamenetelmillä
- c) torjuntakaluston kunnon ja käyttökelpoisuuden parantaminen.

Tältä pohjalta on kehitetty myös torjunta-aineiden käytön vähentämishjelmaa, jossa on tarkennettu hyvät viljelymenetelmät-suosituksessa määriteltyjä tavoitteita ja toimenpiteitä. Ohjelman päämääränä on “..maataloustuotannon harjoittaminen puhtaiden, mahdollisimman vähän torjunta-ainejäämiä sisältävien elintarvikkeiden tuottamiseksi..”. Yleisenä linjana torjunta-aineiden käytön vähentämishjelmassa on neuvonnan, koulutuksen ja rajoitusten käyttäminen tavoitteiden saavuttamiseksi (MMM 1994).

Tässä artikkelissa tarkastellaan torjunta-aineiden käytön vähentämisen taloudellisia vaikutuksia tilatasolla. Tarkastelu suoritetaan pääasiassa mallilaskelmien ja simulointien avulla. Tarkasteltavia toimintavaihtoehtoja on tässä otettu mukaan kaksi: valmistajien suositusten mukaisten annostusten käyttö, jota tässä kutsutaan normaalitorjunnaksi ja valmistajien suosituksia 30% pienempien annosmäärien käyttö eli vähennetty torjunta (kts. SALONEN 1993). Aluksi esitellään teoreettinen tausta, jolle mallin rakentaminen pohjautuu. Sitten käsitellään itse mallin rakenne ja toiminta ja lopuksi käydään läpi saadut tulokset ja johtopäätökset.

## **2. Torjuntapäätöksen teoria**

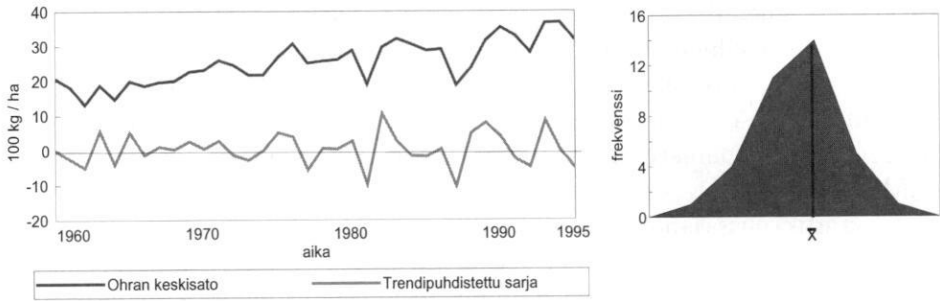
### **2.1. Tuotannon riskitekijät ja niiden hallinta**

Torjunnan tavoitteena yleisesti on viljelykasveille haitallisten kasvien, tuhohyönteisten tai kasvitautien haittojen vähentäminen tai estäminen niin, että tuotannosta saatava taloudellinen hyöty olisi mahdollisimman suuri. Kasvinsuojelutoimenpiteet ovat osa viljelijän riskien hallintaa, minkä takia mm. torjunta-aineiden käyttö ja annosmäärät riippuvat siitä, miten voimakkaasti viljelijä haluaa välttää sadonmuodostukseen liittyviä riskejä. Viljelytoimintaan liittyy monia ulkoisia tekijöitä, kuten säätila, joihin ei voida varsinaisesti vaikuttaa. Tämän takia tekijöillä, joita voidaan säädellä (esim. rikkakasvit tai tuholaiset), pyritään vähentämään tuotannon kokonaisriskiä.

Riski tarkoittaa tässä yhteydessä mahdollisuutta sille, että esim. sato alittaa odotetun satotason. Tuotantoon sisältyvä riskiä voidaan havainnollistaa sadon varianssin avulla. Mitä enemmän tuotantoon sisältyy riskiä sitä suurempi sadon varianssi on, toisin sanoen vaihtelu kasvaa (AULD YM. 1987). Torjunnan kannalta riskiin vaikuttavia tekijöitä ovat säätila, torjunta-aineannos ja näiden yhteisvaikutuksena torjuntateho. Lisäksi riskiin vaikuttaa aikaisempi torjuntahistoria ja sen seurauksena maaperässä oleva rikkakasvien siemenvarasto.

Satojakauman selvittämiseksi on esimerkkinä käytetty ohran satokehitystä kuvaavaa aikasarjaa sekä trendipuhdistettua sarjaa, josta on muotoiltu jakauma, joka on esitetty kuviossa 1. Jakauma osoittautui vinoksi oikealle eli jakauman odotusarvo on mediaaniarvoa suurempi. Tätä jakauman muotoa on käytetty kuvaamaan satojakaumia mallilaskelmissa.

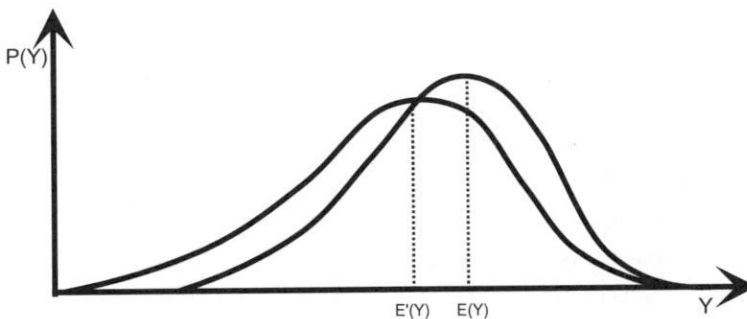




Kuvio 1. Ohrasadon toteutunut ja trendipuhdistettu aikasarja sekä trendipuhdistetun aikasarjan jakauma. Jakauma on vino oikealle ts. odotusarvo on mediaania suurempi.

Vähennettäessä torjunta-aineiden käyttöä voidaan olettaa, että sadon odotusarvo pienenee ja jakautuman muoto kääntyy enemmän alhaisempia satotasoja kohden, jolloin mediaanisato on pienenee suhteessa sadon odotusarvoon. Tämä tarkoittaa sitä, että riski saada keskimääräistä satoa pienempiä satoja kasvaa. Taustalla on kuitenkin oletus, että niin sanotusti hyvän sään vallitessa, voidaan alemmallakin torjunta-aineannoksella saavuttaa riittävä torjunnan teho.

Mikäli torjunta-aineiden käyttöä vähennetään merkittävästi, voidaan tästä johtuvia vaikutuksia kuvata kuvion 2 osoittamalla tavalla. Siinä on kuvattu satotasojen todennäköisyysjakautumia eri torjuntavaihtoehdoilla. Vähentämällä merkittävästi torjunta-aineiden käyttöä voidaan ainakin lyhyellä aikavälillä vaikutukseksi olettaa, että odotettu satotaso on alempi kuin torjuntaa käytettäessä.



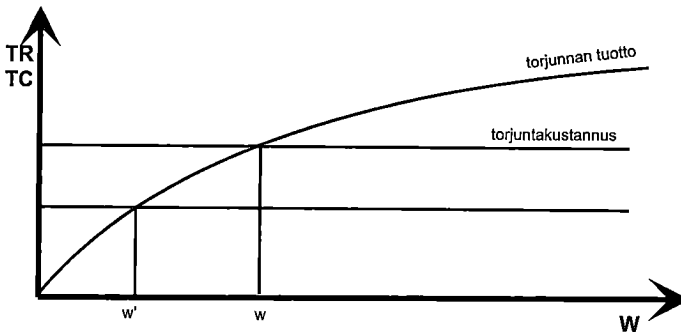
Kuvio 2. Käytettäessä alhaisempia torjunta-aineannoksia sadon odotusarvo  $E(Y)$  alenee  $E'(Y)$ :ksi sekä jakauma madaltuu ja vinoutuu vasemmalle.

Sen lisäksi, että sadon epävarmuus lisääntyy, voidaan olettaa, että kemiallisen torjunnan korvaaminen esim. teknisellä on jo sen suuruinen teknologinen muutos, joka vaikuttaa myös satotason odotusarvoa alentavasti. Muistettava on, että tässä yhteydessä puhutaan lyhyen aikavälin vaikutuksista. Pidemmällä aikavälillä myös ilman torjunta-aineita toteutettavassa viljelyssä lienee mahdollista saavuttaa teknologiankehittymisen myötä lähes sama satotason odotusarvo kuin kemiallisen torjunnan vaihtoehdossa, joskin sadon varianssi voi olla edelleen suurempi.

## 2.2. Torjuntakynnys

Useimmiten, esimerkiksi rikkakasvien torjunnassa, on kuitenkin olemassa vain kaksi vaihtoehtoa: torjutaan tai jätetään torjumatta. Torjuntapäätöstä varten on määritettävä jokin kynnsarvo tai -raja, joka on ehtona torjunnan suorittamiselle. Perinteisesti tämä kynnsarvo on muunneltu nyrkkisäännöksi, kuten kämmenenalalla esiintyvien rikkakasvien lukumäärä. Taloudellisesti tämä merkitsee rikkakasvitiheyttä, jonka aiheuttama sadonmenetys on vähintään yhtä suuri kuin torjunnasta aiheutuvat kustannukset (AULD YM. 1987). Kuviossa 3. nähdään torjunnalla saavutettu lisätuotto sekä torjunnan kustannukset. Käyrien leikkauskohta osoittaa torjuntakynnyksen ja merkittävää on, että torjunta-aineannosta pienennettäessä torjuntakynnys alenee johtuen alentuneista torjuntakustannuksista.

Kynnsarvon määrittämisessä on otettava huomioon tietyt odotukset sadon kehitymisestä sekä rikkakasvien aiheuttamasta sato- ja laatutappiosta. Sato-odotukset on perustettava aikaisempiin kokemuksiin ja tavallisesti tässä yhteydessä käytetäänkin keskimääräistä satotasoa. Rikkakasvien aiheuttamaa satomenetystä on arvioitu kenttäkokein, joiden perusteella voidaan arvioida mahdollista satotappiota tai paremminkin torjunnalla saavutettavaa hyötyä.



Kuvio 3. Torjuntakynnys ( $w$ ,  $w'$ ) eli rikkakasvitiheys, jonka ylittyessä torjunta toteutetaan, määritetään torjunnan oletettujen tuottojen (TR) ja kustannusten (TC) mukaan

Kynnysarvon määrittämiseksi esim. rikkakasveille ollaan kehittämässä uusia menetelmiä, kuten rikkakasvien suhteellinen biomassa- tai lehtialaosuus viljeltävästä kasvustosta. Uusien menetelmien tavoitteena on pyrkiä suurempaan luotettavuuteen ennustettaessa rikkakasvien vaikutusta.

### 2.3. Päätöksenteon vaikeudet

Torjuntapäätöksen tekemiseen vaikuttaa siis olemassa oleva taloudellinen riski, jota on kuvattu edellä. Aikaisempi kokemus mahdollisista satomenetyksistä tai onnistuneesta torjunnasta vaikuttavat voimakkaasti viljelijän päätöksentekoon muiden päätösmuuttajien ohella. Annosmäärän valinnassa merkittävä tekijä on torjunnan onnistumisella. Useimmiten lopputulos halutaan varmistaa riittävän suurella torjunta-aineannoksella. Vaihtoehtoisia menettelytapoja tähän olisivat mm. ruiskun kunnon tarkastus sekä oikein valittu ruiskutusajankohta, jolloin vastaavaan tehoon päästäisiin pienemmälläkin annosmäärällä. AULD YM. (1987) on esittänyt neljä asiaa, joihin epävarmuus liittyy tehtäessä torjunta päätöstä:

- i) todennäköinen rikkakasvitiheys
- ii) torjunnan teho tai torjuntaprosentti
- iii) hinnat, sato- ja laatuvaikutukset
- iv) tuholaiden uusiutuminen, haittavaikutukset viljelykasveihin, torjunnasta saatavan hyödyn viivästyminen, kustannussäästöt tai -lisät.

Epävarmuus torjunnalla saatavista tuotoista voi johtaa ns. minimituottojen maksimointikäyttäytymiseen (AULD YM. 1987, MIETTINEN 1995). Tällöin esimerkiksi torjunnan kynnysarvo valitaan suurimman mahdollisen tuoton menetyksen mukaan, minkä johdosta torjuntakynnys alenee. Torjunta — erityisesti rikkakasvien tapauksessa — jätetään suorittamatta vain, jos torjuntakynnystä ei varmuudella ylitetä. Torjunta suoritetaan, jos torjuntakynnyksen ylittymiselle on vähäisinkään mahdollisuus. Epävarmuus rikkakasvitiheydestä johtaa suurempaan mahdollisuuteen torjuntakynnyksen ylittymiselle ja päätöksentekijän kannalta torjunnan kannattavuus näyttää todennäköisemmältä.

Epävarmuutta voidaan vähentää riittävällä tiedolla tuholaiden todellisesta vaikutuksesta kasvustoon. Tätä tietoa voidaan lisätä mm. ennustemalleilla, joilla voidaan arvioida tuholaispopulaation kehittymistä. Valmiita sovelluksia ennustemalleista on jo olemassa mm. perunan tuholaisille. Rikkakasveille ei varsinaisesti ole vastaavaa mallia kehitetty. Torjuntapäätöksen epävarmuutta tulisi pyrkiä vähentämään myös satoennusteiden kautta. Tulevan sadon ennustaminen on kuitenkin lähes yhtä vaikeaa kuin sään ennustaminen koko kasvukaudeksi.

### 3. Torjunnan vaikutus tilan talouteen

#### 3.1. Tuotot ja kustannukset

Torjunnan vaikutusta satotasoon lienee selvitetty kaikkien torjunta-ainekokeiden yhteydessä. Normaalisti torjunnalla on saavutettu korkeampi satotaso verrattuna kontrollialan (ei torjuntaa) satotasoon. Vaikeampaa on kuitenkin määritellä, missä suhteessa eri torjunta-aineannoksilla on vaikutusta satotasoon. Tähän on syynä tuotantoon ja sadonmuodostukseen vaikuttavien tekijöiden moninaisuus. Torjunnan tuotoksi lasketaan torjunnalla saavutetun sadonlisän arvo. Lisäksi laskelmissa tuottopuolelle on otettu mukaan erilaisten tukien muodossa maksettavat erät. Niillä ei sinällään ole vaikutusta eri torjuntatapojen kannattavuuteen.

Rikkakasvien torjunnalla ei ole havaittu merkittävää vaikutusta sadon laatuun eikä siten taloudellista vaikutusta ole voitu havaita (TANSKANEN 1987). Kasvitautilien osalta tilanne on toinen. Esim. nokitauti voi vehnällä aiheuttaa sen, että sato ei kelpaa edes eläinten rehuksi. Tautien aiheuttaman riskin arvioiminen on kuitenkin jätetty vertailun ulkopuolelle, koska riittävää aineistoa riskin arvioimiseen ei ole.

Torjunnan kustannuksiin kuuluvat torjunta-aine-, työ- ja konekustannukset (PELTONEN & VANHALA 1992). Koneiden, ts. traktorin ja torjunta-aineruiskun, osalta otetaan huomioon käyttökustannusten muutokset. Traktorin käyttökustannus laskelmassa on 21 mk/ha ja hankintahinnaltaan 15000 mk:n ruiskun kustannus 30 vuotuisen käyttötunnin, 10 vuoden poistoajan ja 5% korkokannan mukaan 16 mk/ha (Työtehoseura 1994).

Työkustannukseksi lasketaan keskimääräinen maataloustyöntekijän tuntiansio, joka vuonna 1993 oli 47 mk/h (MKL 1994). Torjunnan kannattavuuteen voi lisäksi vaikuttaa torjunta-ajankohdasta riippuva tallaustappio (n. 2%), jota esiintyy lähinnä kasvitautiluiskutusten yhteydessä. Kevätviljojen rikkakasviruiskutuksissa ei ole havaittu esiintyvän tallaustappioita.

Vertailukohteenä laskelmassa pidetään nykyistä käytäntöä eli valmistajien suosittamien annosmäärien mukaista torjunta-aineiden käyttöä. Laskelmissa satotaso viljalla noudattaa edellä kuvattua ohran satojakaamaa ja viljan hintana on käytetty rehuviljojen keskimääräistä hintaa (0,75 mk/kg).

*Taulukko 1. Torjuntatavan muutoksen tuottoihin ja kustannuksiin vaikuttavat tekijät.*

+/-	Kokonaistuoton muutos (satoero x hinta)
-	Torjunta-ainekustannus
-	Kalustokustannus *)
-	Työkustannus *)
=	Katetuoton muutos (mk/ha)

\*) Nämä kustannukset ovat vertailtavissa vaihtoehtoissa samoja, johtuen samasta teknisestä toteutuksesta.

## 3.2. Tuottoarvolaskelma

Varsinainen vertailu eri toimenpiteiden välillä tapahtuu hehtaarikohtaisena laskelmana vähentämällä oletetun viljatilän kokonaistuotosta viljantuotannon kustannukset kymmenen vuoden aikana ja diskonttaamalla kunkin vuoden tulos nykyarvoiseksi. Vertaamalla kummankin menetelmän nykyarvoja voidaan tehdä johtopäätöksiä torjuntavaihtoehtojen kannattavuudesta pitemmällä aikavälillä. Korkoprosenttina käytetään 5:ttä ja korkoprosentin herkkyyttä testataan.

Kokonaistuottoon lasketaan mukaan sadosta saatava tuotto sekä alueen ja tuotteiden mukaiset tuet nykyjärjestelmän puitteissa. Alueeksi tässä laskelmassa on otettu A-tukialue. On myös oletettu, että toimenpidevaihtoehdot eivät muuten vaikuta tukien määrään.

## 4. Malli

### 4.1. Teoreettinen viitekehys

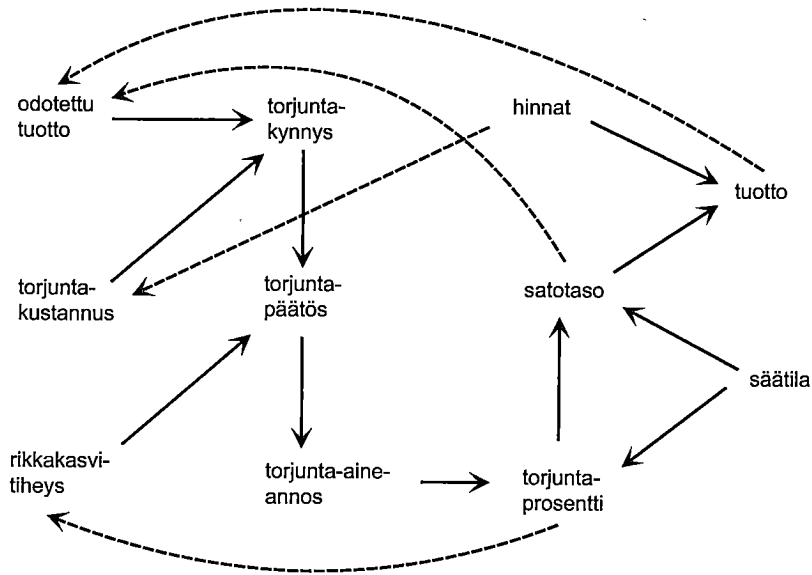
Rikkakasvien kemiallisen torjunnan kannattavuutta eri intensiteeteillä haluttiin mallintaa ottaen huomioon toimenpiteeseen liittyvä riski. Kuten jo edellä todettiin tämä riski sisältyy lähinnä torjunnan tehokkuuteen vaikuttaviin tekijöihin. Näitä tekijöitä ovat torjunta-aineannos, ruiskutusajankohta, säätila, laitteiston kunto, torjunnan historia ja monet biologiset tekijät. Mallintamisen lähtökohtana pidettiin, että säätilalla on merkittävä vaikutus sadon muodostukseen, joten torjunta-aineannos vaikuttaa lähinnä ns. keskimääräisillä säätiloilla.

Malli on luonteeltaan stokastinen ja dynaaminen. Pääasiassa stokastiikka malliin tulee säätilaa kuvaavana vuoden 'hyvyysluokkana', joka on normaalisesti jakautunut satunnaismuuttuja. Dynamiikka tulee mukaan torjuntatehon ja rikkakasvien kasvun kautta. Edellisen vuoden rikkakasvimäärä vaikuttaa seuraavan vuoden rikkakasvien kasvuun ja määrään.

Torjuntapäätös mallissa tehdään torjuntakynnystä hyväksikäyttäen. Vertailtavilla toimenpidevaihtoehdoilla on erilaiset torjuntakynnykset johtuen edellä selitetystä erosta torjuntakustannuksissa. Jos vuoden rikkakasvitiheys ylittää torjuntakynnyksen, suoritetaan torjunta, jonka jälkeen rikkakasvitiheys alenee säätilasta (vuoden hyvydestä) riippuvan torjuntaprosentin mukaisesti. Jäljelle jäänyt kasvusto otetaan huomioon seuraavan vuoden rikkakasvitiheydessä (Kuvio 4).

Rikkakasvien satovaikutus otetaan huomioon suhteessa vuoden hyvyystekijään ja sadon oletettuun jakaumaan. Erinomaisten olosuhteiden vallitessa rikkakasvien vaikutus jää vähäiseksi johtuen hyvästä torjuntaprosentista molemmilla menetelmillä. Huonoina vuosina satotaso puolestaan putoaa jo huonon säänkin takia, jolloin torjuntaintensiteetillä ei ole merkittävää vaikutusta tulokseen.

Mallia simuloidaan useiden vuosien ajanjaksona, jolloin ei kuitenkaan oleteta varsinaista satotason tai tuotantoteknologian trendimuutosta. Toimenpiteiden keskimääräisiä tuottoja verrataan ja tilastollista merkittävyyttä testataan.

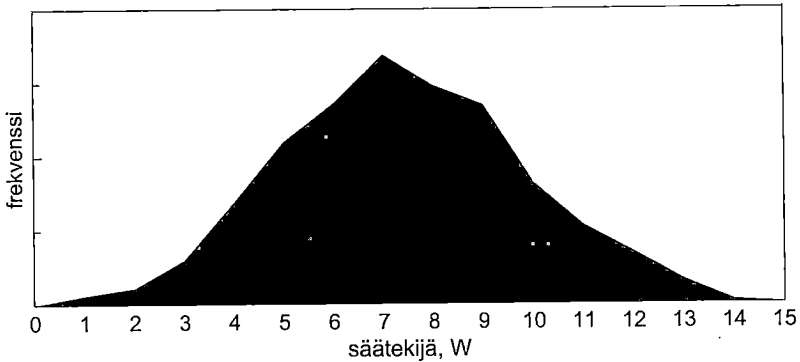


Kuvio 4. Mallin vaikutussuhteet.

## 4.2. Malli

Mallin tarkoituksena on siis verrata eri torjunta-aineannoksia käytettäessä saatavia hyötyjä. Vertailtavina vaihtoehtoina ovat ns. täystorjunta eli valmistajien suositusten mukaisten annosten käyttö ja vertailukohteena on 30%:lla alennettu torjunta-aineannos. Mallissa ei aina ole käytetty empiiristä lähtöaineistoa yhtälöiden muodostamiseen, vaan tietyt osat mallista on korvattu oletuksiin perustuvilla lausekkeilla. Näitä täsmennetään myöhemmin.

Eri torjunta-aineannosten vaikutusten arviointiin rakennettiin stokastinen dynaaminen malli. Mallin rakentamisessa sovellettiin Monte-Carlo –menetelmää (WONNACOTT & WONNACOTT 1970). Perinteisesti Monte-Carlo –menetelmää on käytetty simuloitaessa ekonometrisen virhetermin käyttäytymistä, mutta tässä mallissa simuloidaan paremminkin satotaso, jonka virheterminä on sadonmuodostukseen voimakkaasti vaikuttava kasvukauden säätila  $W$ , jota voidaan kutsua myös kasvukauden ‘hyvyyaluokaksi’. Tämä muuttuja vaikuttaa myös rikkakasvien kasvuun sekä torjunnan onnistumiseen. Säätekijä, joka on stokastinen muuttuja, on jakautunut normaalisesti parametrein  $W \sim N(\mu, \sigma^2)$ . Mallissa säätekijä arvotaan kullekin vuodelle tai kasvukaudelle riippumattomasti (Kuvio 5).



Kuvio 5. Säätelijä  $W$  on normaalijakautunut satunnaismuuttuja.

Torjuntapäätöksen teko mallissa perustuu torjuntakynnykseen, jonka periaate on selitetty aiemmin tässä tekstissä. Torjuntakynnykset on mallissa sovitettu muiden parametrien kanssa yhtenäiselle tasolle. Torjuntakynnystä verrataan sen hetkiseen rikkakasvitiheyteen ja mikäli tiheys ylittää torjuntakynnyksen, torjunta suoritetaan. Torjuntakynnys on erilainen näissä kahdessa vaihtoehdossa johtuen juuri erilaisista torjuntakustannuksista. Kustannusero johtuu pelkästään pienemmästä torjunta-aineannoksesta. Lisäoletuksena ns. normaalitorjunnassa on, että mikäli edellisenä kasvukautena ei ole suoritettu torjuntaa, niin seuraavana vuonna torjunta suoritetaan automaattisesti.

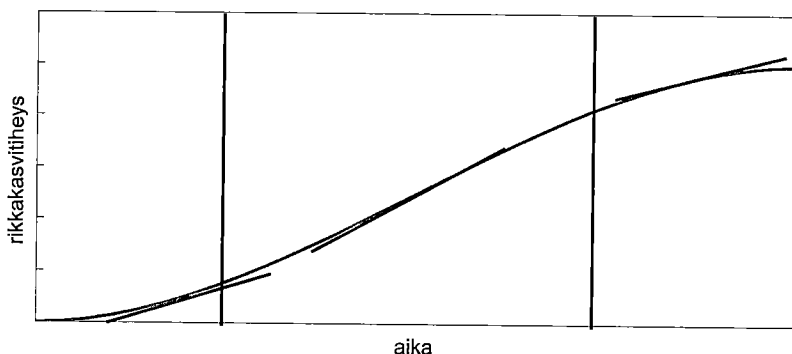
Rikkakasvitiheyden  $b$  mallissa vaikuttavat edellisen vuoden torjunnan jälkeinen rikkakasvitiheys, säätila ja kasvukautena suoritettu torjunta. Rikkakasvitiheyden muutoksia kuvataan kasvukäyrällä, jonka muodok on oletettu  $\beta$ -jakauman kertymäfunktioita kuvaava yhtälö (BERRY et al. 1990):

$$(1) \quad b(r,s) = 10 \cdot \int_0^x x^{r-1} (1-x)^{s-1} dx$$

jossa  $r$  ja  $s$  ovat  $\beta$ -jakauman kertymäfunktion parametreja, jotka molemmat saavat tässä arvon kaksi, jotta käyrä saa symmetrisen ja malliin sopivan muodon. Muuttuja  $x$  on apumuuttuja, jonka arvot vaihtelevat välillä  $[0, 1]$ . Mallissa edellisen vuoden rikkakasvitiheys antaa alkuarvon seuraavan vuoden kasvulle siten, että

$$(2) \quad b_t = b(r,s|b_{t-1})W_t$$

jonka mukaan rikkakasvitiheys vuonna  $t$  riippuu edellisen vuoden rikkakasvitiheydestä sekä tämän vuotisista sääoloista. Kasvuvauhti on määritelty jakamalla yhtälön 1 mukainen normikäyrä kolmeen segmenttiin, jonka mukaista kasvuvauhtia kuvataan segmentin keskimääräisellä kasvuvauhdilla eli käyrän kulmakertoimella (kuvio 6).



*Kuvio 6. Rikkakasvitiheyden kasvukäyrä on jaettu kolmeen segmenttiin erilaisten kasvuvauhtien mukaisesti. Kasvunopeus saadaan segmentin keskimmäisen pisteen tangentin kulmakertoimesta.*

Torjunta-aineannos ja ruiskutusolosuhteet vaikuttavat torjunnan onnistumiseen, jota mallissa kuvataan torjuntaprosentilla. Torjuntaprosenttiin vaikuttavat annoskoko sekä säätekijä. Erot eri torjuntavaihtoehdoissa kohdistuvat ns. normaaleille vuosille – hyvinä vuosina torjunnan teho on yhtä hyvä myös pienemmillä annoksilla ja vastaavasti huonoina vuosina torjunnan merkitys on vähäinen verrattuna sääolojen aiheuttamaan satotappioon.

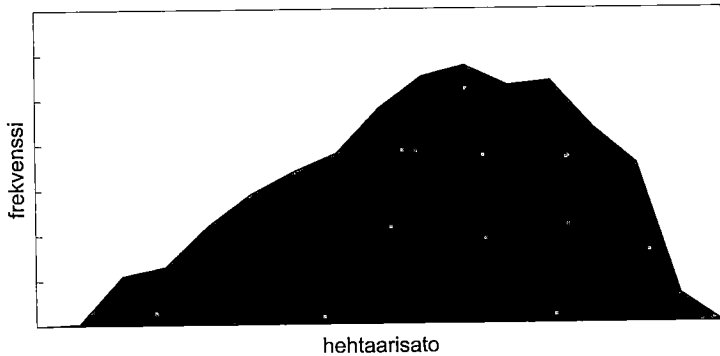
Torjunta-aineannos ja ruiskutusolosuhteet vaikuttavat torjunnan onnistumiseen, jota mallissa kuvataan torjuntaprosentilla. Torjuntaprosenttiin vaikuttavat annoskoko sekä säätekijä. Erot eri torjuntavaihtoehdoissa kohdistuvat ns. normaaleille vuosille – hyvinä vuosina torjunnan teho on yhtä hyvä myös pienemmillä annoksilla ja vastaavasti huonoina vuosina torjunnan merkitys on vähäinen verrattuna sääolojen aiheuttamaan satotappioon.

Edellä kuvattujen tekijöiden yhteisvaikutuksena saadaan selvitettyä toimenpiteiden vaikutus satotasoon. Satotasoa kuvataan aikaisemmin esitetyn muotoisella vinolla jakaumalla, jonka arvot vaihtelevat pääasiassa 1000 kg:n ja 5000 kg:n välillä. Jakauman muoto perustuu edellä mainitun empiirisen satojakauman muotoon. Satojakauma on sama molemmille vaihtoehdoille sama ennen toimenpiteen toteuttamista.

Toimenpiteiden vaikutuksesta jakaumien odotusarvot eriyvät toisistaan ts. jakaumien painopisteet siirtyvät hieman. Jakauman ääriarvon säilyvät ennallaan johtuen edellä esitetyistä oletuksista. Satotasoon vaikuttavat voimakkaimmin säätila, mutta säätilaltaan keskiarvovuosina on torjuntavaihtoehtojen vaikutus on selvempi.

Mallista saadun satotason perusteella lasketaan tuotannosta saatava tuotto kummallekin torjuntavaihtoehdolle. Tuoton laskentaperiaate on yksinkertainen ja





*Kuvio 7. Mallin tuottama ohran satojakauma oletetun satojakauman ja säätekijän suhteen.*

siinä kokonaistuotosta vähennetään torjuntakustannukset ainekustannusten osalta ja sen lisäksi keskimääräiset muuttuvat kustannukset yhteissummana. Lisäksi vähennetään keskimääräiset kiinteät kustannukset ja lisätään tuet.

Torjuntavaihtoehtoja vertaillaan laskettujen tuottolukujen perusteella. Simulointeja lisättäessä tuottojakaumat lähestyvät alkuoletusten mukaisia jakaumia ja eri toimenpiteiden välisiä eroja voidaan testata keskiarvotestein, koska jakaumien varianssit ovat lähes samat.

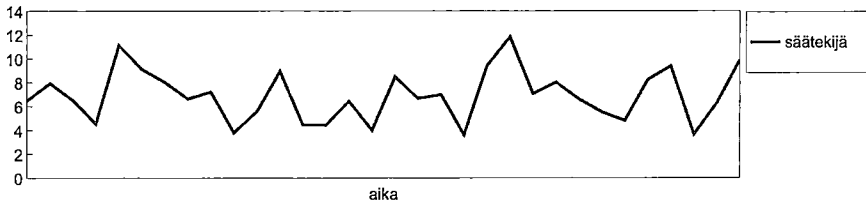
## 5. Tulokset

### 5.1. Mallin testaus

Mallia simuloitiin ja testattiin mahdollisimman paljon virheiden löytämiseksi ja korjaamiseksi. Malli ei sisältänyt sellaisia tekijöitä tai rakenteita, jotka olisivat aiheuttaneet yllätyksellistä käyttäytymistä. Testaamisen yhteydessä todettiin kuitenkin, että tulokset eivät ole niinkään merkittäviä kuin kehitetty mallirakenne ja menetelmä. Jotta varsinaiset tulokset olisivat luotettavampia, tulisi malliin sisällyttää tuottajan päätöksenteon epävarmuutta kuvaava malli. Tässä mallissa tuottajan päätöksenteko perustuu pelkästään torjuntakynnykseen, jonka mukaisesti viljelijällä on tarkka tieto vallitsevasta tilanteesta sekä hyvä kokemus aikaisemmilta vuosilta.

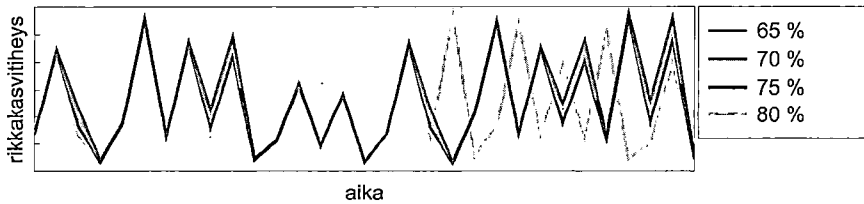
Mallia testattiin simuloimalla useita vuosia peräjälkeen oletuksella, että mitään trendikehitystä ei ole. Voitiin todeta, että säätekijä vaikutti voimakkaimmin satotasoon ja siten myös tuottoon. rikkakasvitiheyden puolestaan merkittävä vaikutus oli torjunnan suorittamisella sekä välillisesti myös säätilalla. Keskimääräinen rikkakasvitiheys on pienemmällä torjunta-aineannoksella selvästi suurempi, mutta hyvissä olosuhteissa torjunnan teho on lähes yhtä hyvä kuin ns. normaalitorjunnallakin.

Mallin herkkyyttä testattiin torjuntatehon ja rikkakasvitiheyden satovaikutuksen osalta. Testit suoritettiin samalla 'sääoletuksella' toisin sanoen simuloitu säätekijä pidetään samana kaikissa analyysissä (ks. kuvio 8). Lisäksi testattiin eri torjuntakynnyksen arvoja. Tarkastelun kohteena oli myös sadon jakaumaoletusten pitävyys. Tätä tarkasteltiin lähinnä graafisesti.



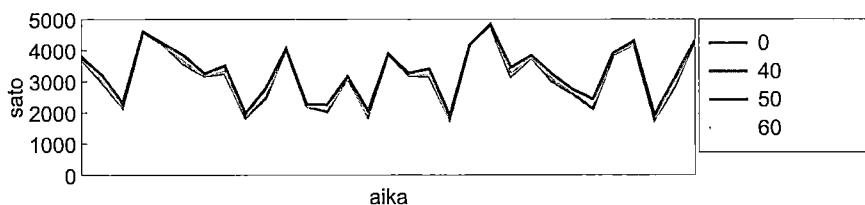
Kuvio 8. Herkkyysanalyysissä käytetty säätekijän simuloitu aikasarja.

Torjuntateho pidettiin normaalitorjunnan osalta samana koko ajan, mutta vähennetyt torjunnan kohdalla tehoarvoja muunneltiin. Muunnokset koskivat pääasiassa keskimääräisen säätilan vuosia, hyvinä ja huonoina vuosina ei torjunnan teholla oletettu olevan suurta merkitystä. Malli käyttäytyi torjuntatehon suhteen johdonmukaisesti eli tehon laskiessa rikkakasvitiheydet kasvoivat ja kannattavuus aleni. Kuvioista 9 nähdään, että vaihtelu oli merkittävää vasta, kun torjuntatehoa kohotettiin huomattavasti.



Kuvio 9. Torjuntatehon vaikutus rikkakasvitiheyteen vähennetyllä torjunnalla.

Rikkakasvitiheyden satovaikutuksia verrattiin muuttamalla satovaikutusta kuvaavan yhtälön parametreja siten, että voitiin nähdä miten rikkakasvien sadon vähennyskerroin vaikuttaa erilaisissa olosuhteissa eri vuosina. Malli oli hyvin stabiili muutosten suhteen ja tarkoitus olikin, että tämä muuttuja ei olisi ratkaiseva mallin tulosten kannalta.



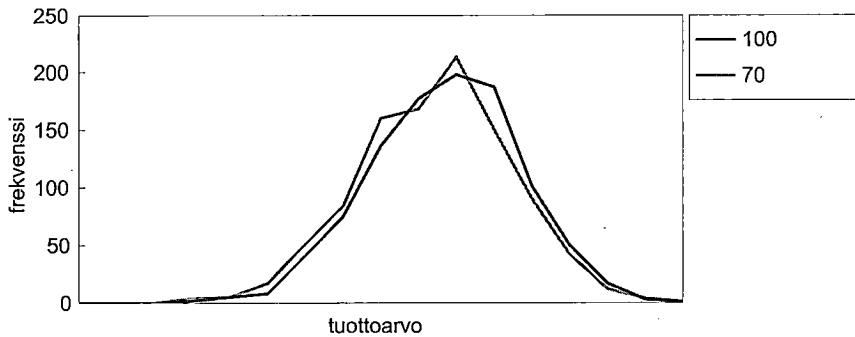
Kuvio 10. Rikkakasvien satovaikutuksen muutoksen vaikutus satotasoon.

Mallin tuottamat satojakaumat eri torjuntatavoilla muotoutui mallin teoriassa esitetyn mukaiseksi. Torjunta-aineannoksen pienentäminen pienensi jakauman odotusarvoa ja samalla käänsi jakaumaa vasemmalle. Jakauman vaihteluväli ei muuttunut toisin sanoen vähennetyllä torjunnallakin oli mahdollista saavuttaa sama satotaso kuin normaalitorjunnallakin.

## 5.2. Tuottoarvot

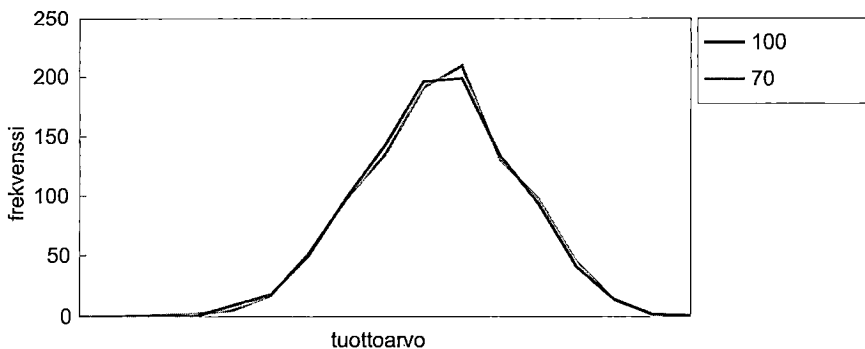
Torjuntamenetelmien vertaamiseksi mallia muotoiltiin siten, että sillä simuloitiin useita kymmenen vuoden jaksoja, joista kustakin laskettiin nykyarvoon diskontattu tuottoarvo. Simuloiduista tuottoarvoista muodostettiin jakaumat, joiden odotusarvoja vertailtiin keskenään. Tässä raportissa ei esitetä täsmällisiä lukuarvoja vaan tarkastelu keskittyy enemmän torjuntamenetelmien paremmuuden vertailuun. Tässä vertailla kolmea skenaariota: perusskenaario, tarpeenmukainen torjunta ja jokavuotinen torjunta.

Perusskenaariossa torjuntapäätös tehdään normaalitorjunnan osalta torjuntakynnyksen mukaisesti, mutta torjunta suoritetaan jos edellisenä kasvukautena torjuntaa ei ole suoritettu. Tässä käytetty simulaatioiden lukumäärä oli tuhat. Tuottoarvojen jakaumat esitetään kuviossa 11. Jakauman ovat graafisesti tarkasteltuna lähellä toisiaan, mutta t-testin mukainen p-arvo jakaumien odotusarvoille on 0.004, joten on erittäin todennäköistä, että tämän mallin mukaisilla laskelmilla torjuntamenetelmillä olisi eroa.

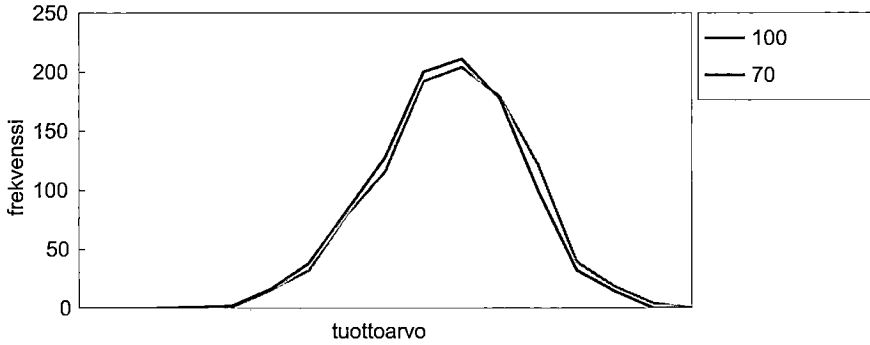


*Kuvio 11. Simuloitujen kymmenen vuoden jaksojen tuottoarvojen jakaumat, kun mallin perusoletukset ovat voimassa. '100' tarkoittaa normaali-torjuntaa ja '70' alennettua torjuntaa.*

Tarpeenmukaisessa torjunnassa torjuntapäätös tehdään molempien torjuntatapojen osalta pelkästään perustuen torjuntakynnykseen (Kuvio 12). Tässä vaihtoehdossa vähennetyllä torjunnalla odotusarvo jää hieman korkeammaksi kuin normaali-torjunnalla, mutta tilastollista merkittävyyttä ei ole. Odotusarvoille suoritettu t-testin p-arvo on tässä tapauksessa 0.455.



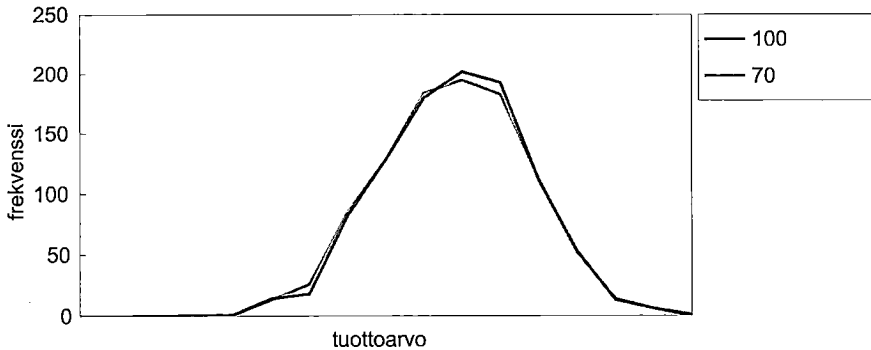
*Kuvio 12. Tuottoarvojen jakaumat, kun torjunta toteutetaan tarpeenmukaisesti eli käyttämällä pelkästään torjuntakynnystä päätöksenteossa.*



*Kuvio 13. Tuottoarvojen jakaumat kun torjunta suoritetaan molemmissa vaihtoehtoissa joka vuosi.*

Kolmas skenaario oli ns. jatkuva torjunta eli joka vuosi torjutaan em. annosmäärillä riippumatta rikkakasvitiheydestä. Tuloksena saadaan, että normaalitorjunnan mukaisen tuottoarvon odotusarvo on pienempi kuin vähennetyin torjunnan. Odotusarvojen t-testin ero on tilastollisesti merkittävä p-arvolla 0.034. Kuviossa 13 on esitetty tuottoarvojen jakaumat.

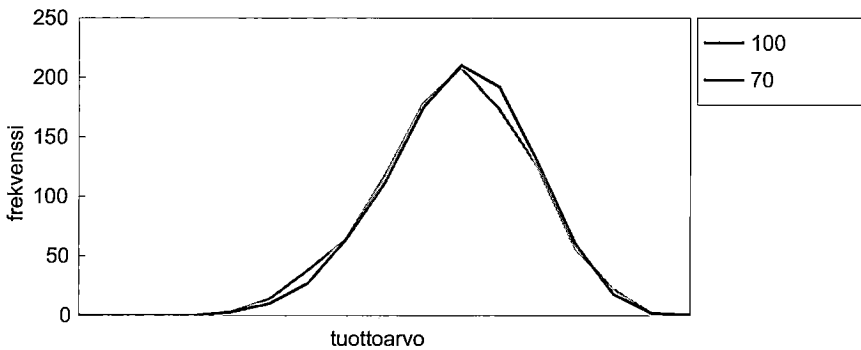
Tarkastellaan mallia käyttäen ensimmäistä skenaariota vielä eri parametrien arvoilla, jotta nähtäisiin, kuinka paljon mallin sisäinen rakenne voi vaikuttaa tuloksiin. Muutetaan aluksi torjuntaprosentin arvoa vähennetyin torjunnan tapauksessa siten, että torjunta tulee tehokkaammaksi (Kuvio 14). Testattaessa jakaumien odotusarvojen eroavaisuutta t-testin avulla saadaan p-arvoksi 0.008 toisin sanoen torjuntamenetelmien tuottoarvojen jakaumien odotusarvot eroavat toisistaan.



*Kuvio 14. Tuottoarvojen jakaumat eri torjuntamenetelmillä, kun torjuntatehoa kuvaava parametria on muutettu vähennetyin torjunnan osalta tehokkaammaksi.*

Muutettaessa rikkakasvien satovaikutusta kuvaavaa parametria pienenee torjunta-aineannoksen vaikutus tuottoon. Tuottoarvojen simuloitujen jakaumien odotusarvot ovat niin lähellä toisiaan, että ero ei ole tilastollisesti merkittävä. Odotusarvon t-testin p-arvo oli tässä tapauksessa 0.270 (Kuvio 15).

Edellä kaikissa kaikissa malliajoissa on nykyarvon diskonttauskorona ollut viisi prosenttia (5%), jota on tavallisesti pidetty maataloudelle vaihtoehdoisen sijoituskohteen tuottona. Mallia testattiin myös 10%:n diskonttauskorolla. Korkeampi diskonttauskorko alenensi odotetusti tuottoarvoja, mutta muutoin vaikutukset jäivät vähäisiksi. Suurin yksittäinen muutos voitiin havaita skenaariossa, jossa torjunta suoritettiin joka vuosi riippumatta rikkakasvitiheydestä. Korkeammalla diskonttauskorolla tuottoarvojakaumien odotusarvojen ero ei ollut enää tilastollisesti merkittävä. Taulukossa 2 on esitetty eri malliajojen hehtaarikohtaiset tuottoarvot kymmeneltä vuodelta sekä t-testin tulokset



Kuvio 15. Tuottoarvojen jakaumat, kun rikkakasvin satovaikutusta kuvaavaa parametria on muutettu.

Taulukko 2. Tuottoarvojen odotusarvot eri skenaariolla ja diskonttauskoroilla. Normaalinja vähennetyn torjunnan eroa on testattu t-testillä; p-arvot on esitetty skenaarioittain. Lisäksi on esitetty mallin parametrimuutosten aiheuttamia eroja.

diskonttauskorko	5%			10%		
	'100'	'70'	p-arvo	'100'	'70'	p-arvo
skenaariot						
Perusskenaario	17199	16942	0.004	14062	13863	0.008
Tarpeenmukainen torjunta	16883	16951	0.447	13826	13875	0.514
Jokavuotinen torjunta	17073	17249	0.035	13972	14108	0.055
Muutettu torjuntateho	17339	17281	0.493	14193	14150	0.550
Muutettu satovaikutus	17447	17353	0.269	14291	14218	0.304

## 6. Johtopäätökset

Tässä tutkimuksessa oli tavoitteena selvittää onko eri torjuntatavoilla eroa tilan talouden kannalta. Vertailtavat menetelmät olivat ns. normaalitorjunta, jossa käytettiin torjunta-ainevalmistajien suosittelemia annosmääriä ja vähennetty torjunta, jossa em. annosmääriä oli pienennetty 30%:lla. Torjuntatapojen vertailuun käytettiin kymmenvuotiskaudelta simuloituja tuottoarvoja.

Eri skenaariossa tulokset vaihtelivat. Mallin perusskenaariossa voidaan havaita eroa torjuntatapojen välillä normaalitorjunnan hyväksi, mutta jokavuotisen torjunnan skenaariossa tilanne muuttui jopa päinvastaiseksi. Tarpeenmukaisen torjunnan skenaariossa eroa ei voitu tilastollisesti havaita. Muutettaessa mallin sisäisiä parametreja voitiin havaita, että malli ei ollut herkkä torjuntatehoa kuvaavan parametrin muutoksille, mutta rikkakasvien satovaikutusta kuvaava parametri selvästi muutti odotusarvojen suhteita niin, että tilastollista merkittävyyttä eri torjuntavaihtoehtojen välillä ei havaittu.

Tulosten tulkinta onkin tästä vaihtelusta johtuen jätettävä mieluummin kvalitatiiviselle tasolle. Voidaankin sanoa, että todellisessa tilanteessa tässä tarkasteltavan olleet torjuntavaihtoehdot voivat olla lähes samanarvoiset, mikäli olosuhteet niin sallivat. Vaihtelu on kuitenkin suurta, eikä tässä yhteydessä otettu huomioon esim. eri alueita, maalajeja, ilmastovyöhykkeitä jne.

Mielenkiintoinen havainto oli kuitenkin herkkyyksianalyysissa esille tullut seikka, jonka mukaan torjunnan tehon kasvaessa tässä mukana olleet kaksi vaihtoehtoa eivät merkittävästi eroa toisistaan. Tämä tukee osaltaan sitä käytännössä havaittua seikkaa, jonka mukaan torjunnan tarkka ja huolellinen toteuttaminen voi parantaa torjunnan tehoa ja taloudellista tulosta.

Torjunnan taloudellisuuteen vaikuttaa monta satunnaista tekijää säädeltävissä olevien tekijöiden lisäksi. Malliin sisältyi lukuisia oletuksia, joita voidaan sinällään arvostella, mutta myös todellisuudessa monet vaikuttavat tekijät ovat melko lailla harkinnanvaraisia. Tässä mallissa ei ollut mukana päätöksentekijän eli viljelijän epävarmuutta, joka on keskeinen juuri torjuntapäätöstä mallinnettaessa.

Mallin toiminta systeeminä oli tyydyttävää joskin jatkokehitystä tarvitaan. Edellä mainittu päätöksenteon mallintaminen sekä säätekijöiden, maalajin ja alueiden ottaminen huomioon parantaa mallin luotettavuutta merkittävästi.

## Lähdeluettelo:

- AULD, B.A. MENZ, K.M. TISDELL, C.A. 1987. Weed Control Economics. Academic Press. London.
- BERRY, D.A. LINDGREN, B.W. 1990. Statistics - Theory and Methods. Brooks/Cole Publishing Company.
- HYNNINEN, E-L. & BLOMQVIST, H. 1994. Pesticide sales in Finland in 1993. Manuscript. Helsinki.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 1993. Hyvät viljelymenetelmät. Työryhmämuistio 1993:7. Helsinki.
- Maa- ja metsätalousministeriö. 1994. Torjunta-aineiden vähentämishjelma. Helsinki.
- Maaseutukeskusten liitto. 1994. Hyvien viljelymenetelmien käytöstä aiheutuvia kustannuksia. Helsinki.
- MARKKULA, M., TIITTANEN, K. & VASARAINEN, A. 1990. Torjunta-aineet maa- ja metsätaloudessa 1953-1987. MTTK, Tiedote 2/90. Jokioinen.
- MIETTINEN, A. 1994. Torjunta-aineiden käytön vähentäminen. Laskelma hyvistä viljelymenetelmistä. Liite. 10 s.
- 1995. Torjunta-aineiden vähentämisen taloudelliset vaikutukset. Kasvinsuojelun teemapäivä , peltokasvien kasvinsuojelu. s. 17-21. Kasvinsuojeluseura ry. Jokioinen.
- PELTONEN, M. & VANHALA, A. Maatalouden työnormit: kasvintuotannonyleiset työt. Työteho-seuran maataloustiedote 14/1992. Rajamäki.
- SALONEN, J. 1993. Reducing herbicide use in spring cereal production. Agric. Sci. Finl. Vol 2. Supplement No. 2. 42 s.+ articles Jokioinen.
- TANSKANEN, T. 1987. Kemiällisen rikkakasvin torjunnan kannattavuus kevätiljoilla. Maaviljelystälouden pro gradu -tutkielma. Helsingin yliopisto.
- Työteho-seura. 1994. Teho-lehti 2/1994, maatalouden teemanumero, s.21. Eräiden maatalouskoneiden poisto- ja korkokustannukset 1994.
- WONNACOTT, R.J. & WONNACOTT, T.H. 1970. Econometrics. 580 s. John Wileys & sons. NY.
- Ympäristöministeriö. 1992. Maaseudun ympäristöohjelma. Työryhmän mietintö 68. Helsinki.



## **BIODIVERSITEETTI, YMPÄRISTÖTUKI- JÄRJESTELMÄ JA PÄÄTÖKSENTEKO**

JYRKI AAKKULA

### **Biodiversity, Finnish General Agri-Environmental Protection Scheme and Social Decision-Making**

**Abstract:** The main goal of this article is to show that traditional neoclassical economic thinking is not the best approach to cope with issues related to biodiversity. Non-linearity of ecosystems and existence of threshold effects make it inappropriate to apply standard economic optimization procedures and other elements of conventional production theory. Neoclassical economics treats biodiversity as a part of capital when production theory is concerned. This means that the neoclassical classification of production factors (capital-labor) has to be replaced by the older, classical classification of production factors (capital-labor-land). "Land" should be conceived as a broad sense including also biodiversity. That is because biodiversity has the most central role in maintaining agricultural land's biological production capacity. The idea is that farmers learn to understand that technical rate of substitution between biodiversity and capital has its limit which can be achieved unexpectedly with irreversible and costly damages if special features of biodiversity and ecosystems are not taken into account. Some theoretical evidence is introduced that organic farming is superior to conventional farming when biodiversity is concerned. This is true especially from the societal point of view.

The Finnish General Agri-Environmental Protection Scheme (GAEPS) is the first agricultural policy measure that is aimed to promote biodiversity protection and maintenance in a large scale. However, its main goal is to mitigate mineral leakages from agriculture to waterbodies and thus it doesn't alone guarantee biodiversity-friendly production practices. What is really required is a major change in general attitudes towards agriculture and environment. Agriculture should not any more be solely regarded as a producer of food stuffs but a producer of many environment-related public goods of which biodiversity is one the most crucial. If this change in attitudes takes place it will be easier to solve problems that so far have prevented efficient allocation of public goods and efficient internalization of externalities. Careful consideration is needed when different approaches are applied in biodiversity conservation context. It may be possible to substitute prevailing Pigouvian tax-subsidy schemes for Coasian approaches but possibilities of contracting still have to be examined in more detail in both national and international levels.

---

**Index words:** biodiversity, externalities, public goods, social decision-making, agri-environmental support, property rights, transaction costs, agricultural policy

---

# 1 Biodiversiteetin rooli maataloudessa

Maatalous elää yhä kiinteässä vuorovaikutussuhteessa luonnon kanssa, vaikka viime vuosikymmenien voimakas tuotantoteknologinen kehitys on tätä yhteyttä hämärtänyt. Vuosisatojen kuluessa maanviljely ja karjanhoito ovat toimillaan luoneet kokonaisuuden, maaseutu ympäristön, jossa erottamattomasti toisiinsa lomittuvat luonnon-elementit ja ihmisen kädenjälki. Luonnon biologinen monimuotoisuus eli *biodiversiteetti*, vaikkakin sopeutettuna ihmisen tarpeisiin, on tämän kokonaisuuden perustekijä ja ylläpitävä voima. Viljelykasvien ja kotieläinten kehittäminen ja jalostaminen palvelemaan elintarviketuotannon tarpeita on onnistunut vain siksi, että alkupe- räisluonto on tarjonnut riittävän geneettisen potentiaalin. Koko viljelyekosysteemin tuottavuuden säilyminen on ollut itse asiassa ratkaisevasti kiinni biodiversiteetistä ja sen säilymisestä tietyllä tasolla. Tätä kautta rakentuu biodiversiteetin ja taloudellisen ajattelun yhteys: luonnon monimuotoisuudella on taloudellista arvoa, koska se tukee rationaalisen ihmisen ainaista pyrkimystä lisätä omaa hyvinvointiaan. Näkökulma on ahtaan instrumentaalinen, se ei ole luonnolle olemassaololle ihmisen tarpeista riippumatonta itseisarvoa, mutta se on samalla realistinen: biodiversiteetti otetaan huomioon yhteiskunnallisessa päätöksenteossa vasta, kun siitä voidaan osoittaa olevan rahassa mitattavaa hyötyä.

Ajatusta siitä, että olemassaolevat eliölajit muodostavat geneettisen informaation varaston tulevaisuuden tarpeita varten, voidaan yhä edelleen laajentaa sisältämään etnis-biologinen luontotietämys. Erilaiset ekosysteemit ja ihmisen luomat alkupe- räiskulttuurit ovat kehittyneet yhdessä, ja useimmiten tälle rinnakkaiselle on ollut tyypillistä harmoninen vuorovaikutus ja tasapainoinen kehitys. Johtopäätös onkin, että alkuperäiskulttuurien häviäminen länsimaisen yhtenäiskulttuurin paineessa on kohtalokasta ekosysteemille siinä mielessä, että tällöin tuhoutuu mittava määrä ihmisen kestävään luontosuhteeseen liittyvää perinteistä ja vuosituhanten saatossa testattua tietoa, taitoa ja osaamista (RANDALL 1993). Biodiversiteetin globaalien merkityksen hahmottamisessa tämä näkökulma on ensiarvoisen tärkeä, koska se laajentaa tarkastelua ohi pelkän ekologisen dimension. Luonnon monimuotoisuuden säilyminen on usein kiinni myös siitä, että yhteiskunnallinen kehitys takaa ihmisille mahdollisuudet pysyttäytyä hyväksi havaitussa elämänmuodossa. Tarvitaan kehitystä, joka on sekä ekologisesti kestävä, mutta myös poliittisesti, taloudellisesti ja kulttuurisesti toteutettavissa.

Luonnon biologisen monimuotoisuuden merkitys virallistettiin kansainvälisesti 1992 YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssissa (UNCED) Rio de Janeirossa Brasiliassa, jossa hyväksyttiin maailmanlaajuinen *biodiversiteettisopimus* (the convention on biological diversity). Se velvoittaa maailman kaikkia valtioita geenivaihtelun suojelemiseen yhden lajin, alalajin tai kannan sisällä, lajien moninai- suuden säilyttämiseen tietyllä alueella ja ekosysteemien yleisen runsauden vaalimi- seen. Lisäksi luonnon monimuotoisuutta on suojeltava sekä eliöiden luontaisilla elinalueilla että luontaisen elinympäristön ulkopuolella. Jälkimmäisellä tarkoitetaan

lähinnä geenipankkityyppistä toimintaa ja “eliöreservaatteja”. Painopiste on luonnollisesti biodiversiteetin säilyttämisessä eliöiden luontaisilla elinalueilla, mikä on myös toimivan maatalouden elinehto. Merkittävää on, että sopimus antaa valtioille omistusoikeuden niiden omalla alueella esiintyvään geenistöön. Niinpä sopimuksen yhden keskeisen osan muodostavatkin pykälät, jotka määrittelevät geeniaineksen käytön korvaukset alkuperämaan ja käyttävän tahon välillä (SALO 1994).

Monet ihmisen luomat vallitsevat ympäristön käyttömuodot muodostavat kuitenkin melkoisen uhan luonnon monimuotoisuudelle. Luonnon ja ihmisen välinen nyky-yhteys on sopimukseen perustumaton pakkosymbioosi, joka on virhearviointeja täynnä olevan tieteellisen ja poliittisen jatkumon tulos. Länsimainen filosofinen ja uskonnollinen ajattelu on luonut tradition, jossa ihminen ihmisen hallitseva rooli suhteessa luontoon korostuu voimakkaasti<sup>1</sup>. Luontoa on opittu pitämään vain raaka-aine- ja hyödykevarantona ja jätteiden loppusijoituspaikkana, jonka kantokyky on kuviteltu rajattomaksi. Luonnon tarjoamien resurssien käyttö on koettu ennen kaikkea tehokkuusongelmaksi, jota on yritetty ratkaista kehittämällä optimaalisen hallinnan teoriaa niin uusiutuvien kuin uusiutumattomienkin luonnonvarojen suhteen.

Harjoitettu maatalouspolitiikka sen paremmin kuin muukaan elinkeinopolitiikka ei nykyisellään näytä pitävän sisällään sellaisia muutoksen siemeniä, joista pitkällä tähtäimellä kasvaisi biodiversiteetin arvon ymmärtävä ja tunnustava yhteiskuntapolitiikka. Laajemman näkemyksen syntymistä estävät toisaalta tiedon puute biodiversiteetin ekologisesta olemuksesta, biodiversiteetin taloudellisen arvottamisen vaikeus sekä yhteiskunnallisen päätöksentekokoneiston toiminnan ominaispiirteet. Maatalous- ja ympäristöpoliittiselta kannalta katsottuna maatalouden tuore ympäristötukijärjestelmä on askel oikeaan suuntaan, mutta sen todellinen vaikuttavuus on testaamatta. Ei ole mitään takeita siitä, että ympäristötukijärjestelmä kykenee antamaan aikaisempaa selvempiä signaaleja siitä, mikä on pitkällä tähtäimellä kestävä maataloutta. Joka tapauksessa lienee selvää, että yksi keskeisimmistä maatalouspoliittisista kysymyksistä ympäristön hyvinvoinnin kannalta on, miten ympäristötukijärjestelmä edistää luonnon biologisen monimuotoisuuden säilymistä ja runsastumista.

## 2 Biodiversiteetin ekologinen luonne

Maatalouden harjoittamiseen liittyvä ekologinen kokonaisuus pitää sisällään monimutkaisen ekosysteemien verkon, joka omalta osaltaan vastaa viljelyekosysteemien säilymisestä tuottokykyisenä. Ekosysteemien kautta auringon energia kanavoituu

<sup>1</sup> HARGROVE (1989) esittää erittäin mielenkiintoisen katsauksen länsimaisen filosofian ja ympäristöajattelun suhteesta antiikin Kreikasta nykypäivään saakka.

enemmän tai vähemmän pysyvien biologisten rakenteiden ja prosessien kautta elämää ylläpitäväksi voimaksi. Ekosysteemeihin sisältyvän vaihtelun, heterogeenisyyden ja jopa satunnaisuuden kautta elämää ylläpitävät rakenteet ovat muodostuneet sellaisiksi, että niillä on kyky uusiutua, palautua, muuntua ja periyttää kulloisenkin tarpeen mukaan. Ekosysteemien sisältämät aurinkoenergiaa hyödyntävät rakenteet eivät yleensä ole tasapainotilassa ja siten suuresti riippuvaisia auringosta tulevan energiavirran intensiteetin jatkuvuudesta. Biodiversiteetin luoma vaihtelu näyttelee keskeistä osaa ekosysteemien hierarkkisten rakenteiden muodostumisessa. Mitä monipuolisempaa rakennusmateriaalia eli mitä enemmän biodiversiteettiä ekosysteemillä on käytettävissään, sitä varmemmin ekosysteemi onnistuu uudistamaan, ennallistamaan ja muuntamaan elämälle välttämättömiä rakenteita systeemin eri tasoilla (HAILA 1994). On hyvä muistaa, että maatalouteen liittyvien ekosysteemien erityispiirteenä on jatkuva kiinteä vuorovaikutus ihmisen kanssa, mikä on omiaan lisäämään maatalousekosysteemiin kohdistuvaa stressiä ja vähentämään sen kykyä suoriutua sekä ensisijaisesta tehtävästään (oman rakenteen ylläpito) että toissijaisesta tehtävästään (maataloustuotteiden tuotanto).

Edellisen perusteella on helppo ymmärtää, että tällä hetkellä ekologit yhä enenevässä määrin korostavat biodiversiteetin perimmäisen merkityksen olevan ekosysteemien yleisen toimivuuden takaamisessa eikä niinkään geneettisen informaation mahdollisimman suuren runsauden säilyttämisessä (PERRINGS & OPSHOOR 1994). Puhutaan ekosysteemiin liittyvistä *ensi- ja toissijaisista arvoista* (primary and secondary values). Ensisijaiset arvot voidaan johtaa toiminnoista, jotka liittyvät ekosysteemien säilymiseen ja kehittymiseen, niiden kykyyn organisoida itsensä siten, että ne säilyvät toiminnallisina. Toissijaiset arvot muodostuvat niiden toimintojen, palveluiden ja hyödykkeiden arvosta, joita ekosysteemi tuottaa (GREN YM 1994). Taloustieteelliseltä kannalta tarkasteltuna ensisijaiset arvot ovat ongelmallisia, koska niille ei ole olemassa mitattavaa suoraa kysyntää. Vaikka tällainen arvojen jako näyttääkin sivuavan läheltä taloustieteessä käytössä olevaa arvojen jaottelua olemassaolo- ja käyttöarvoihin, niin yhtäläisyysmerkkien vetämistä on syytä välttää. Ensisijaiset aivan samoin kuin toissijaiset arvot voivat koostua yhtä hyvin olemassaolo- kuin käyttöarvoista. Onkin ehkä parempi puhua arvottamisen motiiveista kuin varsinaisista arvoista ja lähteä siitä, että useimmissa tapauksessa biodiversiteetin arvottamisen motiivit ovat varsin moninaiset ja harvoin yksikäsitteisesti luokiteltavissa.

Koska vaihtelu ja monimuotoisuus näyttävät olevan elollisen elämän perusominaisuuksia, on mahdotonta täsmällisesti määrittellä tarvittavan heterogeenisyyden vähimmäistasoa. Tätä korostaa ekologisten systeemien sisäänrakentunut epälineaarisuus, joka synnyttää epäjatkuvuuskohdan lähestyttäessä biodiversiteetin määrän kannalta kriittisiä rajoja. Tällöin puhutaan yleensä kynnsarvosta, jolla tarkoitetaan sellaista biodiversiteetin tasoa, jonka alittaminen johtaa koko ekosysteemin romahtamiseen. Kyseessä on hyvin pienen biodiversiteetin vähenemisen aikaansaama täydellinen epäjatkuvuus ekosysteemin toiminnassa. Tunnus-

omaista prosessille on lisäksi se, että kun kynnysarvo on kerran alitettu, seuraamukset ovat yleensä lopullisia. Ekosysteemi ei ole enää palautettavissa alkuperäiseen tilaansa (PERRINGS & PEARCE 1994).

Käytännössä ekosysteemejä menetetään lähinnä kahdella tavalla. Kaikkein ilmeisintä ja helpoimmin havaittavinta on määrällinen väheneminen, jota tapahtuu luonnonympäristön tai maatalousmaan jäädessä taajamarakentamisen alle. Sen sijaan ekosysteemien laadullinen huononeminen tapahtuu usein asteittain ja niin pitkällä aikavälillä, että muutokseen ei osata kiinnittää huomiota. Ekosysteemin rakenteiden taantuminen, toimintojen häviäminen ja lajistollinen köyhtyminen tapahtuvat ikään kuin varkein. Ja tietyn rajan jälkeen ekosysteemi lakkaa olemasta luonnollinen, se on muuttunut joksikin toiseksi ekosysteemiksi tai pahimmassa tapauksessa kokonaan tuhoutunut. Onkin ensiarvoisen tärkeätä seurata myös ekosysteemeissä tapahtuvia laadullisia muutoksia eikä tyytyä pelkkiin määrällisiin indikaattoreihin (NOSS YM 1995).

Luonnon prosessit määräävät paljolti itse mittakaavansa eikä ihmisellä ole niistä hallussaan ehdottoman varmaa tietoa. Lisäksi on muistettava, että heterogeenisyyden osatekijät kietoutuvat yhteen eri tavoin eri paikoissa. Biodiversiteetti on siten tulosta sekä historiallisesta kehityksestä että kunkin alueen luonnonmaantieteellisistä erityispiirteistä (HAILA 1994). On selvää, että tällaisessa tilanteessa on mahdotonta lähteä määrittämään ekologisesti optimaalista biodiversiteetin tasoa. Epäjatkuvuus, kynnysarvot ja ekosysteemin toiminnan ennustamattomuus viittaavat kaikki yhdessä siihen, että biodiversiteettiin liittyvän epävarmuuden käsittely onnistuu parhaiten, jos vältetään turhien riskien ottamista. Yleensä korostetaankin *turvamarginaalien* huomioonottamista, kun suunnitellaan päätöksiä, joilla voi olla potentiaalista vaikutusta biodiversiteetin määrään (kts. esim. RANDALL 1993). Turvamarginaalit pyritään määrittämään siten, että varmistetaan tietyn, riittävän kiitos katsotun heterogeenisyyden ja vaihtelun tason säilyttäminen ekosysteemeissä. Valittavasti ei ole olemassa yksikäsitteistä tapaa määrittää, mikä on ekologisessa mielessä ”riittävä” taso. Tämä ongelma heijastuu hyvin selkeästi myös taloustieteelliseen analyysiin biodiversiteetistä.

### 3 Ympäristötukijärjestelmä maatalouden biodiversiteetin vaalijana

Maatalouden ympäristötukijärjestelmä<sup>2</sup> (ANON 1994; ANON 1995) pitää sisällään moniakkin aineksia, jotka edistävät maatalousekosysteemien biodiversiteetin säilymistä. Järjestelmän tavoitteissa mainitaan mm. kestäväen maatalous- ja puu-

<sup>2</sup> Maatalouden ympäristötukijärjestelmä pohjautuu niille periaatteille, jotka määritellään Euroopan unionin asetuksessa 2078/92.

tarhatuotannon turvaaminen, pinta- ja pohjavesien sekä ilmankuormituksen pienentäminen, torjunta-aineiden käytön ympäristöhaittojen vähentäminen, maan luontaisen viljavuuden säilyttäminen ja viljely maisemasta ja luonnon monimuotoisuudesta huolehtiminen. Kaikki mainitut tavoitteet viittaavat epäsuorasti tai suorasti biodiversiteettiin ja sen ylläpitämisen tärkeyteen. On kuitenkin muistettava, että maatalouden ympäristöongelmista keskeisimpänä on perinteisesti pidetty vesistöjen ravinnekuormitusta, ja tämä painotus on etusijalla myös ympäristötukijärjestelmässä.

Maatalouden ympäristötukijärjestelmä jakautuu *perustukeen* ja *erityistukeen*. Järjestelmä on voimassa 1995-1999. Ympäristötukeen käytetään vuositasolla 1,6 miljardia markkaa, josta peltoalaperusteisen perustuen osuus on n. 1,3 miljardia markkaa ja erityistuen osuus n. 0,3 miljardia markkaa. Tuki on Etelä-Suomessa (A-tukialueella) korkeimmillaan ja pienenee pohjoiseen mentäessä. Tuen saamiseksi viljelijä tekee viranomaisten kanssa sopimuksen, joka perustuen tapauksessa on standardimuotoinen ennakkoon päätettyine hehtaariohtaisine korvaussummineen. Erityistukea anottaessa sopimuksen yksityiskohtainen sisältö ja korvaussummat riippuvat suunnitelluista toimenpiteistä ja niistä aiheutuvista kustannuksista. Poikkeuksena tästä on luomuviljely, joka myös kuuluu standardimuotoisen sopimuskäytännön piiriin erityistukiluonteestaan huolimatta. Joitakin poikkeuksia lukuunottamatta tilan kuuluu olla perustuen piirissä ollakseen oikeutettu mahdolliseen erityistukeen.

Perustuen erityistavoitteena on toisaalta ylläpitää ympäristöä säästävien tuotantomenetelmien käyttöä ja toisaalta tarjota kannuste kehittää maatalouden harjoittamista ympäristöä nykyistä vähemmän kuormittavaan suuntaan. Ottaessaan vastaan ympäristötuen perustuen viljelijä sitoutuu huolehtimaan myös maiseman-hoidosta ja luonnon monimuotoisuuden säilyttämisestä. Viljelijän kuuluu tällöin ylläpitää viljelymaisemaan liittyvää luonnon monimuotoisuutta, erityisesti luonnon-tilaisia biotooppeja ja riistan elinympäristöjä sekä pidättäytyä pellonreunojen, pientareiden, suojakaistojen ja tienvarsien torjunta-ainekäsittelystä. Maaseutumaiseman ja luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeät kohteet selvitetään *tilakohtaisessa ympäristönhoito-ohjelmassa*, jotka laaditaan kaikille ympäristötukijärjestelmään osallistuville maataloille vuosina 1995-1997.

Maatilan ympäristönhoito-ohjelman tarkoituksena on parantaa viljelijän tietoja oman tilan ympäristönhoidosta ja suojelusta. Ympäristönhoito-ohjelmassa tehdään perusselvitys maatilan ympäristönhoidon ja -suojelun tasosta. Selvityksen tekee viranomaisten hyväksymä asiantuntija yhdessä viljelijän kanssa. Ympäristönhoito-ohjelma ei rajoitu pelkästään perustukeen, vaan sitä käytetään myös erityistuen tarpeiden arvioinnissa ja kohdentamisessa, ja siinä arvioidaan mm. tilan arvokkaat maisema- ja luontokohteet. Ohjelmaan liittyvät lohkoittainen kirjanpito, viljavuustutkimukset, lanta-analyysi ja viljelysuunnitelma, joten se palvelee viljelijää kaikin tavoin tilan kehittämisessä.

Erityistuen tavoitteena on parantaa maatalouden eniten kuormittamien vesistöjen tilaa, edistää pohjavesien suojelua, parantaa lannan ravinteiden sekä maatilalla

syntyvien orgaanisten jätteiden hyväksikäyttöä, laajaperäistää tuotantoa, hoitaa arvokkaita maisema-alueita ja perinnebiotooppeja, edistää luonnon monimuotoisuutta ja geeniperinnön säilyttämistä sekä luonnonmukaista tuotantoa ja säilyttää ja parantaa maaseudun kulttuurimaiseman esteettisiä ja virkistysellisiä arvoja. Luonnon monimuotoisuuden hoitamisen tarkoituksena on säilyttää kunkin alueen maatalousympäristölle ominaiset luontotyypit ja niiden eliölajisto. Erityistä huomiota kiinnitetään uhanalaisten eliölajien ja niiden elinympäristöjen säilyttämiseen.

Eryitystukea suunnataan biologisen monimuotoisuuden suojelun kannalta tärkeisiin kohteisiin, erityisesti perinteisen maatalouden muovaamien niittyjen sekä hakaja laidunmaiden palauttamiseen ja hoitoon. Tuettavia toimenpiteitä ovat perinnebiotooppien raivaus, laidunnus ja niitto sekä laidunaitojen teko. Edelleen tukea voidaan käyttää luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaiden pienbiotooppien kuten lähteiden, purojen, pientareiden, pellon ja metsän vaihtumisvyöhykkeiden sekä puu- ja pensassaarekkeiden palauttamiseen, säilyttämiseen ja hoitoon. Tukea voidaan käyttää myös riistapeltojen perustamiseen, jolloin tavoitteena on hoito, joka mahdollistaa taantuvien peltorikkakasvien menestyksen. Samoin tuetaan alkuperäisrotujen kasvattamista ja perinteisten karjanhoi-totapojen ylläpitämistä.

Ympäristötukijärjestelmän perusperiaatteiden mukaan ympäristönhoidon tukemisen yleisenä päämääränä on maatalouden ohjaaminen ympäristötietoiseen toimintaan, jossa maisema ja luonnon monimuotoisuus käsitetään ruoan ohella maatalouden tuotteiksi. Samalla maaseudun elinvoima kasvaa ja elinkeinotoiminta kehittyy. Ympäristötuen painopisteen tulee siten olla aktiiviseen maataloustuotantoon ja samalla viljelijän elinkeinon liittyvässä toiminnassa. Luonnon monimuotoisuutta ja maisemaa koskevissa hankkeissa viljelijöitä tulisi kannustaa yhteistoimintaan. Lisäksi luonnon monimuotoisuutta ja maisemaa koskevia hankkeita tulee olla riittävästi, jolloin voidaan varmistua alueellisten erityispiirteiden huomioonottamisesta. Edelleen ympäristöön liittyvät toimenpiteet tulee toteuttaa niin, että viljelijöille korvataan kohtuullisessa määrin niistä aiheutuneet kustannukset ja tulonmenetykset. Maatilalouuteen liittyvät erilaiset tukimuodot ja muut maaseudulla tehtävät kehittämistoimenpiteet on pyrittävä toteuttamaan niin, että ne eivät ole ristiriidassa luonnon- ja maisemanhoidon tai kestäväen kehityksen tavoitteiden kanssa.

Ympäristötuen vaikuttavuutta maatalouden biodiversiteetin ylläpitäjänä on vaikea arvioida vielä tässä vaiheessa. Osasyynä on olemassaolevan tiedon vähäisyys: varsinaista tutkimustietoa maatalousekosysteemin biodiversiteettikehityksestä ei juurikaan ole saatavissa. On kuitenkin todennäköistä, että yksittäiset muutokset viljelytoimenpiteissä (torjunta-aineiden käytön lopettaminen piennaralueilla tai perinnebiotooppien kunnostus) eivät riitä: tarvitaan tuotantotavan sekä tuotantouloideologian syvällisempää muuttumista. Torjunta-aineiden käytön vähentäminenkin on vain esimerkki oireiden hoitamisesta, joka ei johda sairauden syyn poistumiseen. Kokonaisvaltaisen biodiversiteetin hoidon kannalta ympäristötuki-järjestelmän merkittävin osa-alue lieneekin luonnonmukaisen tuotannon tuki.

## 4 Biodiversiteetti taloudellisena käsitteenä

Biodiversiteetin merkitys maataloudelle on ekologisessa mielessä itsestäänselvyys, mutta taloustieteellisesti vaikeammin hahmotettavissa. Klassisessa tuotannon-tekijöiden kolmijaottelussa maa, työ ja pääoma biodiversiteetti voidaan nähdä maahan liittyväksi. Biodiversiteetti on helposti mielletävissä maan kasvukuntoon eli tuotantopotentiaaliin vaikuttavaksi tekijäksi. Valitettavasti nykyaikainen taloustieteen valtavirta eli uusklassinen taloustiede on hylännyt klassisen taloustieteen tuotannon-tekijöiden kolmijaon ja korvannut sen kaksijaolla työ ja pääoma, jossa klassisen jaottelun “maa” on sisällytetty pääomaan. Näin ollen biodiversiteetti on uusklassisessa mielessä vain yksi tuotantopanos, joka on tarpeen mukaan korvattavissa jollakin toisella tuotantopanosella. Jos tätä ajatusmallia seurataan johdonmukaisesti loppuun saakka, niin rationaalinen viljelijä korvaa biodiversiteetin vähentymisestä johtuvaa pellon tuotantopotentiaalin alenemista lisäämällä keinolannoitusta, mikäli lisälannoitus vallitsevilla hintasuhteilla tulee taloudellisesti kannattavammaksi kuin biodiversiteetin lisääntymistä edistävän viljelytekniikan käyttöönotto. Näin nykymaaloudessa on pitkälti toimittukin, ymmärtämättä, että “maa” ei ole kuin pieneltä osin korvattavissa pääomalla. “Maa” on oma niukka tuotannon-tekijänsä, jota on hoidettava ekologista lainalaisuuksia eikä varsin rajallisia taloustieteellisiä teorioita kunnioittaen.

Käsitys biodiversiteetistä keskeisenä osana “maa” -nimistä tuotannon-tekijää korostaa biodiversiteetin roolia maataloustuotteiden tuotantoprosessissa, jolloin biodiversiteetti näyttäytyy lähinnä maataloustuotteiden tarjontaan liittyvänä tekijänä. Tämä on kuitenkin vain osa totuutta. Biodiversiteetti liittyy olennaisesti myös maatalouden tuottamien hyödykkeiden kysyntään. Tämän hahmottaminen vaatii käytetyn viitekehysten laajentamista ohi perinteisen maatalousajattelun, joka näkee maatalouden tehtäväksi pelkän elintarviketuotannon ja parhaimmillaankin vain huoltokyvyn ylläpitämisen.

Maatalous tuottaa elintarvikkeiden lisäksi laajaa ja monitahoista hyödyke- ja palvelukokonaisuutta, jota kutsutaan maaseutu ympäristöksi. Maaseudun kulttuurimaisema on maaseutu ympäristön visuaalisesti havaittava ilmenemismuoto, ja sille antavat leimaa peltoaukeat, maatilakeskusten rakennusryhmät ja maaseudun yleinen infrastruktuuri teineen ja sähkölinjoineen. Maaseutu ympäristöön liittyy kuitenkin myös ekologisena dimensiona elämää ylläpitävä ekosysteemien verkko, jonka toiminnasta ihmiset ovat jossain määrin tietoisia, vaikka monet verkon toiminnoista eivät olekaan suoraan havaittavissa. Ja kuten edellä on jo todettu, ekosysteemien verkon säilyminen toimintakykyisenä perustuu riittävään määrään biodiversiteettiä. Näin määritellen biodiversiteetti voidaan mieltää yhdeksi niistä hyödykkeistä, jotka kuuluvat maaseutu ympäristön muodostamaan hyödykekokonaisuuteen.

Taloustieteellisessä mielessä maaseutu ympäristön edustama hyödykekokonaisuus on mielletävissä joukoksi *julkishyödykkeitä*. Erityisen hyvin tämä pitää paikkansa juuri biodiversiteetin osalta, sillä biodiversiteetti täyttää julkishyödykkeen tunnus-



merkit: sen olemassaolosta nauttiminen ei vähennä kenenkään muun nauttimismahdollisuuksia (non-rivalness) eli kunkin lisänauttijan tuottama rajakustannus on nolla. Lisäksi pitää paikkansa, että ketään ei voida sulkea biodiversiteetistä nauttimisen ulkopuolelle (non-exclusiveness) (RANDALL 1987). Toisin sanoen biodiversiteetti hyödyttää jokaista maapallon asukasta varmistamalla tämän olemassaolon jatkumisen osana sosio- ja biosfääriä.

Ihmisen toiminnalla voi kuitenkin olla vaikutuksia biodiversiteettiin. Maaseutuympäristössä vallitseva biodiversiteetin taso on heijastusta vallitsevasta maatalouden tuotantotavasta. Esimerkiksi kemiallisten torjunta-aineiden käytön lisäys pienentää biodiversiteettiä vähentämällä rikka- ja muiden kasvien lajirunsautta. Perinnebiotooppien<sup>3</sup> kunnostaminen on puolestaan myönteinen toimenpide biodiversiteetin kannalta, koska siten varmistetaan monimuotoisuutta habitaattitasolla. Voidaan sanoa, että maatalouden harjoittaminen tuottaa *ulkoisvaikutuksia*. Ne ovat positiivisia tai negatiivisia hyödykkeiden tuotannon tai kulutuksen toiselle osapuolelle aiheuttamia hyvinvoinninmuutoksia, jotka eivät tule huomioonotetuiksi taloudellisten instituutioiden<sup>4</sup> toiminnan kautta. Niitä ei toisin sanoen hinnoitella markkinoilla (BAUMOL & OATES 1988; JOHANSSON 1991; OECD 1994; SCHMID 1990). Niinpä ulkoisvaikutukset pyritään ottamaan huomioon yhteiskunnallisessa päätöksenteossa jollakin muulla tavalla, yleensä lähinnä poliittisen prosessin kautta. Jäljempänä selostetaan yksityiskohtaisemmin tähän liittyviä eri mahdollisuuksia.

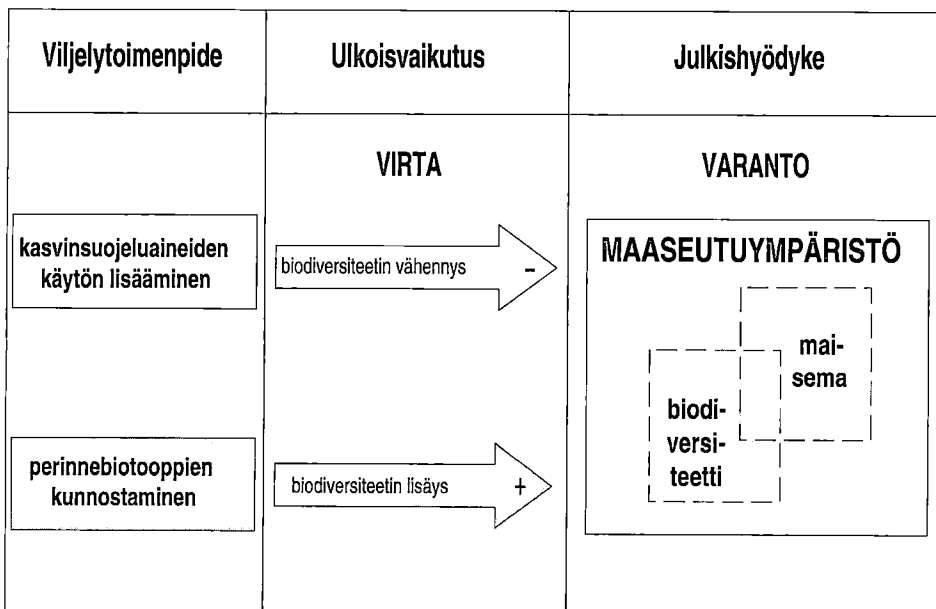
Julkishyödykkeet ja ulkoisvaikutukset ovat mielletäviksi saman taloudellisen kokonaisuuden osiksi. HANLEY (1991) esittää näkemyksen, jonka mukaan ulkoisvaikutus on *virtasuure* (flow), joka vaikuttaa julkishyödykkeen eli *varantosuureen* (stock) määrään. Kuviossa 1 on julkishyödykekokonaisuus eli maaseutu ympäristö kuvattu varantona, joka koostuu kahdesta julkishyödykkeestä eli biodiversiteetistä ja maaseutumaisemasta. Tietyt viljelytoimenpiteet eli kasvinsuojeluaineiden käytön lisääminen ja perinnebiotooppien kunnostaminen tuottavat ulkoisvaikutuksen eli virran, joka joko vähentää (kasvinsuojeluaineet) tai lisää (perinnebiotoopit) varannon arvoa biodiversiteetin muutoksen kautta. Lisäksi on syytä huomata, että muutokset biodiversiteetissä heijastuvat luonnollisesti myös maaseutumaisemaan. Toisin sanoen muutos yhden julkishyödykkeen tarjonnan tasossa vaikuttaa toisenkin julkishyödykkeen arvoon ja sama ulkoisvaikutus voi kohdistua useampaankin julkishyödykkeeseen yhtäaikaaisesti, toisinaan jopa erimerkkisinä virtoina. Tällöin esimerkiksi biodiversiteetin kannalta kielteinen kehitys saatetaan tulkita maiseman kannalta

<sup>3</sup> Perinnebiotoopeilla tarkoitetaan alkutuotannon tai muiden varhaisten elinkeinojen ja niihin liittyvien toimintojen muovaamia alueita niille tyypillisine eliölajeineen (ANON. 1995).

<sup>4</sup> Instituutio-sanan tyhjentävä määrittely on vaikeasti toteutettavissa. SCHMIDIN (1987, s. 6) mukaan instituutiot ovat järjestäytyneitä yksilöiden välisiä suhteita, jotka määrittävät yksilöiden oikeudet, heidän asemansa toisten yksilöiden oikeuksiin nähden sekä mahdolliset etuoikeudet ja velvollisuudet. Instituutioita ovat esim. lait, tavat ja moraaliset normit.

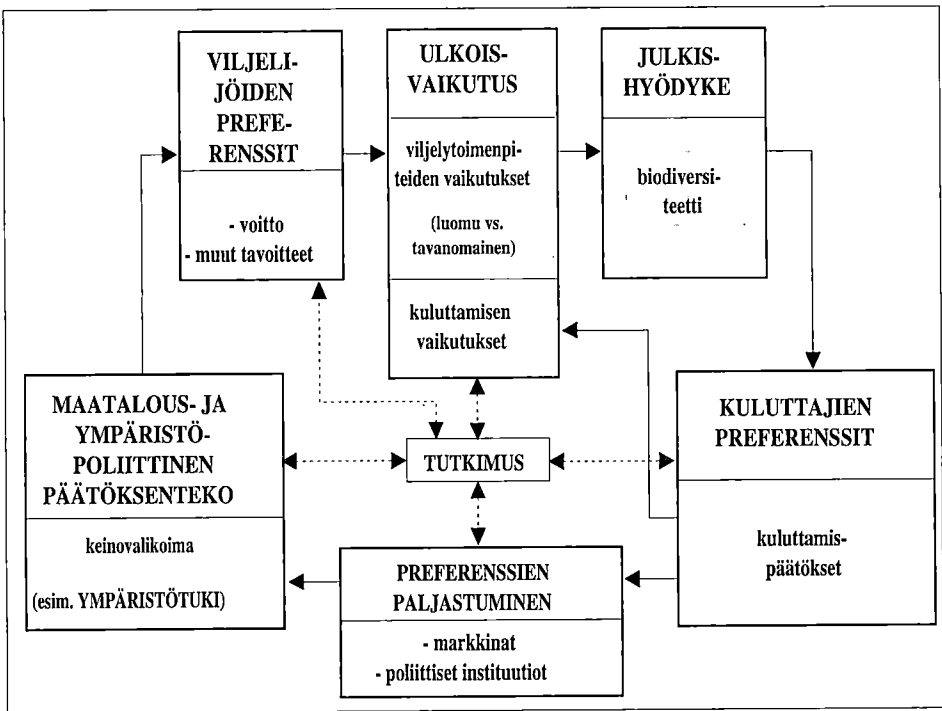
myönteiseksi. Laajat ja värikkäät monokasvustot (esim. rypsi pellot) miellyttävät useimpien silmää, mutta eivät välttämättä edistä maaseutu ympäristön biodiversiteettiä.

Ympäristötukijärjestelmä tavoitteineen on helppo sijoittaa tähän yhteyteen. Järjestelmä pitää sisällään runsaasti erilaisia komponentteja, joiden tarkoituksena ei ole pelkästään biodiversiteetin tai maaseutumaiseman edistäminen vaan kaikinpuolinen maaseutu ympäristön laadun kohentaminen. Siitä yhtenä esimerkkinä ovat toimet maataloudesta ympäristöön kohdistuvan ravinnekuormituksen vähentämiseksi. Ympäristötukijärjestelmä onkin ensimmäinen Suomessa toteutettava laajempi maatalouspoliittinen toimenpide, joka tavoitteellisesti tunnustaa maatalouden roolin julkishyödykkeiden (kuten biodiversiteetin) tuottajana. Valitettavasti on kuitenkin pelättävissä, että ympäristötukijärjestelmään myös hyvin olennaisesti liittyvä ajatus eli viljelijöiden tulotason turvaaminen EU-jäsenyyden jälkeisessä Suomessa saattaa osittain vesittää julkishyödykkeiden tuotantoon liittyvän painotuksen.



Kuvio 1. Biodiversiteetti julkishyödykekokonaisuuden osana.

Edellä esitetty viitekehys kaippaa kuitenkin hiukan laajentamista. Kuviossa 2 yritetään suhteuttaa maatalous, kuluttajat, tutkimus, ympäristötukijärjestelmä, biodiversiteetti ja maatalouspoliittinen päätöksenteko toisiinsa. Viitekehyyksen purkaminen voidaan aloittaa kuluttajista, joille maaseutu ympäristön sisältämä biodiversiteetti on julkishyödyke. Biodiversiteetin olemassaolo takaa kuluttajille erilaisia virkistysellisiä ja esteettisiä hyötyjä, puhumattakaan elintarviketuotantoon liittyvistä hyödyistä. On luonnollista, että kuluttajien preferenssit biodiversiteetin suhteen vaihtelevat. Toiset arvostavat luontoa ja ympäristöä enemmän kuin toiset. Kuluttajat ilmaisevat preferenssinsä erilaisten yhteiskunnallisten instituutioiden kautta, joista markkinat ovat keskeisin taloudellinen instituutio ja kansanedustuslaitos keskeisin poliittinen instituutio. Esimerkiksi ostamalla luomutuotteita tavanomaisesti tuotettujen tuotteiden sijaan kuluttaja osoittaa arvostavansa ympäristöä säästäviä tuotantomenetelmiä. Vastaavasti kuluttaja voi eduskuntavaaleissa tukea sellaista kansanedustajaehdokasta, joka ilmoittaa olevansa ympäristön entistä paremmin huomioonottavan yhteiskuntapolitiikan kannalla.



Kuvio 2. Biodiversiteettitarkastelun laajennettu viitekehys.

Kuluttajien preferenssit välittyvät maatalouspoliittiseen päätöksentekojärjestelmään esim. erityyppisten elintarvikkeiden erilaisena menekkinä ja eduskunnassa edustettuina olevien kansanedustajien ja puolueiden toivomuksina ja lakialoitteina. Saamiensa evästysten pohjalta maatalouspoliittiset päättäjät kehrittelevät maatalouspoliittisia keinoja, joilla pyritään ohjaamaan maataloutta haluttuun suuntaan. Yksi tällainen politiikkakeino on maatalouden ympäristötukijärjestelmä. On kuitenkin selvää, että politiikkakeinot eivät yksinään riitä, sillä yhteiskunnassa eivät valitse mekaaniset kausaalisuhteet. Viljelijät reagoivat politiikkatoimenpiteisiin omien näkemystensä ja taloudellisten rajoitustensa puitteissa. Jos viljelijä jo vanhastaan on suhtautunut myönteisesti maatalouden kielteisten ympäristövaikutusten vähentämiseen, hän todennäköisesti kokee ympäristötukijärjestelmän tervetulleena askeleena tähän suuntaan. Jos taas viljelijä on jo ennakolta sitä mieltä, että ympäristöstä puhuminen on vouhotusta, niin hän tuskin lähtee mukaan järjestelmään, ellei taloudellisista syistä ole aivan pakko<sup>5</sup>. Joka tapauksessa politiikkatoimenpide aiheuttaa jonkin tasoisen muutoksen viljelykäytännöissä ja sitä kautta maataloustuotannon ulkoisvaikutuksissa, mikä puolestaan vaikuttaa julkishyödykevarantoon eli esim. biodiversiteetin määrään. Sen jälkeen kierros alkaa jälleen alusta, ja kuluttajat reagoivat kokemansa julkishyödykkeen muutokseen.

Ajatuskulku on luonnollisesti voimakkaasti yksinkertaistettu, siinä ei oteta lainkaan huomioon päätöksentekoon sisältyvää motiivien kompleksisuutta eikä riittävästi painoteta kuluttajien ja viljelijöiden preferensseihin liittyvää epävarmuutta ja epätäydellisyyttä. Tarkastelu on myös hyvin kuluttajakeskeinen, siinä kuluttaja oletetaan tärkeimmäksi toimijaksi, jonka tahtoon päätöksentekojärjestelmän ja viljelijän on reagoitava. Tämä on perimmältään arvokysymys ja pohjautuu uusklassisen mikrotaloustieteen tapaan hahmottaa kysynnän ja tarjonnan ja kuluttajan ja tuottajan suhde. SIKAMÄKI (1995) onkin käyttänyt tämäntyyppisestä lähestymisestä termiä *kuluttajalähtöinen maatalous*. Toinen vaihtoehto on antaa maataloustuotannon harjoittamiselle itseisarvo, joka on riippumaton tuotannon tuloksista. Suomalaisessa maatalouskeskustelussa onkin aika ajoin ollut havaittavissa piirteitä tästä. Talonpoikaisen itsemääräämisoikeuden ihailu voi liian pitkälle vietyinä johtaa *tuottajalähtöiseen maatalouteen*, jolloin viljelijä kokee yhteiskunnan tehtäväksi oman toimeentulonsa varmistamisen. Ympäristön kannalta viljelijän itsemääräinen itsemääräämisoikeuden korostaminen johtaa helposti ongelmiin, koska tällöin viljelijä ikäänkuin asettaa itsensä luonnonjärjestyksen yläpuolelle ymmärtämättä, että hänen elantonsa on kiinni toimivasta symbioosista luonnonympäristön kanssa.

---

<sup>5</sup> Tässä annettu kuva viljelijän toiminnasta lienee hiukan liian rationaalinen. Todellisuudessa moni viljelijä on lähtenyt alustavasti mukaan ympäristötukijärjestelmään siitä syystä, että ei ole ajoissa saanut riittävästi tietoa järjestelmästä. Mukaan lähtemisellä on lähinnä haluttu taata se, että mitään realisoitavissa olevia mahdollisia etuja ei menetetä.

Viitekehuksesta käy ilmi, että myös kuluttajalähtöinen maatalous voi johtaa ympäristön ja biodiversiteetin kannalta epämiellyttäviin tuloksiin. Ei nimittäin ole mitään takeita siitä, että kuluttajat preferoisivat biodiversiteettiä ja muita ympäristöhyödykkeitä. He voivat aivan hyvin asettaa etusijalle mahdollisimman halvat elintarvikkeet, jolloin viljelijät saattaisivat olla pakotettuja ottamaan käyttöön tuotantotekniikoita, jotka lyhyellä tähtämellä pudottaisivat elintarvikkeiden hintoja, mutta pidemmällä tähtämellä johtaisivat biodiversiteetin kynnsarvon alittumiseen eli koko tuotantoekosysteemin romahtamiseen. Mikään voima ei siis automaattisesti toimi ympäristön hyväksi, ympäristön kannalta kielteiset ulkoisvaikutukset syntyvät yhtä hyvin tuotanto- kuin kulutus päätöstenkin kautta.

Ongelmien moninaisuus ja viitekehysten laajuus korostaa tutkimuksen merkitystä. Kokonaiskuvan hahmottamiseksi vaaditaan sekä yhteiskunta- että luonnontieteellistä tutkimusta. Yhteiskuntatieteellisen tutkimuksen vastuulla on preferenssien, preferenssien paljastusmenetelmien ja päätöksenteon mekanismien tutkiminen. Luonnontieteellisen tutkimuksen tulee puolestaan keskittyä ulkoisvaikutusten syntymekanismeihin, biodiversiteetin ekologian ymmärtämiseen ja ympäristöystävällisiin tuotantotekniikoihin. Vain monitieteisellä yhteispanostuksella saadaan edistettyä sellaista yhteiskuntasuunnittelua, joka kykenee sovittamaan yhteen maataloustuottajien, kuluttajien ja ympäristön edut.

## **5 Tavanomainen viljely ja luomuviljely biodiversiteetin tuottajina**

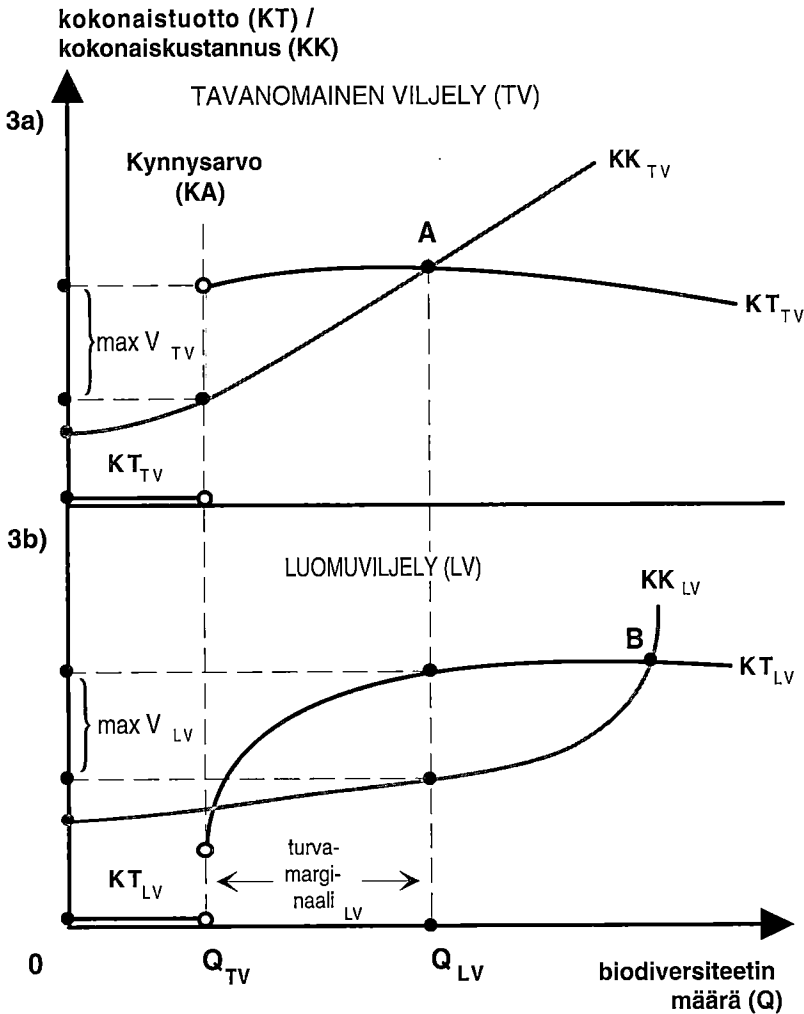
Tavanomaisen viljelyn ja luomuviljelyn ympäristöystävällisyyden vertailu on jatkunut jo muutamia vuosia eikä lopullisten johtopäätösten aika ole vielä tullut. Jos asiaa tarkastellaan puhtaasti biodiversiteetin kannalta, niin luomuviljely näyttää jossain määrin edullisemmassa valossa. Luomuviljelyn edellyttämät viljelykierrot jo sinällään edistävät biodiversiteettiä viljelykasvustoissa. Kun tähän vielä lisätään äärimmäisen vähäinen kemiallisten torjunta-aineiden käyttö, niin luomuviljelyn suurempi kunnioitus biodiversiteetin ylläpitämistä kohtaan vaikuttaa selviöltä. On kuitenkin muistettava, että huomattava uhka biodiversiteettiä kohtaan koostuu sellaisista viljelytoimenpiteistä, jotka saattavat toteutua niin tavanomaisesti viljelyillä kuin luomutiloillakin. Tuotannon rationalisointi vaarantaa biodiversiteetin säilymistä. Peltokuvioita pyritään järjeistämään siten, että maatalouskoneiden käyttö olisi mahdollisimman tehokasta ja vaivatonta. Avo-ojitukselta luopuminen, epäsäännöllisen muotoisten peltojen oikaisu ja peltoarekoiden ja kivikarikoiden raivaus ovat esimerkkejä biodiversiteetin kannalta haitallisista järjeistämistoimenpiteistä. Niiden toteuttaminen hävittää peltoekosysteemiin historiallisesti liittyviä habitaatteja ja biotooppeja, mistä on seurauksena maataloudellisen lajirunsauden aleneminen (AAKKULA 1994).

On kuitenkin selvää, että erityisesti tavanomaiseen maatalouteen liittynyt tehokkuusajattelu on luonut biodiversiteettiä uhkaavia viljelyllisiä käytäntöjä. Monokulttuuriviljely, kasvisuojeluaineet ja järjeistämistoimet ovat yhdessä muokanneet maatalousekosysteemiä yhä yksipuolisempaan suuntaan. Voidaan jopa väittää, että perinteinen maatalousajattelu on kokenut "liiallisen" biodiversiteetin (esim. rikkakasvit ja tuhohyönteiset) uhkaksi viljelyn taloudelliselle tulokselle. Varsinaisesti tavanomaisen ja luomuviljelyn välinen ero kuitenkin konkretisoituu jo aiemmin mainitussa uusklassisen taloustieteen kahden tuotantotekijän ajattelussa (työ-pääoma), johon on päädytty klassisen taloustieteen kolmijaosta työ-pääomaa sisällyttämällä "maa" osaksi pääomaa. "Maan"<sup>6</sup> sisällyttäminen pääomaan saa viljelijän ajattelemaan, että "maa" on rajattomasti korvattavissa muilla pääoman sisältämällä tuotantopanoksilla. Tämä selittää osaltaan, miksi tavanomainen maatalous puskee biodiversiteettiä kohti kriittistä kynnyksarvoa näkemättä, että toisenlainenkin kehitys on mahdollista. Toisin sanoen on lopetettava "maan" korvaaminen pääomalla ja pyrittävä biodiversiteetin itsensä lisäämiseen, jolloin sen avulla voidaan puolestaan korvata pääomaa (esimerkkinä keinolannoitteiden korvaus typensitojabakteereilla, kun siirrytään luomuviljelyyn).

Kuten on todettu, ekosysteemit ovat kokonaisuuksia, jotka pitävät sisällään epäjatkuvia elementtejä. Tähän viitattiin erityisesti puhuttaessa kynnyksarvosta, jolla tarkoitettiin ekosysteemin kunnollisen toiminnan kannalta kriittistä biodiversiteetin määrää. Jos biodiversiteetin määrä on pudonnut kynnyksarvoon, niin tällöin hyvin pieni lisävähennys biodiversiteetin määrässä johtaa ekosysteemin toiminnan täydelliseen romahtamiseen. Kuviossa 3 on pyritty havainnollistamaan tavanomaisen viljelyn (3a) ja luomuviljelyn (3b) eroa suhtautumisessa kynnyksarvoon. Lähdetään liikkeelle tavanomaisesta viljelystä ja hypoteettisesta tilanteesta, jossa biodiversiteettiä ei ole lainkaan. Niinpä onkin aivan ymmärrettävää, että tällöin biodiversiteettiä täytyy alkaa luoda. Biodiversiteetin kehittäminen aiheuttaa kustannuksia, jolloin kokonaiskustannus,  $KK$ , lisääntyy koko ajan. Samanaikaisesti biodiversiteetin kokonaistuotto,  $KT$ , pysyy nollassa, koska biodiversiteettiä ei ole tarpeeksi toimivan maatalousekosysteemin luomiseksi. Tietyn kynnyksarvon ( $KA$ ) jälkeen biodiversiteettiä on kertynyt tarpeeksi, jotta maataloutta voidaan alkaa harjoittaa. Tähän muodostuu tyypillinen epäjatkuvuuskohta, positiivinen "kynnys", jossa pieni lisäys biodiversiteetissä aiheuttaa suuren positiivisen muutoksen ekosysteemin toiminnassa. Viljelytoiminta onkin äkisti taloudellisesti kannattavaa, kun  $KT_{TV} - KK_{TV} \gg 0$ .

Biodiversiteetin lisäys ohi  $KA$ :n nostaa kustannuksia nopeammin kuin tuottoja, ja niinpä voitto,  $V_{TV}$ , alkaa pienentyä nopeasti. Lopulta pisteessä  $A$  kokonaistuotto ja kokonaiskustannus ovat yhtä suuret, jolloin voitto on nolla. Tuottojen pienenemistä ja kustannusten kasvua biodiversiteetin määrän lisääntyessä voidaan perustella

<sup>6</sup> "Maata" käytetään tässä yhteydessä laajemmassa merkityksessä kuin pelkkä "viljelykseen sopiva peltoala". "Maalla" tarkoitetaan paremminkin maatalouden tuotantoekosysteemin biologista ja ekologista tuotantopotentiaalia, joka on ratkaisevasti riippuvainen biodiversiteetistä.



Kuvio 3. Tavanomaisen ja luomuviljelyn tuotannolliset optimit biodiversiteetin suhteen.

esim. sillä, että lisääntyvä biodiversiteetti merkitsee myös tuholaisien lisääntymistä. Lisäksi on mahdollista, että biodiversiteetin lisääminen ei tavanomaisessa viljelyssä onnistu ilman sellaisten viljelytekniikkojen käyttöönottoa, jotka heikentävät viljelyn taloudellista tulosta. Johtopäätös onkin, että tavanomainen maatalous saavuttaa taloudellisen optiminsa silloin, kun biodiversiteetin määrä on mahdollisimman lähellä kynnysarvoa eli  $\max V_{TV}$ :n takaava  $Q_{TV}$  KA. On täysin selvää, että tällainen tavoite on hyvin epäsuotava. Rationaalisen viljelijän kannattaa suosia biodiversiteettiä vähentäviä viljelytekniikoita aina siihen pisteeseen saakka, että koko tuotantoekosysteemi on joutumassa kynnysarvon (KA) väärälle eli vasemmalle puolelle. Koska

viljelijän tuntemus ekosysteemin toiminnasta on väistämättä vajavainen, ajaututaan suurien riskien äärelle. Harkitsematon pyrkimys voiton maksimointiin voi johtaa ekosysteemin romahdukseen, jota ei ole mahdollista korjata tai jonka korjaus tulee äärimmäisen kalliiksi. Biodiversiteetin menetys on useimmiten palautumaton tapah-tuma.

Luumumaataloudellinen tuotantoekosysteemi toimii puolestaan toisella tavalla. Erotuksena tavanomaisen viljelyn ekosysteemiin on se, että biodiversiteetin lisäyk-sen kokonaiskustannus ei nouse yhtä jyrkästi ja biodiversiteetin lisäyksen koko-naistuotto ei laske yhtä nopeasti kuin tavanomaisen maatalouden tapauksessa. Tämä perustuu siihen, että luomuekosysteemi hyödyntää viljelykiertoineen, biologisine torjuntatoineen ja muine ominaisuuksineen tehokkaammin biodiversiteettiä kuin tavanomainen viljely. Näistä syistä luomuviljelyn kannalta optimaalinen eli voiton  $V_{LV}$  maksimoiva biodiversiteetin määrä,  $Q_{LV}$ , on huomattavasti suurempi kuin tavanomaisen viljelyn kannalta optimaalinen biodiversiteetin määrä,  $Q_{TV}$ , ja siten kaukana kriittisestä kynnyksarvosta  $KA$ . Toisin sanoen luomuviljely saavuttaa taloudellisen optiminsa niin korkealla biodiversiteetin tasolla, että pelkoa tuotanto-ekosysteemin romahtamisesta ei ole. Onkin helppo nähdä, että luomuviljely on tur-vamarginaalijatteluun kannalta tavanomaista maataloutta suotavampi vaihtoehto.

Biodiversiteetin suojelun ja ylläpitämisen kannalta luomumaatalous vaikuttaa siis tavanomaista viljelyä toimivammalta vaihtoehdolta, koska luomumaatalouden ja biodiversiteetin luonnollinen suhde automaattisesti suojelee ekosysteemiä ihmisen voitontavoittelun haitallisilta seuraamuksilta. Tähän vaikuttaa omalta osaltaan myös se, että luomuviljelyssä taloudellisesti kannattava tuotanto on mahdollista huomattavasti laajemmalla biodiversiteetin vaihteluvälillä. Sillä biodiversiteetin määrällä, jolla tavanomainen tuotanto jo kääntyy tappiolliseksi, luomutuotanto vasta saavuttaa optiminsa<sup>7</sup>. Luomutuotanto sen sijaan muuttuu tappiolliseksi vasta pisteen B jälkeen.

Huolimatta erinomaisuudestaan biodiversiteetin kannalta luomumaatalouden on oltava tilatasolla taloudellisesti yhtä kannattavaa kuin tavanomaisen maatalouden, ennen kuin mahdolliset ympäristölliset hyödyt tulevat suuremmassa mittakaavassa realisoiduiksi. Ympäristötuen avulla tilatason kannattavuus saattaa olla nostettavis-sa sellaiselle tasolle, että viljelijän on rationaalista valita biodiversiteetin ja yleensä ympäristön kannalta paras vaihtoehto. KOIKKALAINEN (1995) päätyy tilamallien käyttöön perustuvissa tilatason kannattavuuslaskelmissaan tuloksiin, joiden mu-kaan ympäristötukijärjestelmän erityistuen sisältämä luomutuki tekee tietyt luomu-tuotannon haarat erityisesti A- ja B-tukialueilla jopa kannattavammiksi kuin tavan-omaisen viljelyn. Tämä pitää paikkansa erityisesti kolmivuotisen siirtymäkauden aikana, jolloin luomuun siirtyville viljelijöille maksetaan siirtymävaiheen tukea var-

<sup>7</sup> Kuvion 3 esimerkki on kuvitteellinen. Tavanomaisen viljelyn nollavoittopiste (A) on havain-nollistamissyistä satutettu vastaamaan luomuviljelyn optimaalista biodiversiteettimäärää. Ei ole kuitenkaan mitään syytä epäillä, etteikö esimerkki varsin pitkälle pitäisi yhtä todellisuuden kanssa.



sinaisen luomutuen lisäksi. Tällä hetkellä ei kuitenkaan ole olemassa riittävästi tilastoaineistoa laajojen empiiristen kannattavuusvertailujen tekemiseksi tavanomaisen ja luomuviljelyn välillä.

## 6 Päätöksenteon yhteiskunnallinen viitekehys

Jos biodiversiteetti olisi markkinahyödyke ja jos markkinat toimisivat kuten täydellisen kilpailun markkinoiden pitää, niin biodiversiteetin määrä muodostuisi yhteiskunnan kannalta optimaaliseksi markkinavoimien toiminnan kautta, ”näkyvämmän käden” ohjaamana. Mitään yhteiskunnallista interventiota ei tarvittaisi. Kumpikaan ”jos” ei kuitenkaan toteudu. Biodiversiteetti ei ole markkinahyödyke vaan julkishyödyke ja toiminta todellisilla markkinoilla vain harvoin vastaa täydellisen kilpailun oletuksia. Syy on sekä julkisen vallan että markkinoiden, mutta uusklassinen taloustiede ei omilla analyyseissään ole osannut sijoittaa ongelmia oikeisiin puitteisiinsa.

Taloustieteilijät puhuvat perinteisesti markkinoiden epäonnistumisesta (market failure) silloin, kun markkinat eivät kykene hinnoittelemaan julkishyödykkeitä ja julkisen vallan epäonnistumisesta (government failure) silloin, kun julkinen valta käyttää tehottomasti yhteisiä varoja julkishyödykkeiden tuottamiseen (JOHANSSON 1991). Mutta myös toisenlainen, laajempi tulkinta on mahdollinen. Länsimaisissa markkinatalouksissa, jotka periaatteessa korostavat vapaata markkinataloutta, julkisen vallan minimitehtäväksi katsotaan yleensä *omistusoikeuksien* (property rights) ylläpito. Joissain yhteyksissä korostetaan myös yhteiskunnallisesti oikeudenmukaisen tulonjaon takaamista. Se, mikä on oikeudenmukaista, on luonnollisesti näkemyskysymys. Markkinatalouden libertaristisimpien kannattajien näkökulmasta oikeudenmukaisuus tarkoittaa lähinnä sitä, että suhteellisen pysyvällä, markkinoiden toimintaa kannustavalla omistusoikeuksien määrittelyllä taataan oikeudenmukaisuuden toteutuminen. Ideana on, että riittävän hyvin toteutettu omistusoikeuksien määrittely poistaa muun kuin markkinoiden kautta tapahtuvan hyvinvoinnin uudelleenjakamisen tarpeen. Sosiaalisempi markkinatalous puolestaan katsoo, että markkinoiden lisäksi tarvitaan muitakin instituutioita huolehtimaan hyvinvoinnin jakautumisesta ja yhteiskunnallisen oikeudenmukaisuuden toteutumisesta. Toisin sanoen sosiaalisempi markkinatalous kannattaa jatkuvaa, mutta suhteellisen pienenmuotoista omistusoikeuksien uudelleenmäärittelyä.

Selkeästi on nähtävissä, että omistusoikeudet ovat avainasemassa, kun puhutaan yhteiskunnallisen ja taloudellisen toiminnan perusteista. Siksi käsitteen hieman tarkempi määrittely lienee paikallaan. Omistusoikeuksilla tarkoitetaan tässä yhteydessä niitä kirjoitettuja tai kirjoittamattomia sääntöjä, jotka jonkin tietyn yhteisön sisällä määrittelevät ihmisten oikeudet hyödykkeiden käyttöön, hallintaan ja omistukseen ja jotka samalla säättävät toisten oikeuksien rikkomisesta koituvat rangaistukset. Täydellisten omistusoikeuksien tulee olla täysin määriteltyjä, poissuljennan mahdollistavia, toiselle siirrettäviä ja kaikissa tilanteissa valvottavia. Täysi määrittel-

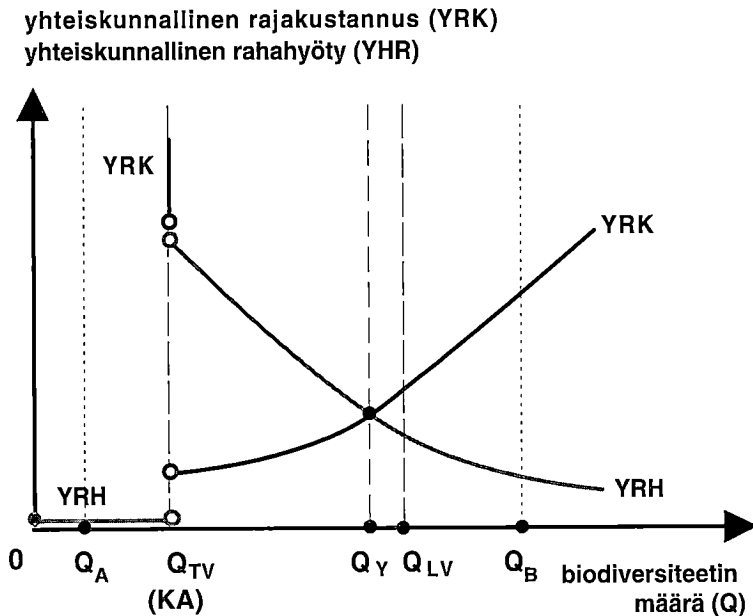
tävyys pitää sisällään tiedon omistusoikeuden luonteesta, laajuudesta ja rikkomisesta seuraavista rangaistuksista. Poissuljentamahdollisuus antaa omistajalle yksinoikeuden päättää omistusoikeuden käytöstä. Siirrettävyys toiselle takaa omistusoikeuksien vaihdettavuuden ja siten oikeuksien tehokkaan jakautumisen maksuhalukkuuksien mukaisesti. Valvottavuus luo omistusoikeudelle uskottavuutta: omistusoikeus ilman jatkuvaa voimassa pysyttämistä ei olisi mikään todellinen oikeus (RANDALL 1987).

Jos julkishyödykkeisiin liittyviä markkinoiden ja julkisen vallan epäonnistumisia tarkastellaan omistusoikeuksien kannalta, niin molemmat pelkistyvät julkisen vallan epäonnistumisiksi. "Market failure" eli julkishyödykkeiden hinnoittelemattomuus tai epäoptimaalinen hinnoittelu johtuu julkisen vallan kyvyttömyydestä määritellä hyödykkeeseen liittyvät omistusoikeudet riittävän täydellisesti. Ei ole markkinoiden vika, jos julkinen valta ei suoriudu sille kuuluvasta tehtävästä. Silti ei ole syytä vapauttaa markkinoita kaikesta vastuusta: "market failure" on olemassa, mutta sille on annettava kokonaan uusi sisältö. Markkinat epäonnistuvat silloin, kun ne yrittävät edistää arvoja, jotka ovat yhteiskunnalle tai osalle yhteiskuntaa vieraita. Taloustieteen näkemys ihmisen preferensseistä ja taloustieteen muodostama kuva ihmisestä taloudellisena ja yhteiskunnallisena toimijana ei välttämättä nauti yleistä hyväksyntää. Todellinen "market failure" onkin se, että markkinat sokeasti tarjoavat voiton tai hyödyn maksimointia ihmisen toiminnan päämääräksi myös niille, joiden eettiset tai moraaliset näkemykset ovat hyvin toisentyypiset. O'NEILLIN (1993) mukaan taloustieteen käsitykset yhteiskunnan toiminnan tavoitteista ja keinoista niiden saavuttamiseksi edustavat vain yhtä moraalisten preferenssien järjestelmää, jolle ei ole mitään syytä antaa etusijaa yhteisistä asioista päätettäessä.

Ennen kuin lähdetään tarkemmin analysoimaan yhteiskunnallisen päätöksenteon ongelmia ja mahdollisuuksia biodiversiteetin suhteen, niin lienee paikallaan esittää yksinkertaistettu malli yhteiskunnallisesta tavoitteenasettelusta (kuvio 4). Yhteiskunnalliselta kannalta optimaalinen biodiversiteetin määrä ( $Q_V$ ) toteutuu suorien YRK ja YRH leikkauspisteessä. Tässä pisteessä yhden lisäbiodiversiteettiyksikön tuottamisen yhteiskunnallinen rajakustannus (YRK) on yhtä suuri kuin siitä yhteiskunnalle aiheutuva rajahyöty (YRH). Ainoa tieto, mitä optimaalisen biodiversiteetin määrän ratkaisemiseksi tarvitaan, liittyy biodiversiteetin tuottamisen ja kuluttamisen yhteiskunnallisiin kustannuksiin ja hyötyihin.

Tavanomaisen ja luomuviljelyn sijoittaminen tähän kehikkoon tuottaa mielenkiintoisen tuloksen. Biodiversiteetin määrän yhteiskunnallista optimia tarkasteltaessa on helppo havaita, että luomuviljelyn tavoittelema biodiversiteetin määräoptimi ( $Q_{LV}$ ) on selvästi lähempänä yhteiskunnallista määräoptimia ( $Q_V$ ) kuin tavanomaisen viljelyn tavoittelema määräoptimi ( $Q_{TA}$ ), joka samalla on kriittinen kynnyisarvo (KA)<sup>8</sup>. On tietenkin jossain määrin näkemyksenvarainen asia, miten eri biodiversiteetin määräoptimit sijoittuvat. Yhteiskunnallisen määräoptimin ja luomuvil-

<sup>8</sup>  $Q_{LV}$ ,  $Q_{TV}$  ja KA ovat samat kuin kuviossa 3.



Kuvio 4. Biodiversiteetin yhteiskunnallinen optimi.

jelyn määräoptimin läheisyyttä voidaan kuitenkin perustella sillä, että runsaampi biodiversiteetti takaa monipuolisempia virkistys- ja ympäristöhyötyjä, mikä ei nykyään ole merkityksetön seikka. Yhteiskunnan kannalta on myös olennaista luomutuotannon taloudellisen optimin toteutuminen sellaisella biodiversiteetin määrällä, joka on riittävän kaukana kriittisestä kynnyksarvosta.

Vaikka teoriassa julkishyödykkeiden aiheuttamat ongelmat ovat poistettavissa luomalla kaikin puolin täydelliset omistusoikeudet, niin käytännössä tällaista absoluuttista ratkaisua on mahdoton saavuttaa. Se johtuu osittain julkishyödykkeiden ominaisuuksista ja osittain yksimielisyyden takaavien päätöksentekokriteerien puutteesta. Tietyt julkishyödykkeiden ominaisuudet aiheuttavat sen, että vaikka julkishyödykkeisiin liittyvistä omistusoikeuksista (= niiden tuottamiseen liittyvien kustannusten ja hyötyjen oikeudenmukaisesta jakamisesta) päästäisiinkin yksimielisyyteen, ei sovittujen omistusoikeuksien toteutumisen valvonta enää onnistuisi. Tämä on sinänsä aivan ymmärrettävää. Jos kerran ketään ei voida sulkea julkishyödykkeen käytön ulkopuolelle, niin rationaalinen kuluttaja joutuu kiusaukseen nauttia julkishyödykkeen kulutuksen tuottamista hyödyistä ilman, että osallistuu julkishyödykkeen tuottamisesta aiheutuviin kustannuksiin. Ilmiötä nimitetään *vapaamatkustukseksi* (free-riding) (BOADWAY & BRUCE 1986). Maailmanlaajuiseen mittakaavaan sijoitettuna ongelmaa voidaan havainnollistaa kehitysmaiden ja teollisuusmaiden välisellä biodiversiteettiristiriidalla: teollisuusmaat vaativat kehitysmaita suojelemaan biodiversiteettiään, mutta eivät ole valmiita osallistumaan kehi-

tysmaille tästä koituviin kustannuksiin. Kyseessä on selvä vapaamatkustus, koska teollisuusmaat hyötyisivät eri tavoin siitä, että kehitysmaat suojelisivat biodiversiteettiään.

Julkishyödykkeiden toinen keskeinen piirre eli se, että lisääntyvä kuluttajien määrä ei vähennä aikaisempien kuluttajien hyötyjä, ei sinänsä aiheuta yhteiskunnallisia ongelmia. Sen sijaan ongelmia aiheuttaa se, että useimmat julkishyödykeluontoiset ympäristöhyödykkeet käyttäytyvät näin vain johonkin rajaan saakka. Kun käyttäjien määrä lisääntyy yli tietyn kriittisen arvon, niin tällöin kaikkien käyttäjien hyöty alkaakin hyvin voimakkaasti aleta. Tällöin puhutaan *tungostumisesta* (congestion) (RANDALL 1987). Maailmanlaajuinen esimerkki valaisee jälleen parhaiten asiaa biodiversiteetin osalta. Kun maapallon väestö lisääntyy, niin tiettyyn rajaan saakka jokainen uusi ihmiskunnan jäsen ei vähennä aikaisempien maapallon asukkien mahdollisuuksia nauttia biodiversiteetistä. Mutta jossain vaiheessa ihmisten määrä kasvaa niin suureksi, että maapallon ekosysteemien kantokyky romahtaa liiallisen väestön seurauksena. Toisin sanoen ihmispaine johtaa globaalien ekosysteemien biodiversiteetin määrän putoamaan kriittisen kynnsarvon alapuolelle. Paradoksaalista kyllä, romahdus johtuu nimenomaan siitä, että julkishyödykkeeksi kuviteltu hyödyke ei olekaan aito julkishyödyke: lisäkäyttäjän luoma rajakustannus on nolla vain tiettyyn rajaan saakka. Monia ympäristöhyödykkeitä on kuitenkin totuttu ajattelemaan tässä suhteessa ”aitoina”, jolloin niiden käyttöä ei ole tarvinnut valvoa eksplisiittisin omistusoikeusmäärittelyin. Tungostumisen yllättäessä syntyy voimakas tarve omistusoikeuksien eksplikointiin, mikä helposti johtaa merkittäviin eturistiriitoihin ja sitä kautta vaikeaan päätöksentekotilanteeseen.

Vapaamatkustus on perustaltaan selvästi eettinen ongelma, joka syntyy siinä tapauksessa, että yksilö valitsee taloustieteellisen moraalipreferenssijärjestelmän toimiansa pohjaksi. Kysymys on tavallaan myös yksilön ja yhteiskunnan välisestä suhteesta. Yhteiskunnalliset instituutiot (omistusoikeudet ym.) voidaan kehittää sellaisiksi, että rationaaliset, henkilökohtaista hyötyään maksimoivat ihmiset toimivat kokonaisedun kannalta tarkasteltuna ”oikein”. Tämä voidaan saada aikaan joko rangaistuksen uhalla tai taloudellisilla insentiiveillä. Taloudelliset insentiivit voivat olla joko markkinoiden kautta tulevia tai yhteiskunnallisen päätöksenteon ratkaisemia tulonsiirtoja. Ihmiskäsitys on pitkälti egoistinen ja vastuu yksilöstä on yhteiskunnalla, ei yksilöllä itsellään. Toinen vaihtoehto on yksilön henkilökohtaiseen vastuun korostaminen, jolloin yhteisiin päämääriin pyrkiminen syntyy eettisestä sitoutumisesta yhteisön tavoitteisiin. Ihmiskäsitys on enemmän altruistinen kuin egoistinen eli ihminen noudattaa muita kuin taloustieteellisiä moraalipreferenssejä.

Tungostuminen puolestaan on perimmältään informaation epätäydellisyyteen liittyvä ongelma, joskin se voi muuttua eettiseksi ongelmaksi siinä vaiheessa, kun ratkaisua tungostumiseen etsitään. Mikään ei nimittäin estä vapaamatkustamista tungostumistilanteessakaan, jos hyödyke on vapaakäyttöinen.

Omistusoikeuksiin liittyvä määrittelyprosessi ei suinkaan ole ilmainen. Yhteiskunnallinen päätöksenteko tuottaa käytännössä jatkuvasti eksplisiittisiä tai implisiittisiä omistusoikeuksien uudelleenmäärittelyjä. Biodiversiteetin ollessa kyseessä määrittelyt ovat useimmiten implisiittisiä eli niiden vaikutuksia biodiversiteettiin ei välttämättä tiedosteta, vaikka kestävä kehityksen huomioonottaminen pyritäänkin saamaan läpäisyperiaatteella toimivaksi päätöksenteon kriteeriksi. Sen sijaan maatalouden ympäristötukijärjestelmää voidaan pitää ainakin jossain määrin eksplisiittisenä biodiversiteettiin liittyvien omistusoikeuksien uudelleenmäärittelynä. Järjestelmän yhtenä tavoitteena on biodiversiteetin ylläpitäminen ja järjestelmän piiriin kuuluvien viljelijöiden viljelytekniisiä vaihtoehtoja rajoitetaan osittain juuri tämän tavoitteen saavuttamiseksi.

Omistusoikeuksien määrittely- ja uudelleenmäärittelyprosessien aiheuttamia kustannuksia kutsutaan kirjallisuudessa yleensä *vaihdantakustannuksiksi* (transaction costs). EGGERTSON (1990) määrittelee ne kustannuksiksi, jotka syntyvät, kun ihmiset suorittavat taloudellisten hyödykkeiden omistusoikeuksiin liittyvää vaihdantaa ja pyrkivät turvaamaan ja varmentamaan omistusoikeuksiaan. Tässä yhteydessä vaihdantakustannukset on kuitenkin hyvä käsittää vielä laajemmassa merkityksessä. Siten vaihdantakustannukset ovat kustannuksia, jotka syntyvät, kun ihmiset hankkivat, vaihtavat tai varmentavat omistusoikeuksia ja/tai informaatiota, jotka liittyvät heidän hallussaan oleviin taloudellisiin (markkinahyödykkeet) tai poliittisiin hyödykkeisiin (esim. ääni valtiollisissa vaaleissa).

Markkinoiden hyvyys ihmisten preferenssien välittäjänä perustuu pitkälti siihen, että markkinat kykenevät minimoimaan vaihdantakustannukset tehokkaammin kuin muut ihmisten preferenssejä välittävät instituutiot. Raha eli hinta on maailman käytetyin yhteismitallistaja ja välittää helposti vertailtavaa informaatiota eri hyödykkeiden arvoista, jolloin ihmiset voivat suhteellisin pienin kustannuksin ja ponnistuksin verrata hyödykkeiden markkina-arvoja omiin preferensseihinsä. Tämä luonnollisesti puoltaa sitä näkemystä, että julkishyödykkeiden optimaaliseen tuottamiseen liittyvät ongelmat olisi syytä ratkaista antamalla ne markkinoiden hoidettavaksi. Toisin sanoen olisi suosittava sellaista omistusoikeuksien uudelleenmäärittelyä, joka mahdollistaisi julkishyödykkeiden hinnan määräytymisen markkinoilla. Ottaen kuitenkin huomioon esim. biodiversiteetin omistamiseen liittyvät monet teoreettiset ja käytännölliset vaikeudet, niin tämänkaltainen omistusoikeuksien uudelleenmäärittämisprosessi aiheuttaisi todennäköisesti hyvin korkeita vaihdantakustannuksia. Lopputuloksena saattaa olla, että vaikka biodiversiteetti onnistuttaisiinkin saattamaan yhä suuremman määrän markkinoilla arvotettavaksi hyödykkeeksi, niin tällä saavutettava vaihdantakustannusten aleneminen ei riittäisi kompensoimaan tarvittavasta omistusoikeuksien uudelleenmäärittelystä aiheutuneita kustannuksia.

Julkishyödykkeiden yhteiskunnan kannalta epäoptimaalisen tuotantomäärän korjaaminen vaatii väistämättä vallitsevien omistusoikeuksien ja muiden yhteiskunnallisten instituutioiden muuttamista tavalla tai toisella. Vaihtoehtoja on lukuisia. Omistusoikeuksia voidaan uudelleenmäärittellä siten, että julkishyödyke siirtyy

markkinoilla arvotettavaksi. Optimaalinen julkishyödykkeen määrä voidaan saavuttaa myös yhteiskunnallisin tulonsiirroin. Porkkanalinjan asemasta voidaan soveltaa keppilinjaa, jolloin rangaistuksen pelko ohjaa ihmiset toimimaan siten, että julkishyödykkeiden tuottamisen yhteiskunnalliset hyödyt ja kustannukset saadaan tasapainoon. Yhteiskunnan sijasta vastuu voidaan siirtää myös yksilölle, jolloin kukin meistä vastaa itse siitä, että oma toiminta on oikeansuuntaista yhteiskunnallisen optimin saavuttamiseksi: emme vapaamatkusta.

On selvää, että omistusoikeuksien täydellistäminen tai uudelleenmäärittely ei onnistu ilman lisääntyviä vaihdantakustannuksia. Ongelmaksi muodostuu, että ei ole mahdollista esittää mitään yleispätevää teoriaa vaihdantakustannusten ja omistusoikeuksien tilan välisestä suhteesta. Siten ei ole mitään takeita siitä, että omistusoikeuksien muutosprosessin aiheuttamat vaihdantakustannukset eivät omalta osaltaan edesauttaisi resurssien epäoptimaalista allokatiota ja epäoikeudenmukaista hyvinvoinnin jakautumista. Toisin sanoen kyseessä on varsin epäkiitollinen yhteiskunnallinen arvottamistehtävä: olemassaolevien omistusoikeuksien täydellistamisestä tai uudelleenmäärittelystä koituvaa (mahdollista) hyvinvoinnin lisäystä täytyy verrata muuttamisprosessissa syntyvien vaihdantakustannusten aiheuttamaan hyvinvoinnin (mahdolliseen) vähennykseen. Tehtävä on hankalasti toteutettavissa, koska koko ajan joudutaan toimimaan epätäydellisen informaation ja kaikkinaisen epävarmuuden maailmassa. Tämä korostaakin instituutioiden roolia, sillä niiden kautta jäsenetään yhteiskunnalliseen vuorovaikutukseen liittyviä epävarmuustekijöitä. Näin saadaan edes jossakin määrin hallittua toimintaympäristön monimutkaisuutta ja ihmisten käytökseen liittyvää ennustamattomuutta (NORTH 1990).

Valitettavasti viitekehysten yhteiskunnallistaminen ei sanottavasti helpota biodiversiteetin määräoptimin löytämistä käytännössä. Ennen kaikkea puuttuu, kuten aikaisemmin on jo todettu, varma ekologinen tieto siitä, mitä kaikkea biodiversiteetin lisääntyminen tai väheneminen ihmiselle aiheuttaa. Sen lisäksi ei ole saatavissa tarkkaa tietoa siitä, miten eri toimenpiteet biodiversiteetin määrään vaikuttavat. Tyypillinen taloustieteellinen vastaus epävarmuuden hallintaan on kustannustehokkaan ratkaisun etsiminen. Tällöin valitaan saatavissa olevaan parhaaseen mahdolliseen informaatioon perustuen jokin tietty biodiversiteetin tavoitetaso, joka pyritään saavuttamaan pienimmän mahdollisen kustannuksin.

Tarkastellaan kustannustehokkaan lähestymistavan toimivuutta kuvion 4 pohjalta. Valitaan ensin biodiversiteetin tavoitetasoksi  $Q_B$ . Tällöin on selvästi nähtävissä, että tuloksena on biodiversiteetin "ylituotanto", jolla on kielteisiä hyvinvointivaikutuksia (rajakustannus on rajahyötyä suurempi välillä  $Q_Y - Q_B$ ). Yhteiskunnan käytössä olevat resurssit tulevat tehottomasti kohdennetuiksi, mutta mitään korjaamatonta vahinkoa ei aiheudu. Huomattavasti vakavimmat seuraukset saadaan aikaiseksi, mikäli biodiversiteetin tavoitetasoksi päätetään  $Q_A$ . Tällöin joudutaan biodiversiteetin minimitason (KA) alle, jolloin elämää ylläpitävä koneisto alkaa tuhoutua. Aiheutettu vahinko voi muodostua peruuttamattomaksi tai ainakin hyvin kalliisti korjattavaksi. Koska riski korjaamattomien vahinkojen aiheuttamiseen on

olemassa, lienee perusteltua pyrkiä epätäydellisen informaation vallitessa mieluummin yli- kuin alioptimaaliseen biodiversiteetin määrään. Poliitiikan suunnittelussa on lisäksi muistettava, että tietyn biodiversiteetin määrän tuottamisessa kustannustehokkaaksi osoittautunut keinovalikoima ei välttämättä ole enää kustannustehokas, jos biodiversiteetin tavoitetaso muuttuu.

Aiemmin jo viitattiin toimintamallin, jonka puitteissa pyritään maksimoimaan biodiversiteetin ylläpitämiseen liittyvät nettohyödyt siten, että biodiversiteetin määrä ei laske alle etukäteen määritellyn *minimiturvatason* (safe minimum standard). Minimiturvatasoa voidaan mieltää tarkoittavan samaa kuin tavoitetasoa kustannustehokkaassa lähestymisessä. RANDALLIN (1993) mukaan olennaista minimiturvatasoa määrittämisessä on ennen kaikkea käytetty arvoperusta. Sellaiseksi ei sovi liian ihmiskeskeinen, välineellinen tai utilitaristinen ajattelu, koska ne todennäköisesti johtavat liian alhaisiin minimiturvatasoihin, jotka lisäksi ovat alttiita jatkuville uudelleenmäärittelyille erilaisten yhteiskunnallisten trade-offien puristuksessa. Yksi vaihtoehto luotettavampien minimiturvatasojen määrittämiseksi on laajentaa utilitarismin liittyvää yksioikoista tarpeentyydytysajattelua: ihmisen preferenssejä ei aseteta kaiken yläpuolella vaan myös muitakin aspekteja, kuten luonnon olemassaolon itseisarvoa, kunnioitetaan. Toinen vaihtoehto on vetoaminen eettisiin ja moraalisiin velvollisuuksiin, jolloin biodiversiteetin suojelulle ja ylläpidolle annetaan korkea moraalinen status, jolloin ihmisten on helpompi sitoutua siihen ideologisesti. Kolmas vaihtoehto on noudattaa sopimusajattelua, jossa olemassaolevan tilanteen muutos vaatii laajan yhteisen hyväksynnän (contractarian approach). Tällöin riski biodiversiteetille haitallisten päätösten tekemisestä vähenee huomattavasti, koska merkittäviä toimenpiteitä ei toteuteta vastoin esim. luonnon-suojelijoiden näkemyksiä.

Viimeisin vaihtoehto on itse asiassa käytännössä sama kuin *Pareto-turvallisuuden* (Pareto-safety) periaate. Sen mukaan jokin toimenpide tulee toteuttaa vain, jos kaikki, joiden hyvinvointiin se jotenkin vaikuttaa, sen hyväksyvät. Siten taataan, että kenenkään asiaan osallisen hyvinvointi ei laske ja ainakin jonkun asiaan osallisen hyvinvointi lisääntyy. Tällöin toimenpide on todellinen *Pareto-parannus* (actual Pareto-improvement). Biodiversiteetin suhteen Pareto-turvalliseen päätöksentekoon pyrkiminen on kuitenkin kaksiteräinen miekka, sillä reaali maailman päätöksenteossa Pareto-turvallisuus johtaa yleensä status quon säilymiseen. Jos nykyinen biodiversiteetin taso katsotaan riittäväksi, niin silloin vallitsevan tilanteen säilyminen ei tietenkään ole haitallista, mutta mikäli nykyinen biodiversiteetin taso katsotaan riittämättömäksi, niin Pareto-turvallisuus päätöksenteossa estää käytännössä tilanteen parantumisen. Pareto-turvallisuus päätöksenteon kriteerinä johtaa kuitenkin reaali maailman tasolla päätöksenteon aiheuttamien vaihdantakustannusten huimaan nousuun, koska yksimielisyyden tavoittelu eri intressiryhmien välillä on aikaa vievää ja resurssija kuluttavaa puuhaa.

Todellisuudessa päätöksenteko perustuukin aina jonkinlaiselle *kompensatioajattelulle*, jolloin todellisen Pareto-parannuksen käsite korvataan potentiaalisen Pareto-parannuksen käsitteellä. Tällöin katsotaan, että jokin toimenpide voidaan toteuttaa, mikäli sen tuottamat hyödyt ovat suuremmat kuin haitat. Ideana on, että hyödyn saajat voivat maksaa kompensatiota haitan kärsijöille. Jos maksu todella tapahtuu ja haitan kärsijät saavat itse arvottaa kärsimänsä haitan suuruuden, lopputulos on todennäköisesti hyvin samanlainen kuin Pareto-turvallisuutta kriteerinä käytettäessä. Jos kompensatiota ei aktuaalisesti suoriteta tai se määritetään muiden kuin haitan kärsijöiden toimesta (jolloin osaa kompensatiosta ei mitä todennäköisimmin aktuaalisesti suoriteta), niin silloin Pareto-parannus jää ainoastaan potentiaaliseksi. Valtaosa yhteiskunnallisesta päätöksenteosta perustuu tavalla tai toisella kompensatioajattelulle ja potentiaalisen Pareto-parannuksen etsinnälle. Jotta asia ei vaikuttaisi liian yksinkertaiselta, niin on muistettava, että Pareto-turvallisuuskään ei välttämättä ole sellainen päätöksentekokriteeri, jonka kaikki edes teoriassa hyväksyvät (vaikka unohdettaisiin käytännön päätöksentekoa rasittavat vaihdantakustannukset). Voidaan esittää myös näkemys, että ihmiset eivät ole riittävän rationaalisia ja riittävän hyvin perillä toimiensa vaikutuksista, jotta heidän tekemiinsä valintoihin voitaisiin luottaa. Tällöin hylätään näkemys nk. *kuluttajan suvereenisuudesta* (consumer sovereignty), joka on uusklassisen mikroalousteorian keskeisimpiä aksioomia.

Jos edellä esitetyn perusteella tekee yhteenvedon siitä, miten “oikea” määrä biodiversiteettiä on määritettävissä, tulos ei ole kovinkaan rohkaiseva. Yksinkertaistetulla teoriatasolla tavoite tosin kyettiin ilmaisemaan varsin yksiselitteisesti: biodiversiteetin määrää lisätään, kunnes sen tuottamisesta aiheutuvat yhteiskunnalliset rajakustannukset tulevat yhtä suuriksi kuin tuottamisesta syntyvät yhteiskunnalliset rajahyödyt. Tällöin on saavutettu yhteiskunnallisesti optimaalinen määrä biodiversiteettiä. Valitettavasti ekologinen tietämys biodiversiteetistä on vielä siinä määrin puutteellista, että tavoitteenasettelussa on heti turvaututtava arvaukseen eli sovellettava minimiturvatasoja, joiden yhteiskunnallisesta optimaalisuudesta ei ole takeita. Optimaalisuus on korvattava kustannustehokkuudella, jolloin asetettuun tavoitteeseen pyritään pienimmin mahdollisin kustannuksin. Ei ole kuitenkaan todennäköistä, että kaikki olisivat yhtä mieltä valittavasta toimenpiteestä, jolloin tarvitaan eri näkökantojen yhdistelyä. Pareto-käsitteiden kautta kävi kuitenkin selväksi, että ei ole olemassa absoluuttista päätöksentekokriteeriä, jota soveltaen yksimielisyys olisi saavutettavissa. Ja jopa siinäkin tilanteessa, että päätöksenteon kriteereistä kyettäisiin pääsemään yksimielisyyteen, ongelmaksi muodostuu biodiversiteetin julkishyödykeluonne: siihen liittyviä omistusoikeuksia ei pystytä määrittelemään yksikäsitteisesti, jolloin jokainen päätöksentekoyritys johtaa väistämättä runsaisiin vaihdantakustannuksiin, jotka omalta osaltaan häiritsevät yhteiskunnan käytössä olevien resurssien tehokasta kohdentumista.



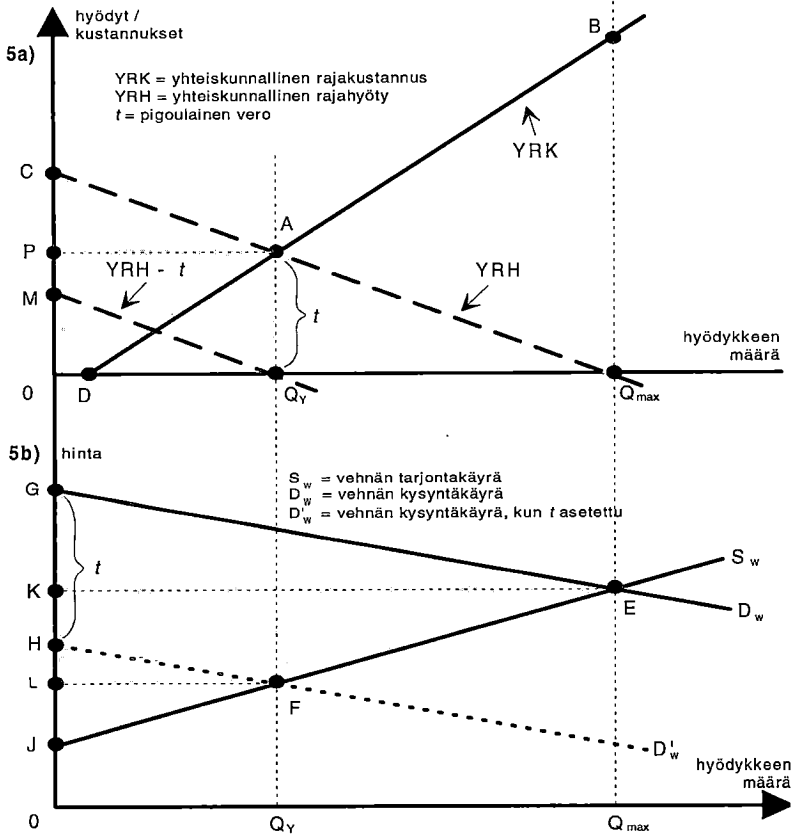
## 7 Markkina- ja keskitetty ratkaisu ulkoisvaikutuksen internalisoinnissa

Rajallisten biologisten resurssien, epätäydellisen ekologisen informaation ja erilaisten päätöksentekonäkemyksien maailmassa on siis nähtävästi mahdotonta tehdä biodiversiteetin kannalta yhteiskunnallisesti optimaalisia päätöksiä. Kuitenkin mm. luonnonvarojen käyttöön liittyviä päätöksiä tehdään koko ajan, jolloin jatkuvasti joudutaan ottamaan kantaa siihen, ketkä häviävät ja ketkä voittavat ja kuinka hävinneiden tappiot korvataan. Biodiversiteetin osalta keskeinen kysymys on, kuinka julkishyödykkeeseen ja ulkoisvaikutuksiin liittyvät hyödyt ja haitat kyetään sisäistämään eli internalisoimaan siten, että niillä on vaikutuksensa biodiversiteettiä koskevia päätöksiä tehtäessä. Perimmiltään kysymys on kansalaisten preferenssien välittämisestä yhteiskunnalliseen päätöksentekoon mahdollisimman täydellisinä siten, että keskenään erisuuntaisten preferenssien yhteen sovittaminen tehdään mahdollisimman pienin hyvinvointitappioin. Ei voida välttyä siltä, että erilaiset preferenssit joudutaan asettamaan tärkeysjärjestykseen, jolloin esim. biodiversiteetin ylläpitäminen joutuu kilpailemaan samoista voimavaroista muiden yhteiskunnan kannalta keskeisten tavoitteiden kanssa.

Taloustieteellisessä mielessä ulkoisvaikutusten internalisointi ja tuotettu julkishyödykkeiden määrä ovat ratkaistavissa kahden toisistaan ratkaisevasti eroavan ajattelutavan avulla. Voidaan puhua keskitetystä ratkaisusta<sup>9</sup> (pigoulainen ratkaisu) ja markkinaratkaisusta (coaselainen ratkaisu) (kts. esim. PEARCE & TURNER 1990). Keskitetyssä ratkaisussa yhteiskunta arvioi ulkoisvaikutukseen tai julkishyödykkeeseen liittyvän hyvinvointivaikutuksen käyttäen sopivia menetelmiä, jotka useimmiten perustuvat hyödyn rahamääräiseen mittaamiseen eli kuluttajan ylijäämän estimointiin. Klassinen esimerkki tästä on hyödykkeen tuotannon aiheuttaman negatiivisen ulkoisvaikutuksen internalisoimiseksi asetettava haittavero. Haittavero lisätään hyödykkeen hintaan, jolloin hyödykkeen hinnan nousu pudottaa hyödykkeen kysynnän yhteiskunnan kannalta optimaaliseksi. Uusi tasapainopiste ottaa tällöin huomioon sekä hyödykkeen kuluttamisesta koituvat hyvinvointivoitot että hyödykkeen tuotannosta aiheutuvat hyvinvointitappiot (= negatiiviset ulkoisvaikutukset). Positiivisen ulkoisvaikutuksen internalisointi tapahtuu periaatteessa samalla tavalla. Veron korvaa tosin tuki, jota maksetaan positiivisen ulkoisvaikutuksen tuottajille. Tavoitteena on näin taata positiivisen ulkoisvaikutuksen jatkuminen. Markkinaratkaisussa ulkoisvaikutuksen internalisoinnista tai julkishyödykkeen tuottamisesta kiinnostuneet ihmiset luovat markkinat, joilla eri osapuolet pyrkivät pääsemään yhteisymmärryksen tarvittavista toimenpiteistä. Niinpä esim. negatiivisesta ulkoisvaikutuksesta kärsijät maksavat negatiivisen ulkoisvaikutuksen aiheuttajalle, jotta tämä vähentäisi haittaavaa toimintaansa. Tällä tavalla löytyy lopulta markkinatasapaino, jossa tuotetun negatiivisen ulkoisvaikutuksen määrä on optimaalinen,

<sup>9</sup> Edellisessä luvussa esitetty minimiturvatasoajattelu yhdistettynä kustannustehokkuuteen on itse asiassa esimerkki keskitetystä ratkaisusta.

Molemmat ratkaisut ovat teoriassa samanveroisia eli kumpaakin soveltaen voidaan löytää yhteiskunnallisesti optimaalinen ulkoisvaikutuksen taso tai julkishyödykkeen määrä. Tämä käy ilmi kuviosta 5, jossa esitetään negatiivisen ulkoisvaikutuksen internalisointi. Asian konkretisoimiseksi tarkastellaan esimerkkiä, jossa viljelijän pyrkimys suurempaan tuotantoon peltokuvioita järjeistämällä (poistamalla esim. peltosaarekkeita ja kivikarikoita ja täten viljelypinta-alaa lisäämällä) aiheuttaa biodiversiteetin kannalta kielteisen ulkoisvaikutuksen eli biotooppien ja habitaattien vähenemisen. Tällöin voidaan yksinkertaistaen ajatella, että mitä enemmän vehnää viljelijä tuottaa (ts. mitä enemmän viljelijä lisää viljelypinta-alaa), sitä pienemmäksi käy biodiversiteetin määrä. Oletetaan lisäksi, että yhteiskunnan tuotantotoiminta rajoittuu näihin kahteen hyödykkeeseen, vehnään ja biodiversiteettiin, joista vehnä on markkinahyödyke ja biodiversiteetti julkishyödyke.



Kuvio 5. Markkina- ja keskitetty ratkaisu yhteiskunnallisen optimin tuottajina negatiivisen ulkoisvaikutuksen internalisoinnissa.

Kuviossa 5a suora YRH edustaa vehnän tuotannon ja kulutuksen tuottamaa yhteiskunnallista rajahyötyä sillä edellytyksellä, että vehnän tuotanto ja kulutus tapahtuvat täydellisen kilpailun markkinoilla. Tällöin on selvää, että viljelijän kannattaa laajentaa tuotantoaan ja kuluttajan lisätä kulutustaan kunnes  $YRH = 0$  (piste  $Q_{\max}$ ). Tällöin kokonaisylijäämäksi<sup>10</sup> muodostuu varjostettu alue  $0CQ_{\max}$ , ja se koostuu kuluttajan ja tuottajan ylijäämistä. Tätä on havainnollistettu kuvio 5b:ssä, jossa alue  $0CQ_{\max}$  on esitetty vehnän kysyntä- ja tarjontakehikossa siten, että sitä vastaa varjostettu alue JGE. Alue JGE voidaan jakaa edelleen kuluttajan (alue KGE) ja tuottajan (alue JKE) ylijäämiin. Kokonaisylijäämän jakaantuminen kuluttajan ja tuottajan ylijäämiin riippuu kysyntä- ja tarjontafunktioiden muodoista.

Kuten todettiin, vehnän tuotanto vähentää kuitenkin biodiversiteettiä. Tästä aiheutuu yhteiskunnallinen rajakustannus (YRK), jota edustaa alue  $DBQ_{\max}$ . Koska alue  $DBQ_{\max}$  on suurempi kuin alue  $0CQ_{\max}$ , niin vehnäntuotantoon liittyvän kokonaisylijäämän maksimointi merkitsee, että yhteiskunta kärsii tosiasiallisesti hyvinvointitappioita  $Q_{\max}$  suuruisen vehnäntuotannon takia. Toisin sanoen vehnän tuotanto luo negatiivisen ulkoisvaikutuksen, joka alentaa yhteiskunnan kannalta tarpeellisen julkishyödykkeen eli biodiversiteetin optimaalista määrää. Jälleen ker-  
 ran on helppo huomata, että yhteiskunnan todellinen hyvinvointioptimi löytyy suorien YRH ja YRK leikkauspisteestä A vehnän määrällä  $Q_Y$ , joka maksimoi erotuksen  $YRH(Q) - YRK(Q)$  (alue  $0CAQ_Y$  - alue  $DAQ_Y =$  alue  $0CAD$ ).

Miten sitten on mahdollista rajoittaa vehnän tuotantoa ja kulutusta siten, että  $Q_{\max}$  asemesta päädytään  $Q_Y$ :iin? Keskitetty eli pigoulainen ratkaisu ongelmaan on yksinkertainen: määritetään ensin biodiversiteetin vähenemisestä aiheutuva yhteiskunnallinen rajakustannus (YRK) ja asetetaan sen jälkeen vero  $t$ , joka korottaa vehnän hintaa siten, että vehnän tuotannon ja kulutuksen uusi tasapaino  $Q_Y$  saavutetaan pisteessä, missä vehnän tuotannon uusi yhteiskunnallinen rajahyöty on nolla eli  $YRH - t = 0$ .  $YRH - t$  kuvaa näin ollen vehnäntuotannon todellista yhteiskunnallista hyötyä ulkoisvaikutusten internalisoinnin jälkeen. Voidaankin sanoa, että alue  $0MQ_Y$  edustaa vehnäntuotannon osuutta yhteiskunnan kokonaisylijäämästä. On helppo huomata, että alue  $0MQ_Y$  on yhteneväinen alueen PCA kanssa. Johtopäätös onkin, että yhteiskunnan kokonaisylijäämä, joka syntyy markkinahyödyke vehnän ja julkishyödyke biodiversiteetin tuotannosta, on ositettavissa. Alue PCA kuvaa vehnän osuutta ja alue OPAD biodiversiteetin osuutta. Kuviossa 5b tapahtuma on kuvattu eri näkökulmasta. Kun ulkoisvaikutus on internalisoimatta, kysyntä ( $D_w$ ) ja tarjonta ( $S_w$ ) ovat tasapainossa pisteessä E, jolloin tuotettu määrä on  $Q_{\max}$ . Veron  $t$  asettaminen eli hyödykkeen hinnan nouseminen aiheuttaa kysyntäkäyrän siirtymisen alemmalle tasolle ( $D'_w$ ), jolloin tasapaino löytyy pisteestä F tuotannon määrällä  $Q_Y$ . Uudessa tasapainotilanteessa kokonaisylijäämäksi muodostuu alue JHF, josta kuluttajan ylijäämä käsittää alueen LHF ja tuottajan ylijäämä alueen JLF.

<sup>10</sup> Tässä esimerkissä kaikki ylijäämäkäsitteet ovat nettoyljäämiä eli tuotannon ja kulutuksen kustannukset ajatellaan vähennetyiksi.

Markkina- eli coaselainen ratkaisu perustuu puolestaan siihen, että biodiversiteetin vähenemisestä kärsivät yksilöt tunnistavat hyvinvointinsa alenemisen ja kykenevät paikallistamaan syyksi liiallisen vehnän tuotannon. Tällöin haitan kärsijät huomaavat, että mikäli vehnän tuotanto on korkeammalla tasolla kuin  $Q_Y$ , niin heille aiheutuu hyvinvointitappiota. Haitan kärsijöiden hyvinvointitappion suuruus on vähintään alue  $ABQ_{\max}$  ja enintään alue  $Q_Y ABQ_{\max}$ . Niinpä haitan kärsijöiden kannattaa kokoontua yhteen ja maksaa vehnänviljelijöille vähintään alueen  $ABQ_{\max}$  suuruinen korvaus siitä, että he vähentäisivät vehnän tuotantoa  $Q_{\max}$ :sta  $Q_Y$ :in. Vehnänviljelijöiden kannattaa hyväksyä tarjous, sillä heille tuotannon vähentäminen  $Q_{\max}$ :sta  $Q_Y$ :in aiheuttaa korkeintaan alueen  $Q_Y A Q_{\max}$  suuruisen hyvinvointitappion. On helppo huomata, että markkinaratkaisulla saavutetaan samansuuruinen kokonaisylijäämä kuin keskitetyllä ratkaisulla eli alue  $OCAD$ .

Vaikka teoriatasolla keskitetty ja markkinaratkaisu tuottavat samanlaisen yhteiskunnallisen optimin, niin käytännössä tulokset saattavat olla hyvinkin erilaiset. Tämä johtuu ennen kaikkea päätöksentekoinstituutioiden toiminnasta, omistusoikeuksien määrittelystä ja vaihdantakustannuksista. Keskitetyssä ratkaisussa oletettiin, että päätöksentekijällä on täysi tietämys biodiversiteetin vähenemisen aiheuttamasta yhteiskunnallisesta rajakustannuksesta ja vehnän kysynnästä ja tarjonnasta, jolloin hän voi erehtymättömästi asettaa pigoulaisen veron tasolle, joka johtaa yhteiskunnallisen optimin saavuttamiseen. Pigoulainen ratkaisu itse asiassa vaatii, että yhteiskunnan hyvinvointifunktio tunnetaan. Epätäydellisen informaation maailmassa edes likimäärin riittävän informaation kerääminen yhteiskunnan hyvinvointifunktiosta olisi kallis toimenpide (puuttumatta nyt lainkaan siihen, että koko hyvinvointifunktion käsite on kiistanalainen). Lisäksi olisi kyettävä vakuuttamaan riittävä määrä päätöksentekijöitä siitä, että informaatiota on riittävästi ja että se on oikeansuuntaista. Prosessin eri vaiheissa aiheutuu toisin sanoen huomattava määrä erilaisia vaihdantakustannuksia, joilla on vaikutuksensa lopputulokseen. Lisäksi on huomattava, että pigoulainen ratkaisu käy mahdottomaksi, mikäli oletetaan, että viljelijät omistavat ympäristön ja sitä kautta biodiversiteetin. Tällöin ei ole oikeudellisesti mahdollista asettaa veroa  $t$  viljelijöiden tuottamalle vehnälle.

Coaselaisessa ratkaisussa omistusoikeuksien rooli riippuu vaihdantakustannuksista. Nk. *Coasen teoreeman* mukaan alkuperäinen omistusoikeuksien jakautuminen ei vaikuta resurssien optimaaliseen kohdentumiseen, mikäli vaihdantakustannukset ovat nolla (SCHMID 1987). Tämä on todettavissa kuvioista 5. Piste A on prosessin lopputuloksena riippumatta siitä, kumpi ryhmä katsotaan ympäristön omistajiksi, vehnänviljelijät vai biodiversiteetin kuluttajat. Jos biodiversiteetin kuluttajat omistavat ympäristön, niin silloin heidän kannaltaan on rationaalista vaatia, että vehnänviljelijät vähentävät tuotantonsa  $Q_Y$ :in, koska pisteessä A vehnän ja biodiversiteetin tuotannon  $YRH = YRK$ . Viljelijöiden on suostuttava vaatimukseen ilman korvausta, koska täydelliset omistusoikeudet takaavat biodiversiteetin kuluttajille heidän omistusoikeuksiensa voimaansaattamisen. Huomionarvoista on,

että vaikka yhteiskunnallinen optimi vehnän ja biodiversiteetin tuotannon suhteen on sama kuin viljelijöiden toimiessa ympäristön omistajina, hyvinvoinnin jakautuminen tapahtuu eri tavalla. Toimiessaan ympäristön omistajina viljelijöille kompensoidaan tuotannon vähentämisestä aiheutuvat kustannukset eli heidän tuottajan ylijäämänsä (alue JKE kuvassa 5b) säilyy muuttumattomana, vaikka vehnän tuotanto putoaa  $Q_{\max}$ :sta  $Q_y$ :in. Sen sijaan biodiversiteetin (ja vehnän) kuluttajien toimiessa ympäristön omistajina, vehnäntuottajien on pudotettava tuotantoaan ilman korvausta, jolloin heidän tuottajan nettoylijäämäkseen muodostuu alue JLF (kuva 5b). Koska kokonaisylijäämä on molemmissa tapauksissa sama, kysymykseen ei voi tulla muuta kuin tulonsiirto kuluttajilta tuottajille tai päinvastoin.

Pigoulainen veronasetanta aiheuttaa myös vaikutuksia hyvinvoinnin jakautumiseen, joskin silloin keskeisimpään asemaan nousee se, kuinka  $t$ :n tuottama verokertymä käytetään. Jos se jaettaisiin suorana tulotukena takaisin vehnänviljelijöille, niin silloin lopputulos olisi sama kuin coaselaaisessa ratkaisussa, jossa viljelijät toimivat ympäristön omistajina. Jos verokertymä puolestaan käytettäisiin kuluttajien hyvinvoinnin kohentamiseen, niin silloin hyvinvoinnin muutos vastaisi tilannetta, jossa kuluttajat toimivat ympäristön omistajina. On kuitenkin muistettava, että verokertymän käytöstä päättäminen on jälleen kerran prosessi, jonka läpivieminen ei voi toteutua ilman vaihdantakustannuksia.

Coaselaisten ratkaisun immuniteetti omistusoikeuksien alkuperäisen määrittelyn suhteen pitää kuitenkin paikkansa vain siinä tapauksessa, että vaihdantakustannukset ovat olemattomat. Mitä korkeammiksi vaihdantakustannukset nousevat, sitä suurempi vaikutus omistusoikeuksien alkuperäisellä jakautumisella on toteutuvaan resurssien kohdentumiseen. Lisäksi on huomattava, että omistusoikeuksien puutteellinen määrittely on ongelma sekä coaselaisten että pigoulaisen ratkaisun kannalta, koska se mitä todennäköisimmin nostaa vaihdantakustannuksia. Pigoulaisessa vaihtoehdossa päätöksenteko muodostuu vaikeasti hallittavaksi, ellei selvää näkemystä eri osapuolien vastuista ja velvollisuuksista kyetä konstruoimaan. Coaselaaisessa tapauksessa neuvotteluprosessi käy mahdottomaksi, jos osapuolet eivät kykene varmistumaan toistensa kauppatavarasta eli neuvottelun kohteena olevien omistusoikeuksien todellisesta luonteesta.

Coasen teoreema voidaan muotoilla toisellakin tavalla: jos vaihdantakustannukset ovat alhaiset, omistusoikeuksien määrittelyllä ei ole juurikaan vaikutusta resurssien kohdentumiseen yhteiskunnassa (POSNER 1993). Toteamus johtaa helposti johtopäätökseen, että omistusoikeuksilla ei ole merkitystä. Näin ei kuitenkaan ole, sillä vaikka resurssien kohdentuminen sinänsä ei muuttuisi, omistusoikeuksien uudelleen määrittely vaikuttaa suuresti resurssien käytöstä syntyvän hyvinvoinnin jakautumiseen, kuten aikaisemmista esimerkeistä on selvästi käynyt ilmi. Samoin on virheelistä kuvitella, että instituutiot yleisemminkin olisivat merkityksettömiä yhteiskunnan resurssien kohdentamisen kannalta. Erilaisten yhteiskunnallisten instituutioiden olemassaolo, niin taloudellisten kuin poliittistenkin, perustuu tarpeelle koota ja välittää ihmisten preferenssejä, joihin perustuen resurssien kohdentaminen viime

kädessä tapahtuu. Vaihdamakustannukset ovat tämän prosessin väistämätön sivutuote. Niistä ei voida kokonaan päästä eroon, mutta niitä voidaan vähentää sopivalle institutionaalisella suunnittelulla. Markkinatalouden suosio pohjautuukin viime kädessä sen kykyyn välittää oikeellista informaatiota ihmisten preferensseistä hyvin alhaisin vaihdantakustannuksin. Mutta markkinatalouskin on tehokas vain silloin, kun omistusoikeudet ovat yksikäsitteisesti määritellyt. Kysymys kuuluukin, voidaanko markkinat opettaa välittämään julkishyödykkeisiin, kuten biodiversiteettiin, liittyviä preferenssejä vai onko kehitettävä muita yhteiskunnallisia instituutioita siihen suuntaan, että niiden toimintaan liittyvät vaihdantakustannukset pienenisivät.

## 8 Globaali näkökulma

Liian usein unohtuu, että biodiversiteetti on globaali julkishyödyke. Jonkin vain Suomelle tyypillisen lajin sukupuuttoon kuoleminen tai biotoopin lopullinen häviäminen ovat menetyksiä, jotka koskevat muitakin maapallon asukkaita kuin suomalaisia. Ja valitettava tosiasia on, että biodiversiteetti on monissa kehitysmaissa ja teollistumisen alkuvaiheessa olevissa maissa suuremman uhan alaisena kuin Suomessa. Väestön liikakasvun aiheuttama ympäristönkuormitus ja monenlaiset yleisen köyhyyden ympäristöseuraamukset ovat biodiversiteetin kannalta keskeisiä maailmanlaajuisia uhkia, vaikka niiden vaikutus Suomessa on hyvin vähäinen. Ei ole ollenkaan kaukaa haettua ajatella, että on varsin itsekästä kysyä, kuinka biodiversiteetin säilymistä voitaisiin Suomessa edistää. Oikea kysymys kuuluu pikemminkin, millaisella päätöksenteolla voidaan edistää biodiversiteetin säilymistä maailmanlaajuisesti. Tämä tietysti lisää huomattavasti ongelman vaikeusastetta, joka jo kotimaisellakin tasolla on aivan riittävä.

PANAYOTOU (1994) esittää näkemyksen, että biodiversiteetin säilyttäminen on kehitysmaiden osalta ennen kaikkea maankäyttökysymys. Koska maa on kehitysmaissa tärkein tuotannontekijä, biodiversiteetin säilyttäminen on kehittämisen eikä suojeleongelma. Kehittyneiden maiden globaali näkemys biodiversiteetistä merkitsee, että kehitysmaat nähdään biodiversiteetin hoitajina, jotka onnistuessaan tehtävässään hyödyttävät sekä itseään että muuta ihmiskuntaa. Kehitysmaalle biodiversiteetin säilyttäminen merkitsee kuitenkin useimmiten maankäytön rajoittamista, jolloin syntyy vaihtoehtokustannuksia, kun maata ei voi käyttää asutukseen tai sitä ei voi raivata pelloksi. Onkin varsin ymmärrettävää, että monet kehitysmaat eivät ole kiinnostuneita biodiversiteetin säilyttämisestä, ellei niille taata täyttä kompensatiota biodiversiteetin ylläpidon takia menetettävistä vaihtoehtoisista tuotoista. Valitettavasti sellainen mekanismi puuttuu, joka maailmanlaajuisesti pystyisi arvottamaan biodiversiteetin ylläpidon kustannukset ja vaihtoehtois-kustannukset ja samalla saattamaan halukkaat kaupankäyntiosapuolet yhteen.

PANAYOTOUN (ibid.) ratkaisu ongelmaan on menettely, jota hän kutsuu nimellä *siirrettävät kehittämisoikeudet* (transferable development rights). Jos biodiversiteetin hoitamisen keskeisin tavoite on suojelu eikä luonnonresurssien omistusoikeuksien uusjako, niin ensimmäiseksi kehitysmaille on taattava, että niillä on täysi oikeus kehittää hallussaan olevia resursseja kansallisen hyvinvoinnin maksimoinnin pohjalta. Tällöin ainoa neuvottelunvarainen asia on, millaisilla ehdoilla tietty kehitysmää suostuu vapaaehtoisesti luopumaan jonkun biodiversiteetin säilymisen kannalta kriittisen habitaatin kehittämisestä. Syntyy siirrettävien kehittämisoikeuksien markkinat, joilla muodostuva tasapainohinta määrää kehittämisoikeuksien rahallisen arvon ilman, että biodiversiteetin tai maan arvoa itsessään määritetään. Kehittämisoikeuksien kauppa voidaan hoitaa myös vaihtokauppana ilman eksplisiittistä rahallisen arvon käyttöä: biodiversiteetin säilymisen kannalta parasta maatalouspolitiikkaa saattaisi olla ratkaisu, jossa arvokkaan sademetsähabitaatin raivaus pihvikarjan laitumeksi estettäisiin vaihtamalla sen kehittämisoikeudet kotimaisen ylijäämäpellon kehittämisoikeuksiin.

On varsin vaikea arvioida, olisiko siirrettävien kehittämisoikeuksien järjestelmä todella toteutettavissa käytännössä. Se pitäisi sisällään jonkinasteisen omistusoikeuksien uudelleenmäärittelyn, jolloin asiaan liittyvien vaihdantakustannusten määrä nousisi todennäköisesti varsin korkeaksi. Joka tapauksessa on kuitenkin selvää, että teollisuusmaiden on tavalla tai toisella kyettävä huolehtimaan kehitysmaille biodiversiteetin ylläpidosta aiheutuvista *ylimääräisistä kustannuksista* (incremental costs), mikäli kehitysmaat aiotaan motivoida osallistumaan maailmanlaajuiseen yhteistyöhön biodiversiteetin säilyttämiseksi. Ylimääräiset kustannukset ovat määriteltävissä globaalisti kannattavan biodiversiteetin suojeluprojektin kansallisella tasolla aiheuttamien haittojen ja hyötyjen erotukseksi (PERRINGS & OPSCHOOR 1994). Siirrettävät kehittämisoikeudet on ensimmäinen varteenotettava periaatteessa toiminnallistettavissa oleva ehdotus, jolla kehitysmaille biodiversiteetin säilyttämisestä koituvat ylimääräiset kustannukset saadaan järjestelmällisesti kompensoitua. Siirrettävien kehittämisoikeuksien järjestelmä on joka tapauksessa ainoa coaselaiseen lähestymiseen perustuva ratkaisuvaihtoehto, jonka avulla voitaisiin globaalisti huolehtia biodiversiteetin säilymisestä.

On tietysti vaikeata arvioida, kumpi lähestyminen, coasalainen vai pigoulainen toimii paremmin ylikansallisessa kontekstissa. Pigoulaista ratkaisua vastaan puhuvat kuitenkin mm. BARRETTIN (1994) tulokset. Hän lähestyy ongelmaa peliteorian keinoin ja päätyy melko lohduttomaan lopputulokseen. Hänen mukaansa voidaan osoittaa, että riippuen parametrien arvoista ja mallin spesifikaatiosta biodiversiteetin ylläpitämiseen tähtäävä sopimusjärjestelmä voi tuottaa sekä yhteistoiminnallisia että ei-yhteistoiminnallisia ratkaisuja. Parhaat saavutettavissa olevat ratkaisut ovat kuitenkin hyvinvointivaikutuksiltaan melkein yhteneväiset, yhteistoiminnallinen ratkaisu tuottaa ainoastaan hieman suuremman hyvinvoinnin lisäyksen maailman mittakaavassa. Ongelmana on, että todella laajapohjainen sopimus ei pysty tuotta-

maan yhteistoiminnallista ratkaisua, vaikka sen hyödyt tässä tapauksessa olisivatkin merkittävästi ei-yhteistoiminnallista vaihtoehtoa suuremmat.

YK:n ympäristö- ja kehityskonferenssissa (UNCED) Rio de Janeirossa vuonna 1992 luonnostellun *biodiversiteettisopimuksen* (the convention on biological diversity) kannalta BARRETTIN (ibid.) tulos on tietysti huolestuttava, koska se vähentää uskoa sopimuksen toimivuuteen. Aivan erityisen huolestuttavaksi tilanne muuttuu silloin, jos oletetaan, että kehitysmaiden insentivi biodiversiteetin suojeluun on heikko ilman toimivaa kansainvälistä sopimusta ja kompensatiojärjestelmää. Jos taas oletetaan, että kehitysmailla on jo valmiiksi vahva yksipuolinen intressi biodiversiteetin suojeluun tai että ne eivät yhteistoiminnallisen ratkaisun toteutuessaan suojelisi nykyistä enemmän biodiversiteettiä, niin tulos ei ole hälyttävä. Edellä on kuitenkin käynyt selvästi ilmi, että useimmissa kehitysmaissa ainakin lyhyellä tähtäimellä preferoidaan muita maankäyttömuotoja kuin biodiversiteetin suojelua. Näin ollen BARRETTIN (ibid.) peliteoreettisen mallin tuloksista voidaan tehdä se johtopäätös, että Rion biodiversiteettisopimus ei välttämättä tule onnistumaan tavoitteissaan. Tämä ei kuitenkaan tarkoita sitä, että kansainvälinen yhteistyö biodiversiteetin suojelussa olisi tarpeetonta ja merkityksetöntä. Kansainvälisen tason politiikan teon vaikeuksista huolimatta biodiversiteetti on äärimmäisen tärkeä globaali julkishyödyke, jonka merkitys tulevaisuudessa vain lisääntyy.

Pigoulainen lähestyminen biodiversiteetin suojeluun ylikansallisine sopimuksineen ja sitoutumisineen on vaikeasti toteutettavissa, koska kansainvälisen oikeuden luonne ei mahdollista todellisten rangaistusten langettamista sopimusten rikkojille. Tässä suhteessa tilanne eroaa suuresti kansallisesta tasosta, jossa pigoulaiset ratkaisut ovat uskottavasti toteutettavissa, koska sanktiot yhtä hyvin kuin insentivit voidaan tehdä todellisemmiksi. Kansainvälisessä kontekstissa asia näyttää kuitenkin vahvasti toiselta. Siksi vallitsevassa tilanteessa coaselaisten lähestymistapojen kehittäminen biodiversiteetin kansainvälisessä suojelussa tuntuu kaikkein järkevimältä vaihtoehdolta.

## 9 Johtopäätökset ja yhteenveto

Maatalouspolitiikka on uusien ympäristöllisten haasteiden edessä. Maatalouden perinteinen rooli elintarvikkeiden tuottajana on muuttumassa niin kotimaisten paineiden kuin ulkoistenkin tekijöiden seurauksena. Suomen EU-jäsenyys asettaa uudentyypisen tuki- ja hintapolitiikan myötä vanhat maatalouspoliittiset totuudet tiukkaan puntariin, kun yhä suurempi osa viljelijöiden tulosta on suoraa tulotukea. Samaan aikaan kuluttajat ja veronmaksajat ovat heränneet havaitsemaan ympäristöarvojen yhä kasvavan tärkeyden. Kun tähän yhdistetään maatalouden suuri vaikutus monien ympäristöressurssien laatuun, niin on oikeastaan itsestään selvää, että maatalous on hahmotettavissa merkittäväksi ympäristöhyödykkeiden tuottajaksi. Yksi



tärkeimmistä maatalouden tuottamista ympäristöhyödykkeistä on biodiversiteetti eli luonnon biologinen monimuotoisuus, johon perustuu ekosysteemien kyky palautua ulkoisista shokeista, uusiutua ajan myötä ja periyttää rakenteitaan.

EU-jäsenyyden myötä otettiin käyttöön maatalouden ympäristötukijärjestelmä, jonka tavoitteisiin kuuluu maatalousekosysteemien monimuotoisuudesta huolehtiminen. Ympäristötukijärjestelmä on ensimmäinen maatalouspoliittinen ohjauskeino, jonka kautta suuremmissa määrin kanavoidaan varoja biodiversiteetin ylläpitoon. On kuitenkin huomattava, että biodiversiteettimyönteisyydestään huolimatta ympäristötukijärjestelmän painopiste on maatalouden ravinnehuuhtoumien vähentämisessä. Biodiversiteetin suojelun kannalta keskeisessä asemassa on ympäristötuen erityistuki, jota voidaan käyttää mm. luomuviljelyyn siirtymiseen, perinnebiotooppien (niityt, hakamaat ym.) raivaukseen ja kunnostukseen sekä arvokkaiden pienbiotooppien (pientareet, peltosaarekkeet) säilyttämiseen. Kuitenkin jo pelkästään ympäristötuen perustuen vastaanottaminen velvoittaa viljelijää huolehtimaan luonnon monimuotoisuuden säilyttämisestä.

Taloudellisena käsitteenä biodiversiteetti on tulkittavissa julkishyödyke-luontoiseksi ympäristöhyödykkeeksi. Biodiversiteetti on siten kaikkien yhteisesti käytettävissä, ketään ei voida sulkea sen käytön ulkopuolelle. Tiettyyn rajaan saakka pitää paikkansa myös se, että lisäkäyttäjät eivät vähennä aiempien käyttäjien kokemaa hyötyä. Yksi mahdollinen tulkinta on, että biodiversiteetti on osa laajempaa julkishyödykekokonaisuutta eli maaseutu ympäristöä, joka koostuu esteettisestä (maaseutumaisema) ja ekologisesta (biodiversiteetti) dimensiosta. Julkishyödykekokonaisuus voidaan mieltää varannoksi, jonka arvoa erilaisten viljelytoimenpiteiden tuottamat positiiviset tai negatiiviset ulkoisvaikutukset lisäävät tai vähentävät. Jotta biodiversiteetin tuotannollinen merkitys tulisi oikein tulkituksi, on syytä luopua uusklassisen taloustieteen suosimasta tuotannontekijöiden pääoma-työ -kaksijaosta ja korvata se klassisen taloustieteen pääoma-työ-maa -kolmijaolla. Tällöin korostuu se tosiseikka, että biodiversiteetti (joka sisältyy ”maahan”) ei suinkaan ole ”pääoman” osa ja siten vain tiettyyn rajaan saakka korvattavissa ”pääomalla”.

Tehokkain yksittäinen toimenpide biodiversiteetin suojelussa on luomutuotantoon siirtyminen. Tämä perustuu siihen, että luomuviljely on biologisine torjuntoinen ja viljelykiertoineen luonnollisin tuotantotapa ylläpitää biodiversiteettiä. Tavanomainen viljely sen sijaan suhtautuu biodiversiteettiin ikään kuin se olisi tuotannon kannalta haitallinen tekijä. Seurauksena on, että tavanomaisen viljelyn taloudellinen optimi toteutuu hyvin lähellä viljelyekosysteemin biodiversiteettimäärän kriittistä kynnyksarvoa, jonka alittuminen johtaa koko viljelyekosysteemin tuotannollisen potentiaalinsa romahtamiseen. Luomutuotannossa tätä vaaraa sen sijaan ei ole, koska lisääntyvän biodiversiteetin vaikutus taloudelliseen tulokseen on luomutuotannossa pitkään positiivinen. Toisin sanoen luomutuotannon harjoittaminen johtaa automaattisesti biodiversiteetin suojelun kannalta riittävään turvamarginaaliin. Koska turva-

marginaalin olemassaolo on myös yhteiskunnan kannalta tärkeä tekijä, voidaan olettaa, että luomutuotanto tässä suhteessa on lähempänä yhteiskunnan tavoittelemaa biodiversiteetin määräoptimia kuin tavanomainen tuotanto.

Valitettavasti yhteiskunnan kannalta optimaalista biodiversiteetin määrää ei voida yksikäsitteisesti ratkaista. Tietoa biodiversiteetin suojelun kustannuksista ja hyödyistä ei ole riittävästi. Kuitenkin asiaan liittyvä päätöksenteko on saatava jotenkin hoidetuksi. Tällöin voidaan korostaa joko yksilön tai yhteiskunnan vastuuta. Yksilön vastuun korostaminen merkitsee, että yksilö sitoutuu tiettyihin yhteisiin eettispohjaisiin tavoitteisiin ja toimii niiden mukaan, vaikka näin toimien hän ei saavuta mitään erityistä henkilökohtaista hyötyä. Yhteiskunnan vastuun korostaminen tarkoittaa sitä, että yhteiskunnallisen päätöksenteon kautta asetetaan biodiversiteetin ylläpitämiseen liittyvä tavoite, jonka jälkeen ihmisten toimintaa ohjataan institutionaalisiin keinoin siten, että asetettu tavoite saavutetaan. Keskeisin institutionaalinen väline on omistusoikeuksiin vaikuttaminen tavalla tai toisella. Tästä puolestaan aiheutuu yleensä vaihdantakustannuksia, jotka omalta osaltaan heijastuvat päätöksentekoon ja saavutettavan lopputuloksen hyvyyteen.

Yhteiskunnallinen ohjaus voi perustua kahteen eri filosofiaan: pigoulaiseen ja coaselaaiseen. Pigoulaisessa mallissa yhteiskunta erilaisin arvottamismenetelmin arvioi ulkoisvaikutusten haitat ja hyödyt ja sen jälkeen kohdistaa relevantteihin osapuoliin kannustumia tai sanktioita, joiden tarkoituksena on internalisoida ulkoisvaikutukset siten, että yhteiskunnan kannalta optimaalinen biodiversiteetin määrä saadaan tuotettua. Coaselaaisessa mallissa lähdetään siitä, että yhteiskunta ei suoraan yritä institutionaalisiin keinoin puuttua ihmisten toimintaan. Institutionaalisen muutoksen tarkoituksena on parantaa yhden taloudellisen instituution eli markkinoiden toimivuutta siten, että ulkoisvaikutuksista kärsivät ja niistä hyötyvät kykenevät neuvotteluteitse pääsemään sopimukseen tuotettavan julkishyödykkeen optimaalisesta määrästä. Coaselaisten lähestymisen tarkoituksena on toisin sanoen luoda markkinat sinne, mistä ne aiemmin ovat puuttuneet.

Molemmilla ratkaisuilla on omat hyvät ja huonot puolensa. Pigoulaisen lähestymisen vahvuus on perinteeseen nojaaminen: valtaosa yhteiskunnallisesta päätöksenteosta on totuttu tekemään tällä menetelmällä, joka vaatii kulloisessakin ulkoisvaikutuksen internalisointitapauksessa suhteellisen pieniä institutionaalisia muutoksia. Heikkoutena voidaan pitää sitä, että ulkoisvaikutusten arvottaminen on monesti varsin monimutkainen prosessi eivätkä käytettävissä olevat arvottamismenetelmät välttämättä kykene paljastamaan kansalaisten todellisia preferenssejä. Coaselaisten lähestymisen ehdoton etu on se, että mitään ulkopuolisen tahon tekemää preferenssien paljastamista ei tarvita, koska ratkaisu syntyy neuvotteluosapuolten saavuttaessa markkinatasapainon. Huonona puolena voidaan puolestaan pitää sitä, että markkinoiden luominen aiemmin markkinattomille hyödykkeille vaatii suuria institutionaalisia muutoksia, joiden toteuttaminen ei yleensä ole mahdollista ilman korkeiksi kohoavia vaihdantakustannuksia. Ja mitä korkeammiksi vaihdantakustannukset kohoavat

institutionaalisen muutoksen yhteydessä, sitä todennäköisemmin muutos jää toteutumatta.

Biodiversiteetistä puhuttaessa pitää aina muistaa, että kyseessä on itse asiassa globaali julkishyödyke. Jo kansallisen tason päätöksenteko on biodiversiteettiin liittyvissä kysymyksissä vaikeata, mutta kuvio monimutkaistuu vielä huomattavasti, kun siirrytään kansainväliselle foorumille, jossa kehitysmaiden ja teollisuusmaiden intressit ovat ristiriidassa keskenään. Kehitysmaat näkevät biodiversiteetin merkityksen korostamisen teollisuusmaiden yritykseksi puuttua kehitysmaiden suvereniteettiin luonnonvarojensa hyödyntäjänä. Teollisuusmaat puolestaan kokevat, että kehitysmaat vaarantavat maailmanlaajuisen kestäväen kehityksen uusiutuvien luonnonvarojen ympäristön kantokyvyn ylittävällä käytöllä. Koska ylikansalliset sopimukset (kuten Rion biodiversiteettisopimus v. 1992) ovat vaikeasti voimaansaatettavissa ja koska niitä on vaikea ellei mahdoton uskottavasti valvoa, niin myös kansainvälisellä tasolla on tarvetta coaselaisten eli markkinapohjaisten ratkaisujen kehittämiseen biodiversiteetin suojelemiseksi. Yhtenä esimerkkinä tästä voidaan pitää siirrettäviä kehittämisoikeuksia.

Yhteenvedon voidaan todeta, että biodiversiteetin taloustieteellistäminen ja asettaminen laajempaan yhteiskunnalliseen viitekehykseen onnistuu vasta, kun talous- ja muut yhteiskuntatieteilijät ymmärtävät riittävästi biodiversiteetin ekologista olemusta. Ekosysteemien epälineaarisuus ja kynnysarvojen olemassaolo yhdistettynä puutteelliseen tietoon ekologisten prosessien todellisesta luonteesta merkitsevät sitä, että perinteiseen optimointiajatteluun perustuva taloustieteellinen lähestyminen ei sovellu biodiversiteetin käsittelyyn. Tavanomainen maatalous-ekonomia, joka perustuu ajatukseen tuotannontekijöiden jatkuvasta korvattavuudesta, ei kykene riittävässä määrin ottamaan huomioon niitä luomuviljelyn erityispiirteitä, jotka ovat biodiversiteetin säilyttämisen ja kehittämisen kannalta ensiarvoisen tärkeitä. Maatalouden ympäristötuki biodiversiteettimyönteisyydessään on askel oikeaan suuntaan, mutta se ei yksinään riitä. Tarvitaan täydellistä maatalouden tuotantoajattelun muutosta. On ymmärrettävä, että maatalous on muutakin kuin elintarvikkeiden tuotantoa. Tulevaisuudessa maatalouden yhteiskunnallinen merkitys ja painoarvo määräytyy sen mukaan, kuinka hyvin maatalous on sisäistänyt uuden roolinsa julkishyödykeluontoisten ympäristöhyödykkeiden tuottajana. Siinä on myös biodiversiteetin suojelulla keskeinen sijansa.

## KIRJALLISUUS:

- AAKKULA, J. 1994. *Biodiversiteetti maatalouden näkökulmasta*, s. 86-100. Teoksessa "Biodiversiteetti ja tuotantoelämä", toim. J. Hiedanpää. SYKE ja PKTK -julkaisu, Pori.
- ANON. 1994. *Ehdotus maatalouden ympäristöohjelmaksi*. MMM työryhmämuistio 1994:19. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki.
- ANON. 1995. *Maatalous maaseudun monimuotoisuuden ylläpitäjänä*. MMM työryhmämuistio 1995:4. Maa- ja metsätalousministeriö. Helsinki.
- BARRETT, S. 1994. "The Biodiversity Supergame". *Environmental and Resource Economics*, Vol. 4(1, February 1994): 111-122.
- BAUMOL, W. J., JA W. E. OATES. 1988. *The Theory of Environmental Policy*. 2nd ed. Cambridge University Press, New York, U.S.A.
- BOADWAY, R. W., JA N. BRUCE. 1986. *Welfare Economics*. Basil Blackwell Ltd, Oxford, Great Britain.
- EGGERTSSON, T. 1990. *Economic Behavior and Institutions*. Cambridge University Press, New York, U.S.A.
- GREN YM. 1994. I-M. Gren, C. Folke, K. Turner ja I. Bateman: "Primary and Secondary Values of Wetland Ecosystems". *Environmental and Resource Economics*, Vol. 4(1, February 1994): 55-74.
- HAILA, Y. 1994. *Biodiversiteetti ja luonnonsuojelu*, s. 27-40. Teoksessa "Biodiversiteetti ja tuotantoelämä", toim. J. Hiedanpää. SYKE ja PKTK -julkaisu, Pori.
- HANLEY, N. D. 1991. *Farming and the Countryside. An Economic Analysis of External Costs and Benefits*. CAB International, Great Britain.
- HARGROVE, E. C. 1989. *Foundations of Environmental Ethics*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, U.S.A.
- JOHANSSON, P-E. 1991. *An Introduction to Modern Welfare Economics*. Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain.
- KOIKKALAINEN, K. 1995. *Luonnonmukaisen ja tavanomaisen viljelyn suhteellinen kannattavuus*. Käsikirjoitus (Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos).
- NORTH, C. D. 1990. *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*. Cambridge University Press, U.S.A.
- NOSS YM. 1995. R. F. NOSS, E. T. LAROE JA J. M. SCOTT: *Endangered Ecosystems of the United States: A Preliminary Assessment of Loss and Degradation*. National Biological Service. Washington D. C., U.S.A.
- OECD 1994. *Agricultural Policy Reform: New Approaches. The Role of Direct Income Payments*. OECD, Paris, France.
- O'NEILL, J. 1993. *Ecology, Policy and Politics: Human Well-Being and the Natural World*. Routledge, London, Great Britain.
- PANAYOTOU, T. 1994. "Conservation of Biodiversity and Economic Development". *Environmental and Resource Economics*, Vol. 4(1, February 1994): 91-110.

- PEARCE, D. W. JA TURNER, R. K. 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Great Britain.
- PERRINGS, C., JA H. OPSCHOOR. 1994. "The Loss of Biological Diversity: Some Policy Implications". *Environmental and Resource Economics*, Vol. 4(1, February 1994): 1-12.
- PERRINGS, C., JA D. PEARCE. 1994. "Treshold Effects and Incentives for the Conservation of Biodiversity". *Environmental and Resource Economics*, Vol. 4(1, February 1994): 13-28.
- POSNER, R. A. 1993. "Nobel Laureate Ronald Coase and Methodology". *Journal of Economic Perspectives*, Vol. 7(4, Fall 1993): 195-210.
- RANDALL, A. 1987. *Resource Economics - An Economic Approach to Natural Resource and Environmental Policy*. 2nd ed. John Wiley & Sons, U.S.A.
- RANDALL, A. 1993. "Thinking about the Value of Biodiversity". *Scandinavian Forest Economics*, No. 34: 4-17.
- SALO, J. 1994. *YK:n ympäristö- ja kehityskokous: Ympäristön ja kestävä kehityksen avioliitto*, s. 15-26. Teoksessa "Biodiversiteetti ja tuotantoelämä", toim. J. Hiedanpää. SYKE ja PKTK -julkaisu, Pori.
- SCHMID, A. A. 1987. *Property, Power, and Public Choice - An Inquiry into Law and Economics*. Praeger Publishers, New York, U.S.A.
- SIIKAMÄKI, J. 1995. *Torjunta-aineiden käytön vähentämisen arvo: contingent valuation -tutkimus kuluttajien maksuhalukkuudesta*. Pro gradu-tutkielma, Helsingin yliopisto, taloustieteen laitos. Käsikirjoitus (Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos).

## KASVIHUONEILMIÖ - BIOENERGIAN KÄYTTÖNÄKYMÄT YHDYSVALLOISSA

JUKKA PELTOLA\*)

### Greenhouse effect - bioenergy utilization possibilities in USA

**Abstract.** The report describes shortly the main CO<sub>2</sub>-emission reduction alternatives of the agricultural sector, that is storing of CO<sub>2</sub> into biomass and production of biofuels for fossil fuel replacements. In the second part, biofuels and biomass feedstock production and processing possibilities in USA are reviewed in order to learn the state of the research there. The report attempts to clarify reasons affecting profitability of biofuels both from economic and environmental point of views. In the last part of the report, Finnish bioenergy production possibilities are evaluated in the light of US experience.

---

**Index words:** greenhouse gases, biomass energy, nonfood production

---

### Miten kasvihuoneilmiö ja bioenergiatutkimus liittyvät toisiinsa

Uusiutuvien energialähteiden tutkimus oli innokasta 1970-luvulla energiakriisin seurauksena. Sittemmin innostus laantui kahdeksankymmentä luvulla, mutta nyt se on virinnyt uudestaan. Alunperin tutkimus käynnistyi, koska pelättiin fossiilisten polttoaineiden nopeasti ehtyvän maapallolta. Viimeaikaisen tutkimusinnon takana ei niinkään ole uhkaava luonnonvarojen ehtyminen vaan ennemminkin ympäristönsuojelullinen päämäärä, tarve tuottaa mahdollisimman saasteetonta energiaa.

Ympäristönsuojelulliselta kannalta päänvaivaa aiheuttaa paljon puhuttu kasvihuoneilmiö. Kasvihuoneilmiöllä tarkoitetaan sitä, että nk. kasvihuonekaasut maan ilmakehässä toimivat kuin kasvihuoneen lasit. Ne päästävät auringon lämpöenergian kaasuverhon läpi maanpintaa lämmittämään, mutta samalla estävät auringon lämpöä heijastumasta takaisin avaruuteen. Tärkein näistä kaasuista on hiilidioksidi (CO<sub>2</sub>), muita ovat mm. metaani (NH<sub>3</sub>) ja fluoriyhdisteet.

---

\*)Artikkeli perustuu pääosin Tenneseen ja Illinoian osavaltioissa sijaitsevista kansallisista tutkimuskeskuksissa tuotettuun aineistoon. Kirjoittaja on maatalous- ja ympäristötaloustieteen jatko-opiskelija Kalifornian yliopistossa, Davisissa

Ihminen on vuosituhansien aikana asuttanut maapallon sopeutuen kutakuinkin vakiona pysyneeseen ilmakehäkaasujen määrään ja sitä myöten tiettyyn maapallon lämpötilatasoon. Jos edellä mainittujen kaasujen määrä lisääntyy (muuttuu), maapallon lämpötilatase muuttuu ja sen seurauksena elinolosuhteet eri maapallon kolkissa saattavat muuttua. Viljavat alueet saattavat muuttua aavikoiksi ja alaville maille voi nousta meri napajäätiköiden sulaessa. Ongelmana on kuitenkin, että aiheesta ei ole olemassa kiistatonta tutkimustietoa, ja sen vuoksi muutoksiin on vaikea varautua. *Cline* (1992) on pohtinut näitä seikkoja taloustieteellisestä näkökulmasta katsoen.

## **Miten ilmaston muutosta voitaisiin hidastaa?**

Ilmaston muutosta voidaan yrittää lievittää alentamalla ilmakehässä olevien kasvihuonekaasujen pitoisuuksia tai vähintäänkin pysäyttämällä niiden määrän kasvu. Yksi tärkeimmistä kasvihuonekaasuista on hiilidioksidi. Ilmakehän hiilidioksidipitoisuutta voidaan säädellä periaatteessa kahdella tavalla, joko a) vähentämällä ilmakehään joutuvan kaasun määrää, tai b) sitomalla aikaisempaa enemmän ilmakehän hiilidioksidia takaisin materiaan maapallolle.

Suurin osa ilmakehän hiilidioksidista syntyy fossiilista polttoainetta käyttävästä energiantuotannosta. Fossiilisten polttoaineiden käyttö vapauttaa maankuoren mineraaleihin sisältyntä hiilidioksidia ilmakehään nopeammin kuin sitä luonnollisesti maa-ainekseen sitoutuu. Siten ilmakehän hiilidioksidipitoisuutta voidaan tehokkaasti alentaa näiden polttoaineiden käyttöä vähentämällä.

Toinen tärkeä ilmakehän hiilidioksidin määrään vaikuttava tekijä on sellaiset metsähakkuut, joiden seurauksena entiset metsämaat jäävät paljaksi, ilman runsasta peittävää kasvillisuutta. Näin vähentynyt kasvimassa vapauttaa elolliseen luontoon sitoutunutta hiilidioksidia ilmakehään ja toisaalta kasvimassan pienentyessä elollisen luonnon vuosittainen hiilidioksidin sidontakyky laskee. Viime vuosikymmeninä pohjoismaissa harjoitettu metsänhoito metsänuudistuksineen on tässä mielessä ollut pääosin kestäväällä pohjalla. Eteläisellä pallonpuoliskolla usein metsähakkuiden seurauksena maan käyttötarkoitus muuttuu (maanviljely, aavikoituminen). Siten näiden metsien hyödynnys on pääsääntöisesti lisännyt ilmakehässä vapaana olevan hiilidioksidin määrää.

## **Maa- ja metsätalouden rooli**

Maa- ja etenkin metsätalous ovat tärkeitä tekijöitä hiilidioksiikkierron säätelyssä. Hiilidioksidin vähennyskeinot voidaan karkeasti jakaa kahteen: i) fossiilisia energiavaroja voidaan korvata uusiutuvilla energiamuodoilla tai ii) hiilidioksidia

voidaan sitoa ilmakehästä entistä enemmän joko elolliseen tai elottomaan materiaan. Kolmantena mahdollisuutena on energian käytön jyrkkä vähentäminen, mutta tätä vaihtoehtoa ei tuotantoteollisuus sen kummemmin kuin keski-vertokansalaistenkaan keskuudessa näytetä pitävän useinkaan realistisena. Ilmaston muutoksen aiheuttamia muutoksia maa- ja metsätaloudelle Pohjois-Amerikan ja Itä-Aasian alueilla on selostettu mm. raportissa ANON. (1991a).

Hiilidioksidia voidaan sitoa aikaisempaa enemmän ilmakehästä maapallon elolliseen luontoon metsäaloja lisäämällä (vähentämällä sademetsien hakkuita ja aavikoita metsittämällä) ja/tai metsien keskikuutiomääriä kasvattamalla. Toisaalta taas metsien kasvua nopeuttamalla voidaan samalla alalla tuottaa enemmän puuta ja puutavara voidaan käyttää joko pysyvissä kohteissa, kuten esim. rakennusmateriaalina, tai puuaineksella voidaan korvata fossiilisten polttoaineiden energiaa. Edellä mainituissa vaihtoehdoissa hiilidioksidi varastoituu maan pinnalle joko metsissä tai metsäteollisuustuotteissa. Jälkimmäisessä vaihtoehdossa energiantuotannon nettohiilidioksidipäästöt vähenevät. Pitkällä tähtäimellä ainoa kestävä ratkaisu näyttäisi olevan päästöjen vähentäminen. Lyhyellä tähtäimellä ja alueellisesti kuitenkin myös suurempi hiilidioksidin varastointi materiaan saattaisi auttaa asiaa.

Biomassaenergian tuotanto näyttäisi siis olevan toimivin vaihtoehto. Esimerkiksi puuainesta tai selluloosapitoisia peltokasveja voidaan jalostaa joko nestemäiseksi tai lämpöenergiaksi. Hiilidioksidikierto voidaan nähdä periaatteessa suljettuna syklinä, missä nettolisäys ilmakehän hiilidioksidiin aiheutuu ainoastaan kasvatuksessa ja energian jalostusprosessissa käytettävien koneiden päästöinä ja näiden koneiden ja laitteiden valmistuksessa. Kasvintuotannossa kasvit käyttävät ilmakehän hiilidioksidia rakennusaineenaan ja siten sitovat sitä itseensä. Samainen hiilidioksidi vapautuu jälleen ilmakehään energiaa kulutettaessa, esim. puiden poltossa ja jonkin verran hiilidioksidia vapautuu myös biomassaenergian raaka-aineentuotannossa esim. maatalouskoneita käytettäessä. Tutkimusten mukaan kasvinviljelyenergianjalostus -ketjussa aiheutuvat kokonaishiilidioksidipäästöt ovat paljon vähäisemmät tuotettua energiayksikköä kohti kuin fossiilisia polttoaineita käytettäessä. Näin ollen biomassaenergian tuotantoketjun päästövaikutukset ovat fossiilisten polttoaineiden käyttöä vähäisemmät. Käytön lisäämiseksi olisi uusiutuvan energian kuitenkin oltava myös markkinahinnaltaan kilpailukykyistä, mielellään jopa ilman valtion tukea.

## **Biomassaenergian käyttönäkymät USA:ssa**

Suomi ja etenkin Ruotsi ovat olleet erittäin aktiivisia uusiutuvien luonnonvarojen kehittäjinä traditionaalisten metsätaloustuotteiden alalla ja lyhytkiertoisten selluloosakasvien tuotannossa, mutta myös muualla on tutkimusta tehty. Esimerkiksi



Yhdysvalloissa aurinko- ja tuulienergian tutkimus on edennyt pitkälle, molempia jo jossain määrin käytetäänkin, joskin edelleen pääasiassa julkisen tuen turvin, mm. TEKES on arvioinut tätä suomenkielisessä raportissaan (ANON. 1991b). Tuuli- ja aurinkoenergian ohella on myös biomassaenergiatuotannon tutkimus USA:ssa lisääntynyt viimeisen kymmenen vuoden aikana. Biomassaenergiatutkimus on keskittynyt lyhytkiertoisien energiapuun sekä yksi- ja monivuotisista viljelykasveista jalostettavan energian tuotantoon. Tämänhetkisten arvioiden mukaan biomassaenergia voisi vähentää USA:n hiilidioksidipäästöjä vuosittain 5 prosenttia ja tulevaisuudessa, teknologian kehittyessä jopa 20 prosenttia, mikä vastaa noin neljää prosenttia maailman kokonaispäästöistä. Yhdysvaltain energiaministeriö on arvioinut sekä päästöjä että uusiutuvien energialähteiden mahdollisuuksia päästöjen vähentäjänä raportissaan (DELUCHI 1991). Oak Ridge National Laboratory on taas keskittynyt pääasiassa biomassaraaka-aineen tuotantoteknologian kehittämiseen. Hyvä yleiskuva tästä tutkimuksesta on löydettävissä laitoksen vuosiraportista (ANON. 1993).

Yhdysvaltain pohjoisosissa, kuten Minnesotan ja New Yorkin alueilla on tutkittu pajun lyhytkierroista kasvatusta Ruotsin ja Suomen tapaan. Etelämpänä, esim. Tennesseessä ja Kaliforniassa on keskitytty hybridipoppelin (NE388) ja lännen hirssin (switchgrass) käyttöön. Näitä, erityisesti energiantuotantoon tuotettuja kasveja, on sitten verrattu perinteisten viljelykasvien, esim. maissin ja durran käyttöön energiantuotannossa. Lisäksi on alueittain arvioitu mm. eukalyptuksen ja energiaruo'on mahdollisuuksia. Tämän artikkelin tiedot uusiutuvien energialähteiden käyttömahdollisuuksista ja mahdollisista ongelmista perustuvat pääasiassa Oak Ridgen tutkimuslaitoksessa saatuihin tuloksiin.

USA:ssa liikenteen osuus kokonaisenergian tarpeesta on noin neljännes. Suuri osa tästä energiasta on fossiilisia polttoaineita, koska eurooppalaisittain toimivaa raideliikennettä ei juuri ole. Sen vuoksi biomassaa haluttaisiin jalostaa nestemäiseksi liikennepolttoaineeksi, kuten etanoliksi, metanoliksi tai biobensiiniksi. Vaihtoehtoisesti hiiltä voidaan korvata biomassalla kiinteää polttoainetta käyttävissä sähköntuotantolaitoksissa. Sen sijaan suomalaisittain tutulle hakkeen pientuotannolle ja käytölle suoraan lämpöenergiaksi ei näyttäisi olevan laajoja markkinoita. Vuosina 1991-1992 valtion tuella tuotettiin viljaetanolia bensiinin lisäaineeksi, viljaetanolin kattaessa vajaan prosentin bensiinimarkkinoista. Viljaetanolin hinta oli noin 1,80 mk/l (36 c/l), mutta jo lähitulevaisuudessa uskotaan selluloosaetanolia pystyttävän tuottamaan noin 80 p/l (16 c/l), jolloin se olisi bensiinin kanssa kilpailukykyistä ilman valtion tukeakin (bensiniin ja dieselöljyn hinta USA:ssa liikkuu 1-1,5 mk/l tienoilla, sillä merkittäviä polttoaineveroja on tähän saakka ollut poliittisesti mahdotonta asettaa). Alhaisen viljan hinnan vuoksi, myös USA:ssa maanviljelijät olisivat innokkaita löytämään uusia, kannattavia kasvintuotantovaihtoehtoja. Tarkemmin tästä aiheesta kirjottavat mm. BHAT YM. (1991) ja GRAHAM YM. (1992) sekä WRIGHT YM. (1992).

Biomassan tuotantoketju muodostuu raaka-aineen tuotannosta (kasvibiomassa itsessään), sen kuljetuksesta jalostamoon ja itse jalostuksesta. Jakelun odotetaan hoituvan kuta kuinkin nykyisillä polttoaineen jakeluresursseilla. Selvää on, että uusi kasvintuotantoteknologia (koneistus, kasvinvuorottelu, korjuutapa ja -ajankohta jne.) ja -jalostus vaativat runsaasti tutkimus- ja kehitystyötä. Näillä aloilla uskotaan olevan mahdollisuuksia kustannusten alentamiseen seuraavien 10-20 vuoden aikana. Kasvintuotannon tasolla on tärkeää maanlaajuisesti sopivien tuotantoalueitten ja näille alueille parhaiten sopivien kasvien löytäminen. Edelleen tuotantoketjun ympäristövaikutusten arviointi on kolmas tutkimuksen pääalueista, koska se on tärkeä tekijä tuotannon yhteiskunnallisen kannattavuuden määrääjänä.

Yksityistaloudellisesti arvioiden durra näyttää olevan yleensä edullisin biomassavaihtoehto polttoaineen tuotantoon, erityisesti hyvillä viljelysmailla Keskilännessä. Molemmat, lännenhirssi ja -poppeli olivat tuotantokustannuksiltaan kalliimpia. Siirryttäessä kokeissa käytetyltä korkeatuottoisilta kasvatusalueilta heikommille maille ja otettaessa huomioon myös tuotannon ympäristövaikutukset lännenhirssin tuotanto näyttäisi olevan kokonaistaloudellisesti paras vaihtoehto, BHAT YM. (1991) ja ENGLISH JA BHAT (1991). Kasvivahtoehto vaikuttaa myöskin siihen, millaista maata siirtyy elintarviketuotannosta energiakasvien tuotantoon ja siten välillisesti myös elintarviketuotannon laajuuteen ja kustannuksiin. Lannoitekustannuksia pyritään alentamaan tyypeä sitovien kasvien seka- ja vuoroviljelyllä.

Nykytekniikalla sähköntuotanto puuhakkeesta on vielä kustannuksiltaan kallista. Tosin on arvioitu, että mikäli biomassaa olisi lupa tuottaa nykyisen kesantojärjestelmän alaisuuteen kuuluvilla pelloilla se saattaisi olla jo kannattavaa (STRAUSS JA WRIGHT (1990). Edullisempaa jalostustekniikkaakin alkaa olla jo tarjolla. Yksi lupaavimmista uusista tekniikoista polttaa kokopuuta oksineen päivineen hakkeen sijasta. Tällä tavoin uskotaan saavutettavan paras hyötysuhde ja alhaisimmat kustannukset. Uudet laitokset vaativat kuitenkin suuria investointeja ja myös aikaa toteutuakseen (WRIGHT YM. 1992).

Polttoaineista metanolin tuotanto biomassasta on edullisinta, mutta tulevaisuudessa tuotantoteknologian kehittymisen myötä, etanolin uskotaan kehittyvän edullisimmaksi vaihtoehdoksi. Kasvintuotantoteknologiassa esimerkiksi lyhytkiertoisten puulajien tuotannossa on vielä runsaasti ongelmia, mm. korjuukysymystä ei ole vielä ratkaistu (WRIGHT YM. 1992). Vaihtoehtoina ovat olleet niin hakemuotoinen korjuu 5-10 vuotiaasta kasvustosta, tai vaihtoehtoisesti puuaineksen puinti vuosittain vankalla maissipuimurilla eli nk. woodgrass-tuotanto. Kumpikaan menetelmä ei kuitenkaan ole aivan ongelmaton ja molempia pidetään liian kalliina. Samoin mm. energiaruo'on tuotanto on tällä hetkellä erittäin työvoimavaltaista, mikä ei ole kustannustehokas ratkaisu pitkällä aikavälillä.

Biomassan korjuukustannusten lisäksi sen kuljetus jalostuslaitokselle on merkittävä kustannuserä. Nykyisin kuljetuskustannuksen arvioidaan olevan n. 7 prosenttia kokonaiskustannuksista ja kasvintuotannon kehittyessä tulevaisuudessa kuljetuskustannusten suhteellinen osuus saattaa nousta jopa 15 prosenttiin. Kustannuksiin

vaikuttavat tietenkin niin kuljetuskalusto kuin myös kuljetusetäisyydet sekä tietenkin jalostustekniikka, kuten edellä tuli esille. Maissin kohdalla erityisen tärkeä kysymys on sivutuotteiden käytön vaikutus tuotantoketjun kustannustehokkuuteen (ENGLISH JA BHAT 1991).

## Hiilitase ja muut ympäristökysymykset

Mikäli biomassan tuotannossa, kuljetuksessa, jalostuksessa ja jakelussa käytettävien koneiden ja jalostuslaitosten valmistus jätetään huomiotta, ainoa hiilidioksidipäästö biomassan tuotantoketjussa aiheutuu käytetyistä fossiilista polttoaineista. Esimerkiksi lyhytkasvuinen energiametsä sitoo hiilidioksidia ilmakehästä kasvaessaan, ja luovuttaa sen takaisin ilmakehään jalostuksessa ja energiaa käytettäessä. Fossiilisia polttoaineita käytettäessä kokonaispäästöt ovat huomattavasti suuremmat, koska hiilidioksidia vapautuu ilmakehään paljon nopeammin kuin luonnon oma mekanismi kerää sitä takaisin materiaan. Uusiutuvia energialähteitä käytettäessä hiilidioksidien vapautuminen ja "takaisinsitoutuminen" tapahtuu yhtä nopeasti ja sen vuoksi ongelmaa ei synny (TURHOLLOW JA PERLACK 1991). Mikäli kasvintuotannossa ja jatkojalostuksessa siirryttäisiin kokonaisuudessaan käyttämään biopolttoaineita ja uusiutuvia energialähteitä, kuten joissakin kokeiluissa Euroopassa, energiapäästöt vähenisivät entisestään.

Hiilipäästöjen kannalta hiilen korvaaminen puulla sähköntuotannossa on edullisempaa kuin fossiilisten liikennepolttoaineiden korvaus biopolttoaineilla. Siten hiilipäästöjen vähennys puuainessähköntuotannon avulla näyttäisi olevan edullisin vaihtoehto. Hiilipäästöjen ohella energiakasvien viljelyssä on huomioitava tavalliset kasvinviljelyn ympäristöongelmat, joista USA:ssa tärkeimpiä ovat eroosio ja lannoitevalumat (TURHOLLOW JA PERLACK 1991). Sadon erilaisen käyttötarkoituksen vuoksi ei kasveissa mahdollisesti esiintyvistä kemikaalijäämistä tarvitse kantaa huolta samassa määrin kuin elintarviketuotannossa. Siten energiakasvien tuotannossa esimerkiksi yhdyskuntajätelietteen käyttö lannoitteena saattaisi olla elintarviketuotantoa yksinkertaisempaa. Edelleenkin on kuitenkin huomioitava käsittelystä aiheutuvat suoranaiset terveysvaarat sekä luonnonvaraisille kasveille ja eläimille koituvat haitat. Toinen kiinnostava seikka on nk. marginaalimaiden käyttö. Marginaalisia viljelysmaita ovat alueet, joilla viljely nykyisillä tuotteiden ja tuotantopainosten hintasuhteilla on kannattamatonta. Esim. hintojen tai valtion tuen noustessa, näitä marginaalimaita otetaan enenevässä määrin käyttöön, vaikka ne vaativatkin enemmän tuotantopanoksia ja/tai aiheuttavat keskimääräistä enemmän ympäristöhaittoja. Vielä ei tiedetä, aiheuttaisiko energiakasvien viljelyn lisääntyminen suuren lisäyksen näiden marginaalimaiden käytössä, vai kasvaisiko energiakasvituotanto ennemminkin perinteisen elintarviketuotannon kustannuksella. Osaltaan se riippuu

siitä, mitkä kasvit tulevat vallitseviksi energian tuotannossa, katso mm. BHAT YM.(1991) tai ENGLISH JA BHAT (1991).

Näiden yleisten seikkojen pohdinnan ohella on Yhdysvalloissa tarkasteltu energiakasvituotannon tilatason ympäristöongelmia, kuten eroosioalttiutta ja lannoitevalumia. Durran ja lännenhirssin tuotantoa verrattiin maissinviljelyyn sekä maissi-soijapapuvuoroviljelyyn. Eroosion kannalta ehdottomasti ympäristöstävällisin kasvilaji oli monivuotinen lännenhirssi. Durra- ja durra-ruis -tuotanto aiheuttivat myös maissin ja soijanviljelyä vähemmän eroosiota. Syynä oli lännenhirssin monivuotisuuden ohella energiakasvien parempi peittävyys. Lannoitevalumissa lännenhirssi oli jälleen edullisin, mutta sen jälkeen tulivat maissin ja durran(-ruis) tuotanto. Durra(-ruis)tuotanto oli heikoin lannoitteiden hyödyntäjänä. Energiapuun viljely näyttäisi kuitenkin tälläkin tuotannon tasolla olevan ympäristöstävällisin vaihtoehto aiheuttaen vähiten eroosiota. Syynä on kasvuston monivuotisuus ja sen vuosittain vaatimat vähäiset viljelytoimenpiteet. (ENGLISH JA BHAT 1991)

## Ajatuksia Suomen näkökulmasta

Tilatasolla tutkimus on keskittynyt mahdollisimman kustannustehokkaan tuotantovaihtoehdon löytämiseen. Kasvintuotannon edullisuuden lisäksi on kuitenkin kiinnitettävä huomiota myös kuljetukseen ja jalostukseen, koska niiden osuus kokonaiskustannuksista on tärkeä, katso esim. Työtehoseuran raportti (JÄRVENPÄÄ YM. 1994). Näiden yksityistaloudellisten seikkojen ohella on selvitettävä myös eri tuotantovaihtoehtojen ympäristövaikutukset, jotka ovat osa yhteiskunnallisia kokonaiskustannuksia. Siten sopivien kasvatusalueiden ja kasvilajien ohella tärkeä seikka on marginaalialueiden viljelyyn otto, onko se kansan-taloudellisesti kannattavaa vai ei.

Yksityistaloudellisen kannattavuuden ja ympäristöongelmien lisäksi on valtiontaloudellisesti myös kiinnostavaa, mitkä olisivat maatalouden sopeutumiskustannukset. Esimerkiksi vehnää tai rypsiä käyttäen kasvinviljely sujuisi jo käytössä olevilla koneilla ja tarvittaisiin ainoastaan uusia jalostuslaitoksia. Lyhytkiertoisista energiapuuta käytettäessä taas kasvinviljely saattaisi vaatia paljon uutta koneistusta ja uuden tuotantoteknologian oppimiseen kuluisi oma aikansa. Myös maan käyttö myöhemmin taas perinteiseen maataloustuotantoon saattaisi vaikeutua, mikä edelleen vähentää viljelijöiden intoa pajunviljelyn aloittamiseen.

Mikäli päätämme hiilidioksidipäästöjäme vähentää, on ensin löydettävä kasvilaji tai -lajit, jotka soveltuvat energiantuotantoon. Meidän vaihtoehtomme ovat paljon edellä käsiteltyjä vähäisemmät, luonnonolosuhteisiimme sopivimpia lienevät vehnä, rypsi ja paju. Vehnä ja rypsi tuttuina viljelykasveina varmasti kiinnostavat viljelijöitä paljon pajua enemmän, koska niiden tuotantoteknologia on jo olemassa ja

tuotantoon ei tarvitse sitoutua useaksi vuodeksi kuten pajuviiljelmällä. Heikoilla maalajeilla ja maan itä- ja pohjoisosissa saattaa perinteinen metsäntuotanto olla puun lyhytkiertoviljelyä edullisempaa, mutta hyvissä olosuhteissa lyhytkiertoviljely tuottanee biomassaa tehokkaammin hehtaaria kohden. Täytyy kuitenkin muistaa, että taloudellisesti kannattaakseen pajubiomassan tuotanto vaatii todella korkealaatuisen maan ja on näiltä vaatimuksiltaan verrattavissa sokerijuurikkaan tuotantoon.

Pajun kohdalla yhteiskuntataloudelliset sopeutumiskustannukset olisivat suuret, koska se poikkeaa merkittävästi perinteisestä maataloustuotannosta. Keskustelussa on myös mainittu sen aiheuttamat muutokset maisemaan, mikä on osaltaan laskettava yhteiskunnalliseksi kustannustekijäksi. Toisaalta, muut viljelyn ympäristökustannukset saattaisivat olla yksivuotista kasvinviljelyä vähäisemmät. Meidän oloissamme paju saattaisi olla kasvintuotannon kannalta yksi taloudellisimmista vaihtoehdoista ja sen hiilensitomiskyky on yksivuotisia viljelykasveja parempi. Olipa kasvi mikä hyvänsä, se lisäisi osaltaan viljelijöiden valintamahdollisuuksia. Puuaineksen raaka-ainekäytössä alueellisten jalostuslaitosten rakentaminen näyttäisi olevan välttämättömyys ja se varmistaisi, ettei jalostava teollisuus valuisi kauas raaka-ainetta valmistavalta maaseudulta.

Kaikki edellä mainitut kasvit menestyvät hyvin ainoastaan edullisissa olosuhteissa ja siten ne meidän oloissamme sopisivat parhaiten nykyisille viljanviljelyalueillemme Etelä-Suomeen, millä on oma aluepoliittinen merkityksensä. Arvioitaessa energiakasvituotannon alueellista ja maalajeittaista sijoittumista olisi voitava käyttää alueellista maatalouden tuotantomallia, missä voidaan toteutuneen tuotannon ja nykyisten/oletettujen hintasuhteiden avulla päätellä eri kasvien tuotantosuhteet. Toisaalta, energiakasvin tuotannon mahdollisesti vaatiessa jonkin asteista hintatukea, voi malli antaa osviittaa myös tarvittavan tuen suuruudesta.

Paras vaihtoehto saattaisi olla energian tuotannon aloittaminen nykyisiä viljelykasvia käyttäen. Samalla olisi kuitenkin varauduttava siihen, että myöhemmin samoissa jalostuslaitoksissa pystyttäisiin käyttämään muitakin kasveja, jopa energiapuuta. Puuaines-sähköntuotannossa tärkeää olisi uudenaikaisten alueellisten, kiinteää polttoainetta käyttävien laitosten rakentaminen, siten että laitosta ympäröivän maaseudun puunhuoltokyky on laitoksen tarpeisiin nähden riittävä. Siten jalostuskapasiteetti energiapajun käyttöönottoon olisi valmiina, mutta mikäli energiapajun tuotanto ei, syystä tai toisesta, lähtisi käyntiin, samoissa laitoksissa voitaisiin hyödyntää myös metsänhakuujätettä, harvennushakkuista saatavaa puutavaraa tai muuta kiinteää polttoainetta. Tällaiset investoinnit olisivat kokonaistaloudellisesti järkeviä, niin työllisyys-, ympäristö- kuin alueelliset näkökohdatkin huomioon ottavia ja yritystaloudellisesti ajatellen useat raaka-ainemahdollisuudet tasaisivat investointiriskiä.

Mikäli tuotantoa tuetaan valtion varoista on tuettavaa kasvilajia tai -lajeja valittaessa kiinnitettävä huomio hankkeen kokonaistaloudellisuuteen. Kasvilajista päätettäessä lienee välttämätöntä, että pysyttäydytään vähintäänkin alueellisesti

yhdessä tai kahdessa kasvilajissa, ellei sitten löydetä tuotantosysteemiä, jossa usean eri kasvin käyttö on toisiaan tukevaa. Tämä helpottaa kuljetuksen ja jalostuksen järjestelyä, ja vähentää päällekkäisiä investointeja. Toinen seikka on nykyisen konekapasiteetin käyttömahdollisuus myös energiakasvituotannossa. Tämä näkökohta saattaa heikentää jossain tapauksissa esimerkiksi pajunviljelyn kiinnostavuutta verrattuna vehnäetanoliin tai rypsiidieseliin. Ympäristötaloutta ajatellen monivuotiset kasvit näyttäisivät olevan etusijalla ja hiilitalouden kannalta lyhytkiertoinen pajuviiljelämä saattaa olla paras vaihtoehto traditionaalisen metsätalouden tuotteiden ohella. Jos uudesta teknologiasta aiheutuvat sopeutumiskustannukset niin koneistuksen kuin tiedon ja taidon osaltakin pystyttäisiin pitämään aisoissa, pajubiomassan tuotanto olisi kokonaistaloudellisesti edullinen vaihtoehto.

Alunperin on tietysti tehtävä tietoinen päätös, että haluamme tukea kotimaisten, uusiutuvien luonnonvarojen käyttöä energiantuotannossamme. Onhan esimerkiksi etanolin raaka-aineeksi soveltuvaa vehnää tarjolla maailman markkinoilla edulliseen hintaan. Vehnän hintaheilahduksetkin huomioon ottaen se saattaisi olla kotimaista vaihtoehtoa kannattavampi yksinkertaisesti vain yritystaloudellisin argumentein mitattuna. Päätös on tehtävä tietoisesti eri vaihtoehdot ääneen lausuen ja lopullisia kustannuksia vähättelemättä. Samalla on kuitenkin muistettava, että biomassan energia voi olla ainoastaan kehityksen välivaihe ja siksi on edelleen panostettava kehitteillä olevaan tuuli- ja aurinkoenergian hyödyntämiseen, koska ne toki vaikuttavat luonnollisemmilta tulevaisuuden energialähteiltä yksinkertaisine tuotantoketjuineen.

## **Kirjallisuus.**

- ANON. 1991a. Proceedings: Climatic Variations and Change: Implications for Agriculture in the Pacific Rim. Edited by Shu Gengand Casey Walsh Cady. University of California, Davis, CA USA.
- ANON. 1991b. Uusiutuvien energialähteiden mahdollisuudet Yhdysvalloissa. Koonnut Keijo Mutanen, Houston. Teollisuussihteeriraportti 2/1991. TEKES. Helsinki.
- ANON. 1993. Biofuels Feedstock Development Program Annual Progress Report for 1992. Oak Ridge National Laboratory, ORNL-6781. Environmental Sciences Division Publication No. 4196.
- BHAT, MAHADEV G., BURTON C. ENGLISH AND ANTHONY F. TURHOLLOW. 1991. Biofuels from Energy Crops: Economic and Environmental Impact. Poster presented at the American Agricultural Economics Association Annual meeting, Manhattan, Kansas, August 4-7, 1991.

- CLINE, WILLIAM R. 1992. *The Economics of Global Warming*. Institute for International Economics. Washington DC.
- DELUCHI M.A. 1991. *The Emissions of Greenhouse Gases from the use of Transportation Fuels and Electricity. Volume 1: Main Text*. Center for Transportation Research. Argonne national Laboratory. United States Department of Energy. ANL/ESD/TM-22, Vol. 1.
- ENGLISH, BURTON C. AND MAHADEV BHAT. 1991. *Economic and Environmental Aspects of producing Selected Energy Crops*. Paper presented at the AAEA Annual Meeting. Manhattan, Kansas, August 4-7, 1991.
- GRAHAM R.L., L.L. WRIGHT AND A.F. TURHOLLOW. 1992. *The Potential for Short-Rotation Woody Crops to Reduce US CO<sub>2</sub> Emissions*. *Climatic Change* 22: 223-238, 1992.
- JÄRVENPÄÄ, M., H. SANKARI, L. TUUNANEN JA T. MAUNU. 1994. *Bioenergian Tuotanto Elintarviketuotannosta Vapautuvalla Peltoalalla*. Työtehoseuran julkaisu 333. Työtehoseura, Helsinki 1994.
- KOHL, WILFRID L. 1990. *Methanol As An Alternative Fuel Choice: An Assessment*. International Energy program. Foreign policy Institute, FPI. The John Hopkins University, Washington DC.
- MARLAND G. AND A.F. TURHOLLOW. 1991. *CO<sub>2</sub> Emissions from the Production and Combustion of Fuel Ethanol from Corn Energy*. Vol 16, No. 11/12, pp. 1307-1316, 1991. Printed in Great Britain.
- STRAUSS, CHARLES H. AND LYNN L. WRIGHT. 1990. *Woody Biomass Production Costs in the United States: An Economic Summary of Commercial Populus Plantation Systems*. *Solar Energy* Vol. 45, No. 2, pp. 105-110, 1990.
- TURHOLLOW A.F. AND R.D. PERLACK. 1991. *Emissions of CO<sub>2</sub> from Energy Crop Production*. *Biomass and Bioenergy* 1, 129-135.
- WRIGHT, LYNN L., ROBIN L. GRAHAM, ANTHONY F. TURHOLLOW and BURTON C. ENGLISH. 1992. *Opportunities to Mitigate Carbon Dioxide Buildup using Short-Rotation Woody Crops*. in Sampson R.N. and Hair D. (eds.), *Forests and Global Change*, Vol. 1, *Opportunities for Increasing Forest Cover*, American Forestry Association, Washington DC, pp. 123-156.
- WRIGHT L.L. AND HUGHES E.E. 1993. *US Carbon Offset Potential using Biomass Energy Systems*. *Water, Air and Soil Pollution* 70: 483-497, 1993.

## Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen tiedonantoja

- No 188. AJANKOHTAISTA MAATALOUSEKONOMIAA. Kirjanpitoiltojen tuotantosuuntaisia tuloksia, tilivuosi 1991. 51 s. Helsinki 1993.
- No 189. PUURUNEN, M., SALLINEN, T. & ALASTALO, L. Mahdollisuudet maatalouden kustannusten alentamiseen. 108 s. Helsinki 1993.
- No 190. AJANKOHTAISTA MAATALOUSEKONOMIAA. 69 s. Helsinki 1993.  
SUMELIUS, J. A review of the literature on extensification - the arguments and critique. s. 5-30.  
SIHVONEN, T. Kotieläintuotannon eettisyys taloudellisena tekijänä. s. 31-69.
- No 191. MAITOTUOTEMARKKINAT JA INTEGRAATIO. 66 s. Helsinki 1993.  
YLI-JAMA, M-R. Euroopan yhdentymisen vaikutukset toimialan rakenteeseen Suomen juustomarkkinoilla. s. 5-24.  
TÖRMÄ, P. Maitotuotteiden kauppa EY:ssä. s.25-66.
- No 192. AJANKOHTAISTA MAATALOUSEKONOMIAA. Kirjanpitoiltojen tuloksia, tilivuosi 1992. 55 s. Helsinki 1994.
- No 193. AJANKOHTAISTA MAATALOUSEKONOMIAA. Kirjanpitoiltojen tuotantosuunnittaisia tuloksia, tilivuosi 1992. 51 s. Helsinki 1994.
- No 194. MAIDONTUOTANTO MUUTTUVASSA TOIMINTAYMPÄRISTÖSSÄ. 98 s. Helsinki 1994.  
HIIVA, E. EU -jäsenyyden taloudelliset vaikutukset maitotiloilla, s. 5-60.  
HEIKKILÄ, A-M. Maitokiintiön hinta, s. 61-98.
- No 195. VIJELYJÄRJESTELMIEN TALOUDELLINEN VERTAILU. 51 s. Helsinki 1994.  
SUMELIUS, J. Fertilizer expenditure and profitability on the grain producing bookkeeping farms in south of Finland 1988-1990. s. 5-12.  
KUOPPAMÄKI, O. Integroidun viljanviljelyn suhteellinen kannattavuus. s.13-51.
- No 196. KUPIAINEN, T. Peruselintarvikkeiden hintaerot ja kansainvälinen keskihinta-vertailu. 70 s. Helsinki 1994.
- No 197. TIAINEN, S. Maatalouden taloustilastot EU:ssa ja Suomessa. 71 s. Helsinki 1994.
- No 198. VIHTONEN, T. Maatilayritysten tuloslaskenta ja tilinpäätösanalyysi liiketaloustieteen menetelmin. 97 s. Helsinki 1994.
- No 199. AJANKOHTAISTA MAATALOUSEKONOMIAA. Kirjanpitoiltojen tuloksia, tilivuosi 1993. 55 s. Helsinki 1995.
- No 200. AJANKOHTAISTA MAATALOUSEKONOMIAA. Kirjanpitoiltojen tuotantosuunnittaisia tuloksia, tilivuosi 1993. 51 s. Helsinki.
- No 201. HYVÖNEN, S., KUPIAINEN, T. & PIETIKÄINEN, P. Maaseudun pienyritysten strategiat, muutoskyvykyys ja tuloksellisuus. 70 s. Helsinki 1995.
- No 202. VIHTONEN, T. & HAVERINEN, T. Monialaisten maatilayritysten tuloslaskenta. 110 s. Helsinki 1995.
- No 203. TRADE LIBERALISATION AND ITS IMPACT ON FARM ECONOMY. The Fifth Finnish-Baltic Seminar of Agricultural Economists, Helsinki, Finland, 1995. 152 . Helsinki 1995.
- No 204. NIEMI, J., LINJAKUMPU, H. & LANKOSKI, J. Maatalouden alueellinen rakennekehitys vuoteen 2005. 184 s. Helsinki 1995.



Vammala 1996 Vammalan Kirjapaino Oy

ISBN 952-9538-61-8  
ISSN 0788-5199