



YMPÄRISTÖN-
SUOJELU

Jyri Seppälä, Frans Silvenius, Juha Grönroos,
Timo Mäkinen, Kimmo Silvo ja Esa Storhammar

Kirjolohen tuotanto ja ympäristö



**Jyri Seppälä, Frans Silvenius, Juha Grönroos,
Timo Mäkinen, Kimmo Silvo ja Esa Storhammar**

Kirjoloheen tuotanto ja ympäristö

HELSINKI 2001



Painotuote

*Julkaisu on saatavana internetissä:
<http://www.vyh.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy529/sy529.htm>*

*ISBN 952-11-1044-9 (nid.)
ISBN 952-11-1045-7 (PDF)
ISSN 1238-7312*

*Kannen kuva: Varanpään Lohi, kalanviljelijä Juha Pirilä
Suomen Kalankasvattajaliitto ry, kuvaaja Kaisa Rossi*

Painopaikka: Edita Prima Oy, Helsinki 2002

SISÄLLYS

ALKUSANAT	5
1 JOHDANTO	6
1.1 Kalankasvatus Suomessa	6
1.2 Tutkimuksen tausta ja tavoitteet	8
1.3 Työn rakenne.....	8
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	9
2.1 Menetelmälliset perusteet	9
2.2 Tuotejärjestelmät, tuotteet ja toiminnalliset yksiköt.....	10
2.3 Tuotejärjestelmien kuvaukset ja rajaukset	14
2.3.1 Tyypillinen kirjolohen tuotantotapa.....	14
2.3.2 Muut kirjolohen tuotantotavat.....	17
2.3.3 Muut tarkasteltavat tuotejärjestelmät.....	20
2.4 Inventaarioanalyysien toteutus.....	22
2.4.1 Yleisperiaatteet.....	22
2.4.2 Tyypillinen kirjolohen tuotantotapa.....	24
2.4.3 Muut kirjolohen tuotantotavat.....	29
2.4.4 Muut tarkasteltavat tuotejärjestelmät.....	29
2.4.5 Tuotejärjestelmien syötteiden ja tuotosten kohdentaminen päätuotteille	32
2.5 Elinkaariarvioinnin mukainen ympäristövaikutusarviointi.....	35
2.5.1 Tarkasteltavat vaikutukset ja kuormitustekijät	35
2.5.2 Laskennan periaatteet ja tulosten tulkinta.....	37
2.6 Muiden ympäristövaikutusten arviointi	44
2.7 Sosioekonomiset vaikutukset.....	45
2.8 Ympäristövaikutusten ja sosioekonomisten vaikutusten yhdenm. tarkastelu.....	46
3 INVENTAARIOSELVITYKSEN TULOKSET	48
3.1 Primäärienergian kulutus	48
3.2 Päästöt.....	51
3.2.1 Verkkoallaskasvattamo merialueilla.....	51
3.2.2 Sijaintipaikan merkitys kuormitukseen.....	52
3.2.3 Rehun osalta erilaiset tuotantotavat	52
3.2.4 Muut kirjolohen tuotantotavat.....	54
3.2.5 Norjassa kasvatettu lohi ja kotimainen silakka.....	56
3.2.6 Sika ja nauta.....	57
3.3 Tulosten vertailua.....	57
3.3.1 Kirjolohen tuotantotavat ja Norjassa kasvatettu merilohi.....	57
3.3.2 Kirjolohen liha ja muut lihatuotteet	63
3.4 Kirjolohen tuotejärjestelmään liittyvien kuormitustekijöiden	68
herkkyystarkastelu	68
3.5 Sian- ja naudanlihan tuotejärjestelmien kuormitustekijöihin liittyviä epävarmuuksia.....	72
4 YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET	73
4.1 Elinkaariarvioinnilla arvioidut ympäristövaikutukset.....	73
4.1.1 Tulosten esittämisestä ja tulkinnasta.....	73
4.1.2 Tulokset.....	74
4.1.3 Tulosten luotettavuus	81
4.2 Muut ympäristövaikutukset.....	92
4.2.1 Luonnon monimuotoisuus.....	92
4.2.2 Eettiset ongelmat.....	95
4.2.3 Antibioottien ja rokotteiden käyttö	96
4.2.4 Toksiset vaikutukset.....	99
4.2.5 Vesistön hapen kulumisen orgaanisen kuormituksen seurauksena	102

4.2.6	Eroosio	103
4.2.7	Maisema	103
4.2.8	Haju	104
4.2.9	Jätteet	104
4.2.10	Yhteenvedo muista vaikutusluokista	105
5	SOSIOEKONOMISET VAIKUTUKSET	110
5.1	Suomalainen kirjolohen tuotanto	110
5.1.1	Tuotantovaikutukset	111
5.1.2	Tulovaikutukset	112
5.1.3	Työllisyysvaikutukset	113
5.1.4	Taloudellisten vaikutusten alueellinen näkökulma	114
5.1.5	Kalankasvatuksen merkitys lähialueen asukkaiden hyvinvoinnille	115
5.2	Norjassa kasvatettu lohi	116
5.2.1	Tuotantovaikutukset	116
5.2.2	Tulovaikutukset	117
5.2.3	Työllisyysvaikutukset	118
5.3	Silakan kalastus	119
5.4	Sian- ja naudanlihan tuotanto	120
6	YMPÄRISTÖVAIKUTUSTEN JA SOSIOEKONOMISTEN VAIKUTUSTEN YHDENNETYN TARKASTELEN TULOKSET	122
6.1	Kirjolohi ja Norjassa kasvatettu merilohi	122
6.2	Kirjolohi, silakka ja muut luonnonkalat	123
6.3	Kirjolohen, sianlihan ja naudanlihan tuotanto	124
7	TULOSTEN KÄYTTÖ KIRJOLOHEN TUOTANNON KEHITTÄMISESSÄ	126
7.1	Lähtökohdat	126
7.2	Kalankasvatuksen ravinnepäästöjen vähentämismahdollisuudet	127
7.3	Kalankasvatuksen sijainninohjauksesta	129
7.4	Tietoperustan kehittäminen	130
7.5	Kestävän kehityksen näkökohtia	131
8	YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET	133
	SUMMARY AND CONCLUSIONS	137
	KESKEISET KÄSITTEET	141
	KIRJALLISUUS	142
	LIITE 1. Kuljetuksista aiheutuvat päästöt kirjolohen tuotannon eri tuotantovaiheissa ja niiden osuus eri tuotantovaiheiden kokonaispäästöistä	156
	LIITE 2. Ympäristövaikutuksien vertailua eri alueilla	157
	LIITE 3. Kalajalosteiden tuotanto ja kuluttajahinnat v. 1999	159
	LIITE 4. Kalankasvatus ja sen aiheuttama ravinnekuormitus sisävesialueilla	160

ALKUSANAT

Ekokilpailukyky ja kansainvälinen toimintaympäristö asettavat uusia vaatimuksia suomalaisen kalankasvatuksen ympäristöasioiden tietopohjalle. Tätä taustaa vasten Suomen Kalankasvattajaliitto ry., Suomen ympäristökeskus ja Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos aloittivat kevättalvella 1999 yhteisen hankkeen ”Kalankasvatuksen elinkaaritarkastelu”, jonka tarkoituksena oli luoda edellytyksiä kestävä kehityksen mukaiselle kalankasvatukselle. Hanke on Pesca-rahoitteinen tutkimusprojekti, josta on julkaistu tämän ns. pääraportin lisäksi Kala- ja riistaraportteja -sarjassa myös inventaariota valmisteleavan esiselvityksen tulokset (Silvenius 2000a) sekä Kalankasvatuksen prosessikuvaus (Silvenius 2000b), jossa on käsitelty seikkaperäisesti kalankasvatuksen ja siihen liittyvien sivuvirtaprosessien ympäristöä kuormittavat osa-alueet.

Hankkeen valmistelusta vastasi tutkimusryhmä, johon kuuluivat Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksesta DI Frans Silvenius (päättökija) ja FT Timo Mäkinen sekä Suomen ympäristökeskuksesta erikoistutkija TkL Jyri Seppälä (hankkeen vastuullinen johtaja), tutkija MMM Juha Grönroos ja limnologi MMM Kimmo Silvo. Hanketta varten tilattiin Jyväskylän yliopiston taloustieteiden tiedekunnalta kalankasvatuksen sosioekonomisia vaikutuksia kuvaava selvitys, josta on vastannut KTL Esa Storhammar.

Hanketta varten perustettiin ohjausryhmä, jonka puheenjohtajana oli apulaisjohtaja Osmo Purhonen Lounais-Suomen ympäristökeskuksesta ja jäsenenä toimitusjohtaja Kaisa Rossi Suomen Kalankasvattajaliitto ry:stä, biologi Yrjö Lankinen Savon Taimen Oy:stä, markkinointipäällikkö Erik Norrgård Rehuraisio Oy:stä ja kalatalousjohtaja Kari Rantaho Varsinais-Suomen TE-Keskuksesta. Ohjausryhmän sihteerinä toimi DI Frans Silvenius. Lisäksi ohjausryhmän kokoukseen osallistuivat tutkimusryhmän jäsenet.

1 JOHDANTO

1.1 Kalankasvatus Suomessa

Suomen kalankasvatuksessa on tapahtunut kaksi suurta rakennemuutosta. Ensimmäinen oli tuotannon painopisteen pitkäaikainen siirtyminen sisävesialueilta merialueille 1980-luvulla. Siirtyminen tapahtui sitä mukaa kuin merialueella kohdatut ongelmat, mm. ensimmäisen kasvukauden jälkeinen talvehdittaminen, onnistuttiin ratkaisemaan. Syinä muutokseen olivat merilaitosten pienemmät perustamiskustannukset ja kirjolohen pitempi kasvukausi meressä. Poikasen kasvattaminen makeassa vedessä ja jatkokasvatus murtovedessä vastaa lajin luonnollista elämänkiertoa, tosin kirjolohella tavataan myös vain järvissä esiintyviä luonnonkantoja.

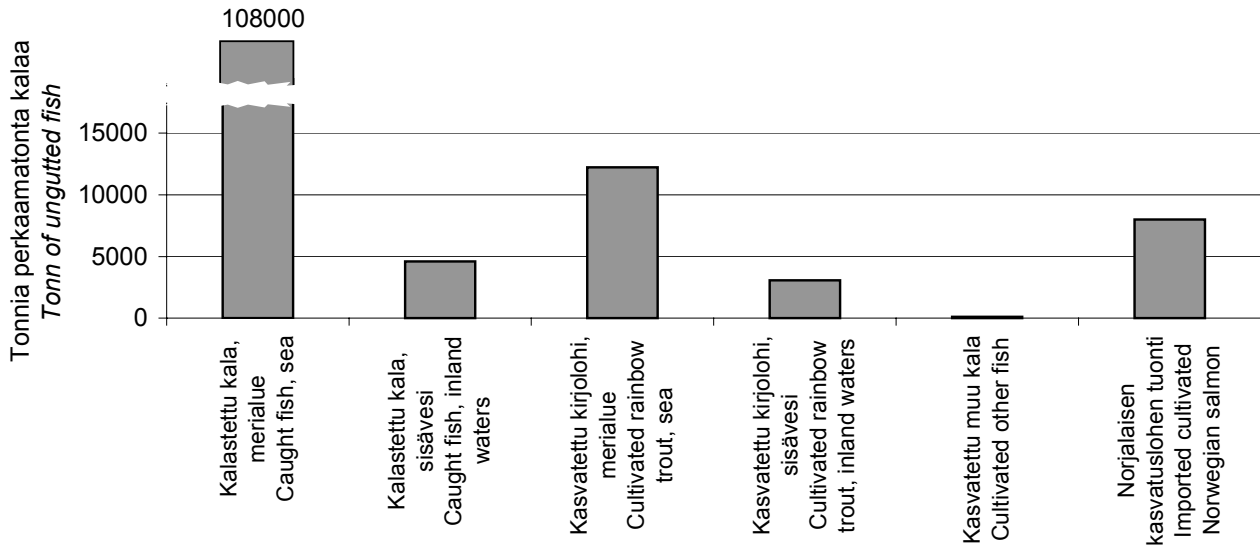
Toinen rakennemuutos on vielä käynnissä. Se alkoi kutakuinkin Suomen liittymisestä Euroopan Unioniin. Tämä muutos merkitsee koventuvan, etupäässä Norjasta tulevan, kilpailun vaikutuksesta tapahtuvaa taloudellisen tehokkuuden lisääntymistä. Tämä rakennemuutos on jo nyt johtanut yrityskoon kasvamiseen ja yksikkökustannusten alenemiseen. Laitoskoko ei ole kuitenkaan kasvanut yhtä ripeästi kuin Norjassa, sillä muun muassa ympäristöohjaus pitää laitosten koon Suomessa pienenä.

Kirjolohen tilastoitu tuotantomäärä kasvoi voimakkaasti koko 1980-luvun. Suurinta tuotanto oli vuonna 1991, jolloin tuotettiin noin 19,1 milj. kg kirjolohta. Sen jälkeen tuotanto on laskenut ollen vuonna 1999 15,3 milj. kiloa. Ruokakalasta noin 80 % kasvatetaan merilaitoksissa ja noin 20 % sisävesilaitoksissa. Valtaosa, noin 70 %, ruokakalantuotannosta on keskittynyt Ahvenanmaan ja Saaristomeren alueelle (Mäkinen 1998, SVT 2000a). Vuonna 1999 Norjasta tuotiin lohta 6 800 tonnia ja kirjolohta 400 tonnia. Norjalaisen lohen tuontimäärät ovat kasvaneet jyrkästi (Söderkultalahti ym. 1997, SVT 2000b) samaan aikaan kuin kotimainen tuotanto on pienentynyt. Edellä esitetyt suomalaisen kirjolohen tuotantoluvut koskevat perkaamatonta kalaa ja norjalaisen kalan tuontimäärät perattua kalaa. Perkaamattomana kalana ilmoitettuna norjalaisen lohen tuontimäärämäärä on runsaat 8 000 tonnia.

Ruokakalankasvatus Suomessa on lähes yksinomaan kirjolohta. Siian tuotanto vuonna 1999 oli 66 tonnia, taimenen 28 tonnia ja muiden kalalajien, kuten harjuksen ja nieriän, 48 tonnia. Kalastetusta kalasta ammattikalastajien 108 000 tonnin saaliista merialueella vuonna 1999 pääosa, eli 82 000 tonnia, oli silakkaa ja 19 000 tonnia kilohailia. Kaksi kolmasosaa silakkasaaliista käytetään rehuksi. Muiden kalalajien lajikohtaiset saaliit merialueilla ovat vuosittain alle 2 000 tonnia. Sisävesialueiden kalansaaliit ovat kirjolohentuotantoon verrattuna pienet, tärkeimmän saaliskalan muikun saalis oli vuonna 1998 2 400 tonnia ja muu kalansaalis noin 2 200 tonnia (SVT 1999a, SVT 2000c). (Kuva 1)

Vuonna 1999 kirjolohen kasvatuksen tuotannon tuottajahinnoilla laskettu arvo oli Suomessa 43,9 miljoonaa euroa (SVT 2001a). Ammattikalastajien silakan saaliin arvo oli 10,7 miljoonaa euroa ja muiden luonnonkalojen yhteenlaskettu saaliin arvo noin 11,8 miljoonaa euroa (Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus 2000).

Suomalaiseen kalankasvatukseen liittyy olennaisena osana kalojen istutustoiminta. Pelkästään lohikaloja (lohta, järvilohtha, meritaimenta, järvi- ja purotaimenta) tuotettiin istutuksin lähes 10 miljoonaa yksilöä vuonna 1999. Ammattikalastuksen lohisaaliista yli 90 % on istutettua lohta.



Kuva 1. Kalastetun kalan - josta suurin osa käytetään rehuksi - ja kasvatetun kalan määrät Suomessa, sekä norjalaisen kasvatetun lohen tuontimäärä vuonna 1999.

Fig. 1.1. The amounts of caught fish – of which main part is used as fodder – and cultivated fish in Finland in 1999, and the amount of imported Norwegian cultivated salmon in 1999.

Kalankasvatus on syrjäseuduilla tapahtuvaa elinkeinotoimintaa. Sosioekonomisten hyötyjen vastapainona toiminta on aiheuttanut muun muassa vesistöjen rehevöitymistä. Kalankasvatuksen aiheuttamiin rehevöitymishaittoihin kiinnitettiin julkista huomiota aluksi eräillä sisävesialueilla 1970-luvulla. Seuraavalla vuosikymmenellä rehevöitymiskeskustelun painopiste siirtyi Saaristomerelle.

Kalankasvatustoiminnan typpi- ja fosforipäästöt aiheuttavat rehevöitymistä. Kalankasvatustoiminnan fosfori- ja typpipäästöjen kasvu koko maan tasolla on pysähtynyt 1990-luvulla (Tiainen ym. 1996, Repo ja Hämäläinen 2001). Kuormitus suhteessa tuotantoon on vähentynyt viimeisen parin vuoden aikana, mikä on johtunut pääosin rehujen kehittymisestä ja rehun kulutuksen laskusta suhteessa tuotettuun kalamäärään. Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämien virallisten kuormitustilastojen mukaan kalankasvatuksen aiheuttama valtakunnallinen ravinnekuormitus vuonna 1999 oli 944 tonnia typpeä, eli 58,1 kg tuotettua kalatonna kohti, ja 121 tonnia fosforia, eli 7,5 kg kalatonna kohti (Kaukoranta 2000a).

Kalankasvatustoiminnan osuus Suomen alueelta suoraan veteen menevästä fosforikuormituksesta on noin 3 % ja typpikuormituksesta vajaat 2 % (Wideskog 2000). Samanlainen tilanne on myös muissa Euroopan maissa: maatalouden ja yhdyskuntajättesien aiheuttamat ravinnekuormitukset ovat huomattavasti suuremmat (Midlen ja Redding 1998). Alueellisesti erot ovat suuria, koska taustakuormitukset ja muu toiminta vaihtelevat: kalankasvatus aiheuttaa prosentuaalisesti suurimman osuuden typpi- ja fosforikuormituksesta Kustavin ja Taivassalon merialueella, Houtskarinväylän ympäristössä, Rymättylän salmissa, Hiittisten merialueella sekä Ahvenanmaalla (Kirkkala 1998, Tiainen ym. 1996).

1.2 Tutkimuksen tausta ja tavoitteet

Suomen ympäristökeskus järjesti yhdessä Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen kanssa ”Kalankasvatuksen elinkaariarviointi” -seminaarin Helsingissä 9. syyskuuta 1998. Seminaarissa päädyttiin yksimielisesti siihen johtopäätökseen, että kalankasvatuksen kestävä kehitys määrittelemiseksi ja kriittisten kohtien tunnistamiseksi tarvitaan kalankasvatuksen elinkaariarviointi. Kestävään kehitykseen pyrkivät ympäristö- ja kalatalouspolitiikan linjaukset voidaan arvioinnin valmistuttua pohjata sen tarjoamaan tietoon. Lopputuloksena on kriittisten kohtien löytyminen ja tärkeiden toimien painottaminen.

Vuoden 1999 aikana kalankasvatuksen elinkaariarvioinnin tekemisen mahdollisuuksia arvioitiin projektin esiselvitysvaiheessa, jonka tulokset julkaistiin erillisenä raporttina (Silvenius 2000a). Lisäksi esiselvityksen tiimoilta julkaistiin erillinen ”Kalankasvatuksen prosessikuvaus”-raportti (Silvenius 2000b). Varsinainen tutkimus käynnistyi alkuvuodesta 2000. Tämän projektin kanssa samanaikaisesti tehtiin Jyväskylän yliopistossa erillistä tutkimusta kalankasvatuksen sosioekonomisista vaikutuksista. Tutkimus valmistui toukokuussa 2000 (Salo ym. 2000).

Työn tavoitteiden määrittely tehtiin esiselvityksen perusteella. Lähtökohtana on ollut, että tutkimus on kokonaisuutena oppimis- ja osallistumisprosessi, jonka tavoitteena on selvittää kasvatetun kirjolohen koko elinkaaren aikaiset ympäristövaikutukset ja auttaa elinkeinoa löytämään ne vaiheet ja kuormittavat tekijät, joiden aiheuttamat ympäristöepäkohdat ovat suurimmat ja joiden korjaamiseen tulisi pureutua. Lisäksi tavoitteena oli selvittää tyypillisen suomalaisen kirjolohen tuotantoprosessin ympäristövaikutusten suhdetta vaihtoehtoisten kirjolohen tuotantotapojen sekä joidenkin kala- ja lihatuotteiden tuotannon ympäristövaikutuksiin. Vaihtoehtoisten kirjolohen tuotantotapojen tarkastelun pääasiallisena tavoitteena oli verrata erilaisia menetelmiä, joilla voitaisiin pienentää kalankasvatustilaksilta suoranaisesti tai välillisesti aiheutuvaa ympäristökuormitusta, erityisesti ravinnekuormitusta, sekä arvioida kuormitusta vähentävien menetelmien kustannustehokkuutta. Kala- ja lihatuotteiden ympäristövaikutusten vertailun tavoitteena oli hahmottaa kokonaiskuvaa kirjolohiravinnon ympäristörasittavuudesta. Tutkimushankkeen tavoitteisiin kuului myös kalankasvatuksen sosioekonomisten vaikutusten selvittäminen, jotta kalankasvatuksen aiheuttamia hyötyjä ja ympäristövaikutuksia voitaisiin tarkastella samanaikaisesti.

1.3 Työn rakenne

Työ jakaantuu aineiston ja menetelmien kuvaamiseen (luku 2) ja tulosten esittämiseen ja analysointiin (luvut 3-6). Tulosten esittämisessä ja analysoinnissa aineisto on jaoteltu edelleen osakokonaisuuksiin. Luvussa 3 esitetään elinkaari-inventaarioihin perustuvat energia- ja päästötiedot ja luvussa 4 käydään läpi ympäristövaikutusarviot. Työssä tarkasteltavien tuotejärjestelmien sosioekonomisia vaikutustietoja (luku 5) arvioidaan ympäristövaikutustietojen kanssa samanaikaisesti luvussa 6. Luvussa 7 pohditaan kirjolohen tuotannon kehittämiseen liittyviä näkökohtia. Lopuksi esitetään työn yhteenveto ja johtopäätökset (luku 8).

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Menetelmälliset perusteet

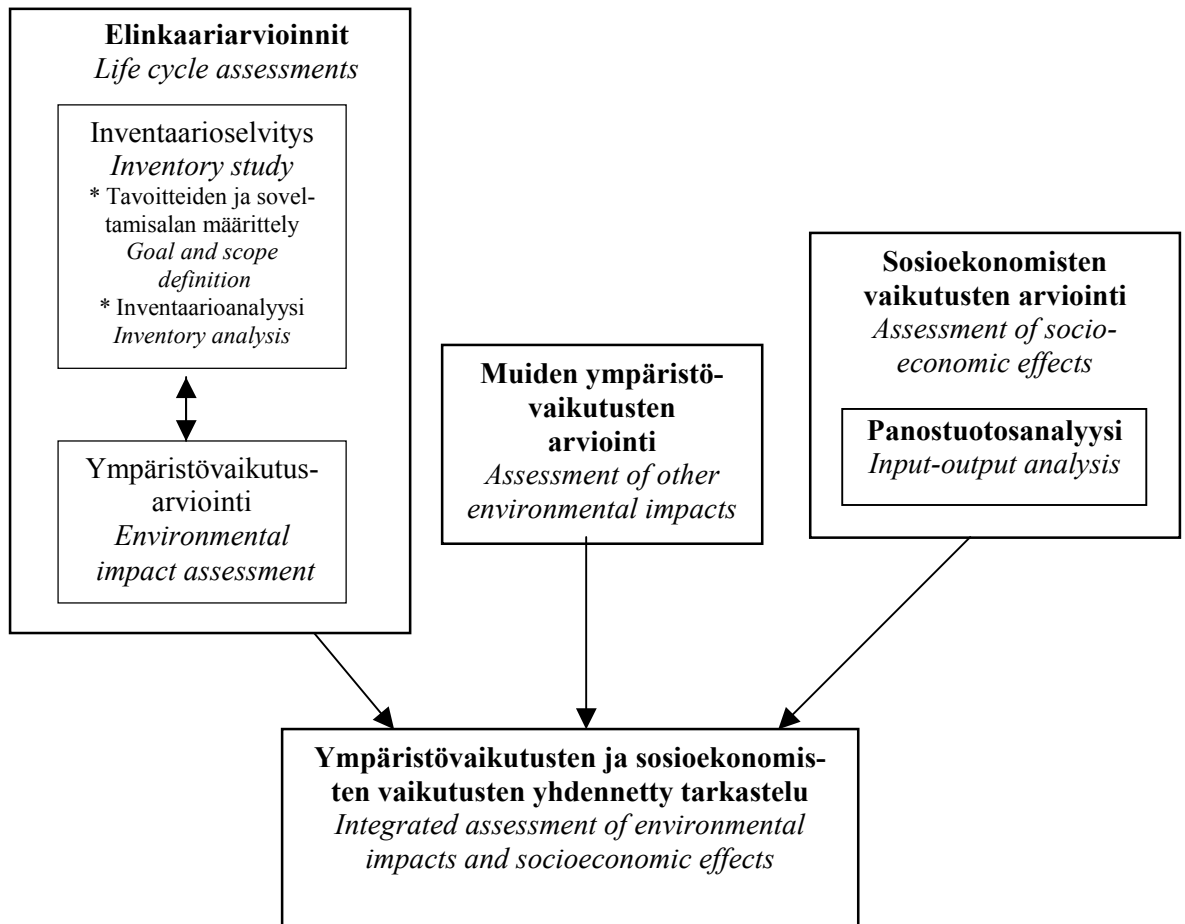
Kirjoloheen tuotanto muodostaa tässä työssä oman tuotejärjestelmänsä, joka kattaa kaikki toiminnot raaka-aineiden hankinnasta peratun kalan toimittamiseen kauppaan tai jatkojalostukseen. Kirjoloheen tuotejärjestelmä on toteutettavissa usealla eri tavalla. Työssä on tarkasteltu kalankasvatustavoiltaan erilaisia kirjoloheen tuotantotapoja. Näiden lisäksi on tarkasteluun otettu hankkeen tavoitteiden mukaisesti muita lihatuotejärjestelmiä, joiden aiheuttamia ympäristövaikutuksia on verrattu kirjoloheen tuotannon ympäristövaikutuksiin. Muut tarkasteltavat tuotejärjestelmät liittyivät merilohen kasvatukseen Norjassa, kotimaiseen silakan pyyntiin, sianlihan ja naudanlihan tuotantoon.

Raportissa käytetään termiä **tuotantotapa** silloin, kun puhutaan tuotejärjestelmän yhdestä toteutuskokonaisuudesta, johon sisältyvät kaikki tuotantovaiheet. Termit **kalankasvatustapa** ja **kalankasvatus** pitävät sisällään pelkästään kalankasvatuslaitoksella tapahtuvat toimenpiteet.

Elinkaariarviointi on ollut tässä työssä tarkasteltavien tuotejärjestelmien ympäristönäkökohtien arvioinnin perustyöväline. Elinkaariarviointi muodostuu tässä yhteydessä kahdesta kokonaisuudesta: inventaarioselvityksestä ja vaikutusarvioinnista (kuva 2). Inventaarioselvityksen ensimmäisenä vaiheena on ollut tavoitteiden ja soveltamisalan määrittely, jossa päätetään inventaarioanalyysiin toteutukseen liittyvät ratkaisut ja määritellään tuotejärjestelmään liittyvät toiminnot täsmällisesti. Inventaarioanalyysi muodostaa puolestaan tuotteiden elinkaaristen ympäristövaikutusten arvioinnin perustan, koska siinä kerätään määrälliset arviot tuotejärjestelmän käyttämille syötteille (raaka-aineet, energia) ja tuotoksille (päästöt, jätteet). Tuotteiden vertailuun tähtäävän inventaarioanalyysin tietojen keruussa tehtyjen oletusten ja laskennan menettelytapojen dokumentoinnissa on pyritty läpinäkyvyyteen kansainvälisen standardin (ISO 1997) mukaisesti.

Kullekin tuotejärjestelmälle on tehty oma inventaarioanalyysinsä, jonka tulosten analysointiin on käytetty elinkaariarvioinnin mukaista vaikutusarviointimenettelyä. Sen avulla on arvioitu erilaisten päästökelijöiden, tuotteiden ja tuotantovaiheiden merkitystä ympäristöhaittojen aiheuttajana. Käytetty vaikutusarviointimenetelmä kattaa kuitenkin vain osan kirjoloheen tuotannon ja muiden tarkasteltavien tuotejärjestelmien ympäristövaikutuksista. Menetelmällä kyetään arvioimaan tavanomaisten päästöjen aiheuttamia vaikutuksia, kuten ilmastonmuutosta ja rehevöitymistä. Tällaisten vaikutusten lisäksi hankkeessa tarkasteltiin vaikutuksia, joiden arviointiin ei ole kehittynyt systemaattisia menetelmiä, tai joista mitattua tietoa ei ollut käytettävissä (esimerkiksi antibioottien käytön seurauksena syntyvät haitat). Näiden vaikutusten osalta tarkastelua ei tehty kvantitatiivisesti eikä koko elinkaaren osalta, vaan ainoastaan niissä tuotantovaiheissa, joissa kyseisillä vaikutuksilla on selvästi merkitystä.

Ympäristövaikutusten lisäksi työssä on pyritty vertailemaan tarkasteltavien tuotantojärjestelmien aiheuttamia sosioekonomisia vaikutuksia Suomen kansantalouden näkökulmasta. Sosioekonomisten vaikutusten arvioinnin lähtökohtana on ollut Jyväskylän yliopiston taloustieteiden tiedekunnalta tilattu panostuotosanalyysi (Storhammar 2001). Ainoastaan suomalaisen kasvatetun kirjoloheen ja Norjasta tuodun kasvatetun lohen sosioekonomisia vaikutuksia Suomessa on arvioitu laajemmin.



Kuva 2. Työn kulku ja menetelmälliset vaiheet.
Fig. 2. Methodological phases of the study.

Lopuksi kirjolohen kasvatuksen ja muiden tarkasteltavien tuotteiden aiheuttamia ympäristövaikutuksia ja sosioekonomisia vaikutuksia on tarkasteltu samanaikaisesti yksinkertaisella hyötyjen ja haittojen vertailulla.

2.2 Tuotejärjestelmät, tuotteet ja toiminnalliset yksiköt

Tutkimuksessa tarkasteltiin kotimaisen kirjolohen, Norjassa kasvatetun lohen, silakan, sianlihan ja naudanlihan tuotejärjestelmiä. **Tuotejärjestelmällä** tarkoitetaan elinkaariarviointiterminologiassa sarjaa materiaali- ja energiavirtojen yhdistämiä yksikköprosesseja, jotka toteuttavat yhden toiminnon tai useampia määriteltyjä toimintoja. **Yksikköprosessi** on pienin yksikkö, josta tietoa kerätään elinkaariarviointia varten (ISO 1997). Työn lähtökohtana on ollut, että tuotejärjestelmät kattavat kaikki merkittävimmät ympäristöön vaikuttavat toiminnot raaka-aineiden hankinnasta peratun/teurastetun eläimen toimittamiseen kauppaan tai jatkojalostukseen.

Kotimaisen kirjolohen tuotejärjestelmän kohdalla tarkasteltiin tyypillisen kasvatustavan (verkkoallaskasvatus Saaristomerellä) lisäksi vaihtoehtoisia kasvatustapoja, joita olivat: a) ruokinnan osalta erilaiset kasvatustavat (rehukerroin ja rehun koostumus vaihtelevat),

b) teknisiltä ratkaisuiltaan erilaiset kasvatustavat, joita olivat suppilomenetelmä, umpikassimenetelmä ja maalle rakennettu merilaitos.

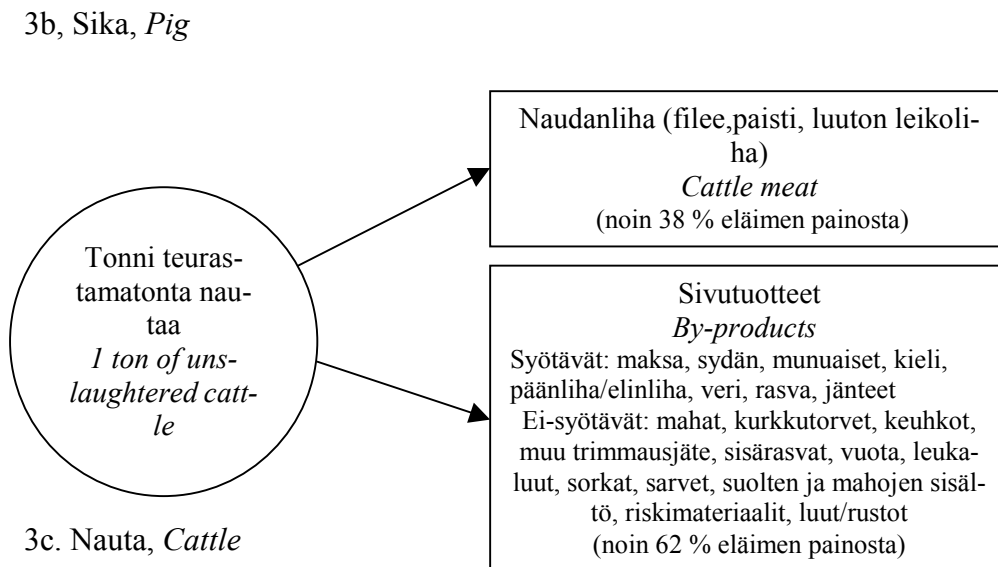
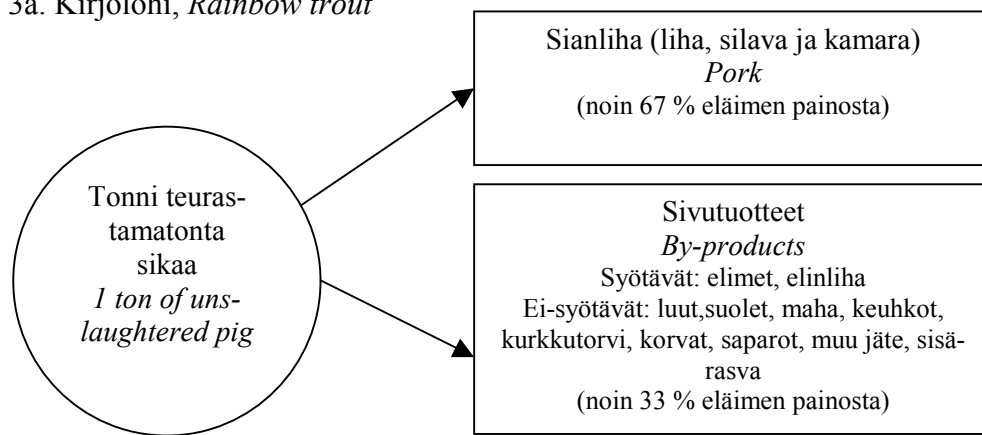
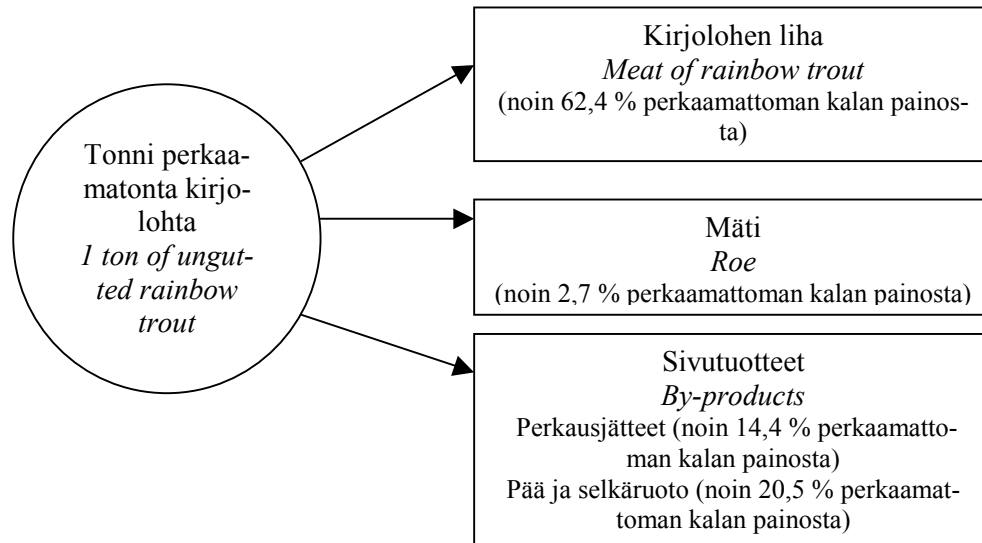
Muut tarkasteltavat tuotteet valittiin esitutkimuksen perusteella (Silvenius 2000a). Norjassa kasvatettu lohi on elintarvikkeena vastaava tuote kuin kirjolohi. Silakka on kuluttajalle vaihtoehtoinen kotimainen kalatuote. Sian- ja naudanliha ovat kuluttajalle selvästi erilaisia ruokatuotteita kuin kirjolohi, mutta ne voivat olla tietyllä tavalla vaihtoehtoisia tuotteita kuluttajalle.

Lopputuotteen **toiminnallinen yksikkö** (functional unit) määritellään aina elinkaariarvioita tehtäessä. Toiminnallinen yksikkö on vertailuyksikkö, jota kohti syöte- ja tuotos-tietoja lasketaan. Tässä tutkimuksessa kirjolohen tuotejärjestelmän muodollisena toiminnallisena yksikkönä on yksi tonni perkaamatonta kalaa. Muille työssä tarkasteltaville tuotejärjestelmille on käytetty vastaavaa muodollista toiminnallista perusyksikköä kuin kirjolohelle: yksi tonni perkaamatonta norjalaista kasvatettua lohta, yksi tonni perkaamatonta silakkaa, yksi tonni nautaa ja yksi tonni sikaa. Tuotejärjestelmien muodollista toiminnallista yksikköä kohti laskettujen tulosten yhteydessä puhutaankin siasta ja naudasta, ei sianlihasta ja naudanlihasta.

Kustakin tarkasteltavasta tuotejärjestelmästä saadaan erilaisia pää- ja sivutuotteita. Kirjolohen tuotejärjestelmän päätuotteet on nimetty tässä työssä kirjolohen lihaksi ja mädiksi. **Kirjolohen lihalla** tarkoitetaan kalan syötävää osaa, jota on kalassa noin 62,4 % kokonaisuudesta. Ritola ym. (2001) käyttävät tästä kalan osasta nimitystä filee. Filee ei ole kuitenkaan käsitteenä yksiselitteinen, sillä usein filee mielletään trimmatuksi fileeksi. Fileen trimmauksessa kalan lihasta, jossa ei ole sisäelimiä, päätä ja pääruotoa, poistetaan muun muassa vatsarasvat, kalvot ja tehdään yleinen siistiminen. Tuotteiden keskimääräiset osuudet täysikasvuisen naaraskalan kokonaisuudesta ovat: trimmattu filee 56,5 %, mäti 8,5 %, fileoinnin jätteet 26 % (pään ja selkäruodon osuus 20,5 %) ja perkausjätteet 9 % (Ritola ym. 2001). Nykyisin kalankasvattamojen parvet ovat käytännössä naaraskaloja. Mädin saanto kuitenkin vaihtelee huomattavasti. Tässä työssä keskimääräisen kirjolohen mädin määrä on arvioitu vuosien 1999 ja 2000 virallisten mätisaannon ja kirjolohen kokonaistuotantomäärän avulla (SVT 2001a, 2001b). Keskimäärin näinä vuosina mätiä saatiin noin 2,7 % kalan kokonaisuudesta. Todettakoon, että **peratulla kalalla** tarkoitetaan kalaa, josta veri, sisäelimet ja mäti on poistettu.

Edellä esitettyjä kirjolohen pää- ja sivutuotteita on oletettu syntyvän eri kirjolohen kasvatusmenetelmillä samassa suhteessa. Norjasta kasvatetusta lohesta ei juurikaan saada mätiä ja lihan osuus kalan kokonaisuudesta on ilmeisesti jonkin verran suurempi kuin kirjolohessa. Erot ovat kuitenkin sen verran pieniä, että tässä työssä Norjassa kasvatetun lohen pää- ja sivutuotteiden määrien on oletettu olevan kokonaisuudesta samat kuin kirjolohella.

Ruokakalana käytettävän silakan pää- ja sivutuotteiden määrät eroavat jonkin verran kirjolohesta. Vuoden 1997 kalanjalostetietojen perusteella peratun silakan osuus kalan kokonaisuudesta on noin 85 % ja nahallisen fileen vain 43 % (Vihervuori ja Ahvonen 1997). Syötävän lihan ja erikseen myytävän mädin osuuksille ei ole löydetty tätä työtä varten tarkkoja arvioita. Silakan lihan osuuden on oletettu olevan 40 % kalan kokonaisuudesta ja hyötykäyttöön menevän mädin osuus on noin 0,2 % (Päivärinta 2001).



Kuva 3. Kirjoloheen (a), sian (b) ja naudan (c) tuotejärjestelmien elinkaariarvioinneissa käytetyt muodolliset toiminnalliset yksiköt (tonni kokonaista kirjolohta, sikaa ja nautila) ja niistä saatavat pää- ja sivutuotteet (Ritola ym. 2001, Tiala 2001).

Fig. 3. Basic functional units of rainbow trout (a), pig (b) and cattle (c) used in life cycle assessment (one tonne slaughtered rainbow trout, pig and cattle) and main and by-products obtained from those.

Tonni sikaa ja nautaa sisältää päätuotteen, lihan, lisäksi myös sivutuotteita, kuten teurasjätteitä, nahkaa, luita jne. (kuvat 3b ja 3c). Työssä toteutettu naudanlihatarkastelu kuvaa ns. erikoistunutta naudanlihantuotantoa, jossa tuotetaan pelkästään lihaa. Noin kolmasosa suomalaisesta naudanlihasta tuotetaan maidontuotannon ohessa (= lypsylehmien teurastuksesta ja vasikoista saatava liha). Tällä tavalla tuotetun lihan tuottamisen aiheuttamat ympäristövaikutukset ovat pienempiä kuin erikoistuneen naudanlihan tuotannon, koska osa vaikutuksista voidaan kohdentaa maidolle (ks. tarkemmin luku 4.1.3).

Sianlihalla tarkoitetaan tässä työssä kaikkia niitä sianruhosta leikattujen lajitelmien määrää, joka kelpaa ihmisravinnoksi (n. 67 % eläimen kokonaismassasta). Sianlihan käsite ei ole tässä yhteydessä sama kuin virallisessa sianlihan tilastoinnissa. Sianlihan tilastoinnissa sianlihan määrällä tarkoitetaan sianruhon määrää, joka on noin 82 % elävän sian painosta. Vastaava terminologinen ero liittyy naudanlihaan. **Naudanlihalla** tarkoitetaan tässä työssä kaikkia niitä naudanruhosta leikattujen lajitelmien määrää, joka kelpaa ihmisravinnoksi (n. 38 % eläimen kokonaismassasta). Tilastoinnin pohjana käytetävän naudanruhon osuus elävän eläimen kokonaismassasta on noin 50 %.

Käyttämällä toiminnallisena yksikkönä kokonaista kirjolohta, Norjassa kasvatettua loheta, silakkaa, sikaa tai nautaa on mahdollista välttää allokointiongelmia pää- ja sivutuotteiden kesken. **Allokointi** eli kohdentaminen tarkoittaa jonkin prosessin syöte- ja tuotosvirtojen jakamista tutkittavaa toiminnallista yksikköä kohti. Ratkaisumalli johtaa kuitenkin siihen, että toiminnallista yksikköä kohti laskettuja päästöarvoja ja ympäristövaikutusarvioita ei voida suoraan verrata eri eläinten kesken. Tällöin toiminnallista perusyksikköä kuvaavilla tuotekokonaisuuksilla on erilaiset käyttötarkoitukset, ravintosisällöt ja taloudelliset hyödyt, ts. toiminnalliset yksiköt eroavat toisiinsa nähden. Erilaisen toiminnallisen yksikön omaavien tuotteiden elinkaariarvioinnin tuloksia ei voi verrata keskenään.

Työssä esitetyt muodollisia toiminnallisia yksiköitä kohti lasketut ympäristökuormitustekijät ovat vertailukelpoisia ainoastaan erilaisten kirjolohen tuotantotapojen ja Norjasta tuodun merilohen kesken, koska niissä voidaan ajatella syntyvän samassa suhteessa sivu- ja päätuotteita sekä näiden tuotteiden käyttötarkoitusten voidaan ajatella olevan samat. Lisäksi kirjolohen ja norjalaisen lohen ravitsemukselliset arvot ovat riittävän samanlaisia. Sen sijaan silakan sekä erityisesti sian- ja naudan muodollista toiminnallista yksikköä kohti lasketut tulokset eivät ole vertailukelpoisia kirjolohen vastaavien tulosten kanssa.

Erilaisten tuotejärjestelmien tuotenäkökohtien keskinäinen vertailu on mahdollista ainoastaan liittämällä koko tuotekirjoon liittyvät hyödyt samanaikaisesti ympäristövaikutusten kanssa (ks. lähemmin luku 6) tai tarkastelemalla johonkin samaan tarkoitukseen käytettyjä tuotteita keskenään. Periaatteessa tällaisten samaan käyttötarkoitukseen tarkoitettujen tuotteiden tulisi olla myös ominaisuuksiensa kannalta samanlaisia. Tällaisten tuoteparien löytäminen kalatuotteiden ja lihatuotteiden välillä on kuitenkin vaikeaa, sillä ravitsemuksellisesti tuotteet eroavat toisistaan. Esimerkiksi kalaa pidetään ravitsemuksellisesti arvokkaana sen sisältämien pitkäketjuisten rasvahappojen vuoksi. Kalan omega-3-sarjan monitydyttymättömiä rasvahappoja ei esiinny muissa elintarvikkeissa. Kalalla sisältää myös kivennäisaineita, erityisesti kalsiumia, rautaa, fosforia, magnesiumia ja kuparia, runsaasti A-, D- ja E-vitamiineja sekä B-ryhmän vitamiineista tiamiinia, riboflaviinia ja pyridoksaania (Rastas ym. 1996).

Työssä on edellä esitetyistä syistä lähdetty siitä, että peratun kirjolohen lihaa verrataan naudan- ja sianlihaan ainoastaan jonkin ravinto-ominaisuuden suhteen. Tällaisiksi omi-

naisuuksiksi on valittu ko. tuotteiden sisältämä energia- ja proteiinimäärä. Kansanterveyslaitoksen elintarvikkeiden koostumispankissa (Kansanterveyslaitos 2001) esitettyjen muiden ravitsemuksellisten tekijöiden suhteen on mahdollista tarvittaessa tehdä vertailua samalla periaatteella kuin energia- ja proteiinimäärän suhteen on tehty.

Vertailu kirjolohen lihan sekä naudan- ja sianlihan välillä edellyttää allokointimenettelyjä, joilla koko eläinkiloa kohden lasketut kuormitustekijäarvot jaetaan tarkasteltaville päätuotteille. Toiminnallisena yksikkönä on siis tällöin 100 g proteiinia (tai 1000 kJ energiaa) kirjolohen lihassa, 100 g proteiinia (tai 1000 kJ energiaa) naudanlihassa ja 100 g proteiinia (tai 1000 kJ energiaa) sianlihassa. Allokointiin ei elintarvikkeiden osalta ole kuitenkaan olemassa yhtä ja oikeaa menettelyä, minkä takia tällaisia toiminnallisia yksiköitä kohti lasketut tulokset vaihtelevat jonkin verran valitun allokointimenettelyn mukaisesti. Valitut allokointimenettelyt ja niihin liittyvät perusteet on esitetty yksityiskohtaisesti kohdassa 2.4.5.

2.3 Tuotejärjestelmien kuvaukset ja rajaukset

Tuotejärjestelmän rajoilla määritellään, mitkä yksikköprosessit elinkaariarviointiin otetaan mukaan. Järjestelmän rajojen määrittämiseen vaikuttavat useat tekijät, kuten tieto- ja kustannusrajoitukset. Tavoitteena on, että elinkaariarviointiin sisällytetään työn tavoitteiden kannalta kaikki olennaiset yksikköprosessit.

Tässä tutkimuksessa kirjolohen tuotejärjestelmässä rajoituttiin tutkimaan vain itse kalankasvatusta ja siinä tarvittavien tuotantopanosten valmistamista sekä perkaamista, eikä varsinaisen päätuotteen ja sivutuotteiden, kuten mädin sekä perkuu- ja fileointijätteidensä, jatkojalostusvaiheita ole liitetty tutkimuksen piiriin. Samalla periaatteella toteutettiin Norjassa kasvatetun lohen, silakan, sianlihan ja naudanlihan tuotejärjestelmien rajaukset. Monien materiaalien ja kemikaalien valmistusprosessit jouduttiin jättämään tutkimuksen ulkopuolelle johtuen liikesalaisuuksista tai riittämättömistä tiedoista. Tällaisia aineita ja materiaaleja olivat mm. antibiootit, rokotteet, vitamiinit, hivenaineet, väriaineet ja anti-fouling-materiaali. Polttoaineiden valmistus ja energian tuotanto ympäristökuormituksineen on sisällytetty tutkimukseen. Kuljetuksista huomioitiin rehun ja sen raaka-aineiden kuljetukset, poikasten kuljetukset poikaslaitoksilta kasvattamoille, kalan kuljetukset kasvattamoilta jalostukseen ja jälleenmyyntiin sekä perkuujätteidensä kuljetukset kasvattamoilta turkistarhoille. Tuotejärjestelmän rajaukset on perusteltu tarkemmin julkaisussa Kalankasvatus ja ympäristö – esiselvitys elinkaariarviointia varten (Silvenius 2000a).

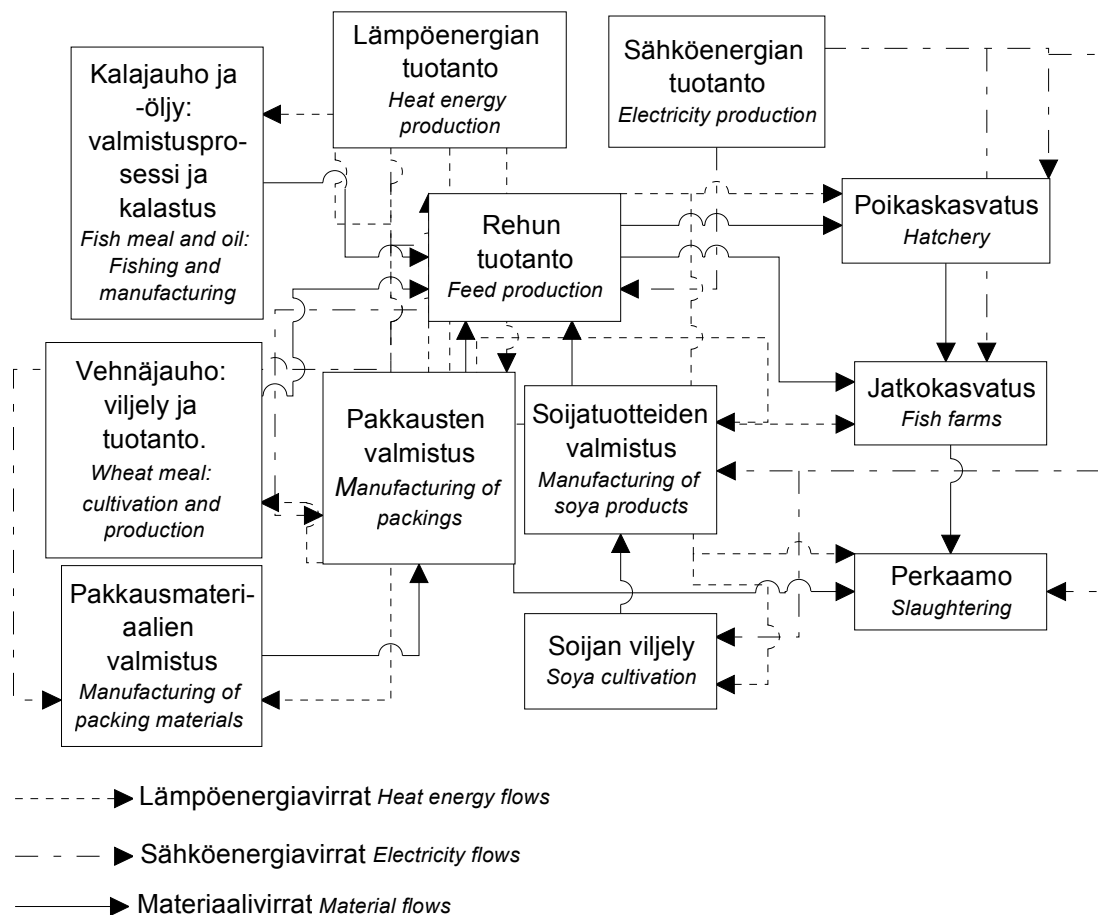
Seuraavaksi on kuvattu tarkasteltavat tuotejärjestelmät ja niiden rajat yksityiskohtaisemmin. Vaihtoehtoiset kirjolohen tuotantotavat sisältävät samat elinkaaren vaiheet kuin tyypillinen kirjolohen tuotantotapa, paitsi että lietettä talteen keräävissä laitoksissa mukana on lietteen käsittely ja pumppaukset, ja maalle rakennetuissa merilaitoksissa, umpikassilaitoksissa ja kiertovesilaitoksissa on lisäksi veden pumppaus. Kalastetun silakan tuotejärjestelmän prosessikuvaus on sen sijaan huomattavasti yksinkertaisempi.

2.3.1 Tyypillinen kirjolohen tuotantotapa

Tämän tutkimuksen peruskohde on suomalainen, merialueilla verkkoaltaissa kasvatettu perkaamaton kirjolohi, josta tässä tutkimuksessa käytetään nimitystä **tyypillinen kirjolohen tuotantotapa**. Verkkoallaskasvatusta harjoitetaan Suomessa kaikilla merialueilla,

mutta valtaosa kasvattamoista sijaitsee Ahvenanmaalla ja Saaristomerellä. Verkkoaltaita on merialueen kasvattamoista yli 90 %, sisävesillä taas maa-altaat ovat verkkoaltaita yleisempiä (SVT 2000a). Ympäristökuormituksiltaan menetelmät eroavat toisistaan siinä, että maa-altaiden pohjalle kertynyt liete on helpommin poistettavissa ja maa-altaissa ei ole verkkokassimateriaalia, jonka suojaamiseen tarvitsisi käyttää kuparipitoista anti-fouling-materiaalia.

Kalankasvatusprosessiin kuuluu rehun raaka-aineiden, eli kalajauhon ja -öljyn, vehnäjauhon ja erilaisten soijavalmisteiden tuotanto, rehun valmistusprosessi, poikaskasvatus, jatkokasvatus ja perkaamo. Kirjolojen tuotantoprosessia kuvaava tuotejärjestelmä on jaoteltu seuraaviin tuotantovaiheisiin, joihin jaettuna myös tulokset myöhemmin esitetään: rehun raaka-aineiden tuotanto, rehun valmistus, poikaslaitos, kasvatus toiminta, perkaamo ja pakkaukset (kuva 4). Tuotantovaiheet sisältävät kuljetuksia, ja lisäksi tarvitaan pakkauksia, joiden valmistusprosessit on myös huomioitu. Tässä yhteydessä esitetään tuotantovaiheiden kuvaukset melko yleisellä tasolla, yksityiskohtaisemmat tuotantovaiheiden kuvaukset on esitetty julkaisussa ”Kalankasvatus ja ympäristö. Kalankasvatuksen prosessikuvaus” (Silvenius 2000b).



Kuva 4. Kirjolojen tuotejärjestelmän rajaukset, sekä materiaali- ja energiavirrat.

Fig. 4. System boundaries and material and energy flows of rainbow trout product system.

Tuotantovaiheet

Poikaskasvatuksessa tuotantovaiheita ovat emokalojen valinta, kasvatusta ja ylläpito, mädin haudonta sekä itse poikaskasvatusta. Emokalanviljely pyritään mitoittamaan mahdollisimman tarkoin arvioidun mätitarpeen mukaisesti. Kirjolohinaaras tuottaa 800-1800 mätimunaa/kg kalaa (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988). Tuotettaessa 100 000 kg 2-kiloista kalaa tarvitaan 100 000 0-vuotiasta poikasta (Suominen 1999). Emokalakannan ylläpidon ympäristönäkökohdat eivät näin ollen ole erityisen merkittäviä, eikä niitä käsitellä tässä tutkimuksessa.

Kuolleisuus poikaslaitoksessa vaihtelee runsaasti olosuhteista riippuen. Yleisin toimintuskoko on 10-20 grammaa, vaihteluväli 5-200 g (Lankinen 1999). Arvioitaessa kirjolohenkasvatuksen ympäristövaikutuksia, poikastuotannon ravinnepäästöjen osuus ei ole kovin merkittävä. Vaikka poikastuotannon kuormituksia onnistuttaisiin pienentämään 80 %, merkitsee tämä valtakunnallisen kalankasvatuksen kokonaiskuormituksen osalta vain 4-6 %:n pienenemää (Mäkinen 1983). Pääosa kirjolohen poikaskasvatuksesta tapahtuu sisämaassa, mistä kuljetusmatka Lounais-Suomen kasvattamoille on 300-600 km.

Poikaskasvatuksen jälkeen seuraa jatkokasvatusta. Tässä tuotantovaiheessa aiheutuu valtaosa vesiin päätyvistä ravinnekuormituksista. Pääosa kasvattamoista on verkkoallaslaitoksia. Verkkokassien kunnostukseen kalankasvattamot käyttävät vaihtelevia määriä antifouling-materiaalia estämään verkkojen leväntymistä. Aineen kulutus vaihtelee, sillä osalla laitoksista kassit käsitellään vuosittain, osalla joka toinen vuosi ja osalla verkkokassit kunnostetaan pelkällä pesulla. Antifouling-materiaalin käytön seurauksena raskasmetallipitoisuudet, etenkin kuparipitoisuudet, nousevat pohjasedimentissä kalankasvattamon läheisyydessä (Uotila 1991).

Merilaitoksilla ei yleensä ole sähköenergiaa kuluttavaa laitteistoa. Mahdolliset sähkölaitteet toimivat yleensä aurinkopaneeleilla ja akuilla (Suominen 1999, Öström 1999). Sen sijaan rehua ja kaloja joudutaan kuljettamaan veneillä, mikäli kasvattamot eivät sijaitse aivan rannassa.

Tarvittaessa jatkokasvatuksessa käytetään antibiootteja kalasairauksien torjuntaan. Antibioottien käytöstä päättävät eläinlääkärit. Antibioottilääkkeistä on käytetty lääkeruuhin ainakin oksitetrasykliiniä, oksoliinihappoa ja sulfatrimetopriiniä (Rankanen 1999). Monet ainekset eivät hajoa helposti ja akkumuloituvat tästä johtuen sedimenttikerrokseen siellä, missä veden vaihtuvuus on vähäinen (Ervik ym. 1993). Antibiootteja sisältävien lääkeruuhien käyttö saattaa aiheuttaa antibiooteille vastustuskykyisten bakteerikantojen lisääntymistä mm. simpukoissa, äyriäisissä ja luonnonkaloissa (Wihlman 1999b). Tutkimuksissa on myös mitattu lääkejäämiä kasvattamoiden ympäriltä luonnonkaloista (Mäkelä 1999, Remes 1999).

Kirjolohen perkausprosessi alkaa kalojen kokoamisella, lajittelulla ja nostamisella. Sen jälkeen kalat tainnutetaan ja veri valutetaan pois. Sisäelimet poistetaan ja kalat pestään, lajitellaan, punnitaan, jäädytetään ja jäätetään. Pakkaamisen jälkeen kalat ovat valmiita kuljetettavaksi jälleenmyyntiin (Ranne 1995, Jaakkola 1983).

Rehunkuljetusmatka on suomalaiselta valmistajalta keskimäärin 60-70 km Lounais-Suomeen ja Ahvenanmaalle. Kyseisillä alueilla kasvatetaan yli 80 % kirjolohesta. Huomattava määrä rehusta tuodaan kuitenkin ulkomailta, pääasiassa Tanskasta. Tehtaila rehu pakataan polyeteenistä ja polypropeenista valmistettuihin säkkeihin. Ympäristön

kannalta oleellisin tekijä rehunvalmistuksessa on energiankulutus. Sitä kuluu varsinkin korkeassa lämpötilassa suoritettavassa ekstruusiovaiheessa.

Kasvatuksessa käytetty rehu koostuu pääasiassa kalajauhosta ja -öljystä, soijatiivisteestä, vehnä jauhosta ja vedestä. Rehun raaka-aineiden prosessoinnissa merkittävimmät tekijät ovat energiankulutus ja kuljetukset. Kalajauho ja -öljy ovat saman valmistusprosessin kaksi eri tuotetta. Prosessointia edeltää raaka-aineiden kalastus, joka kuluttaa runsaasti polttoaineita. Soijan prosessointi tapahtuu pääpiirteittäin seuraavasti: soijapavuista uutetaan ensin soijaöljy ja -rouhe erikseen heksaanilla. Tämän jälkeen uutetaan soijarouheesta hiilihydraatit pois etanolilla, jolloin saadaan hyvin proteiinipitoista soijakonsentraattia (Møller 1999). Kalan rehussa käytetään sekä soijarouhetta että -konsentraattia. Soijan ja vehnän viljelystä aiheutuu ravinnepäästöjä veteen ja lisäksi typpioksiduuli- ja ammoniakkipäästöjä ilmaan. Soijan ja vehnän elinkaareen sisältyy lannoitteiden tuotanto.

2.3.2 Muut kirjolohen tuotantotavat

Seuraavaksi esitellään tarkastelussa mukana olevat muut kirjolohen tuotantotavat. Niiden osalta tuotantovaihekuvaukset ovat yleensä samanlaiset kuin edellä esitetyn tyypillisen tuotantotavan kohdalla, joten seuraavassa niitä käsitellään vain siltä osin, kuin ne eroavat tyypillisestä tuotantotavasta.

Rehukertoimen ja rehun koostumuksen osalta erilaiset tuotantotavat

Lounais-Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämien virallisten tilastojen mukaan rehua käytettiin vuonna 1999 1,255 kiloa tuotettua kalakiloa kohden. Tilastot perustuvat kalankasvattajien omiin ilmoituksiin rehunkulutuksesta ja Lounais-Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämiin tilastoihin kirjolohen tuotannosta (Kaukoranta 2000a).

Laskettaessa rehun kulutusmääriä suhteessa kalojen tuotantoon laskennalliseen rehukertoimeen vaikuttavat erilaiset ruokintamenetelmät ja erilaiset tilastointitavat. Työssä tarkasteltiin kirjolohen tuotannosta aiheutuvia päästöjä, kun kasvatusvaiheen rehukertoimet olivat seuraavat (ks. kuvat 26-30):

- **Rehukerroin 1,53**, mikä muodostuu rehukertoimeksi käytettäessä Kasvintuotannon Tarkastuskeskuksen (KTTK) tilastojen mukaisia rehun valmistus- ja tuontimääriä vuodelta 1999 (Rankanen 2000). Korkeimmat kasvattajien ilmoittamat rehukertoimet olivat tätä luokkaa vuonna 1999 (Kaukoranta 2000b).

- **Rehukerroin 1,255**, mikä on virallisten tilastojen mukainen rehukerroin. Tätä rehukerointia on käytetty tyypillisen kirjolohen tuotantotavan yhteydessä. Rehun kulutusmäärä perustuu kasvattajien omiin ilmoituksiin (Kaukoranta 2000a).

- **Rehukerroin 1,1**, mikä on vesiensuojelun tavoiteohjelman mukainen rehukerroin (Ympäristöministeriö 2000a). Kyseinen rehukerroin vastaa nykytilannetta jo monilla toiminnassa olevilla laitoksilla, varsinkin sisävesilaitoksilla (Kaukoranta 2000b).

- **Rehukerroin 1,0**, mikä on kalanviljelyn ympäristönsuojeluohjeen mukainen rehukerroin (Ympäristöministeriö 2000a). Siihen on kokeellisesti päästy Etelä-Suomessa (Hel-

minen 2000, Koskela ym. 1998). Parhailla toiminnassa olevilla laitoksilla tämä toteutuu jo nyt (Kaukoranta 2000b).

- **Rehukerroin 0,9**, mikä arvo on saavutettu ulkomailla koeolosuhteissa (esim. Aquas-mart 1999). Myös kotimaassa tähän rehukertoimen pääsy on mahdollista kasvatuskaudesta riippuen parhaimmilla laitoksilla; esimerkiksi vuonna 2000 olosuhteet kalankasvatukselle olivat Suomessa niin otolliset, että alle yhden rehukertoimia ilmoitettiin (Kaukoranta 2000b).

Kalankasvatuksesta vesistöön päätyviin typpi- ja fosforimääriin vaikuttavat rehukertoimen lisäksi rehujen typpi- ja fosforipitoisuudet. Kalaan sitoutuvan fosforin ja typen määrä arvioitiin olevan vakio suhteessa kalan lisäkasvuun, eli virallisten tilastojen laskennassa käytetty 0,4 % P ja 2,75 % N kalojen tuorepainosta. Jäljelle jäävä osuus laskettiin päätyväksi vesistöön (yhtälö 1, luku 2.4.2). Osa tästä ravinnemäärästä on sitoutuneena ns. hukkarehuun, joka päätyy suureksi osaksi luonnonkalojen ravinnoksi, osa taas sitoutuu ulosteiden mukana lietteeseen ja osa on liukoista kuormitusta. Rehukertoimen merkityksen lisäksi tutkittiin myös rehun sisältämän typen ja fosforin merkitystä syöttämällä tyypillisen kirjolohen tuotantotavan malliin **typen ja fosforin minimi- ja maksimipitoisuudet**, jotka on saatu rehun vakuustodistuksista sekä rehunvalmistajien ja KTTK:n analyyseistä. Kyseiset minimi- ja maksimipitoisuudet typelle olivat 6,29 % ja 8,05 % sekä fosforille 0,85 % ja 1,90 % (Wideskog 2000, Rankanen 2000).

Lisäksi verrattiin erään Rymättylässä tehdyn rehukokeen (**soijapohjainen rehu**) tutkimustuloksia tyypillisen suomalaisen kalankasvattamon kuormitukseen. Tässä kokeessa kalajauhon osuus oli 13,3 %, kalaöljyn 28,0 %, soijaproteiinin 55,5 % soijarouheen 13,8 % ja vehnäjauhon 10,3 %. Rehun fosforipitoisuus oli 0,69 %, tyypipitoisuus 5,46 % ja rehukerroin 1,1-1,12 (Vielma ym. 1999). Vertailussa Rymättylän kokeen rehukerroin oletettiin olevan 1,255 ja koetuloksiin nähden ylimääräisen rehun sisältämä fosfori ja typpi oletettiin päätyvän suoraan vesistöön.

Esitettyjen tuotantotapojen tuotejärjestelmät ovat samanlaiset tyypillisen kirjolohen tuotantotavan kanssa (kuva 4). Eroja on vain rehun kulutuksen ja koostumuksen osalta.

Teknisiltä ratkaisultaan erilaiset kalankasvatuslaitokset

Teknisiltä ratkaisuiltaan erilaisista kirjolohen tuotantotavoista tutkittiin kalankasvatuslaitoksissa käytettäviä menetelmiä, joissa pyritään pienentämään kalankasvatuksen ravinnekuormituksia keräämällä talteen syömättä jääneestä rehusta ja kalojen ulosteista muodostunut liete. Kaikkia näitä ns. ulkoisia menetelmiä tutkittaessa oletettiin rehukertoimen ja rehun sisältämän ja kalaan sitoutuvan typen ja fosforin määrän olevan sama kuin tyypillisen kirjolohen tuotantotavan laskelmissa. Lietteen mukana poistuneen typen ja fosforin määrä suhteessa liukoiseen tyyppiin ja fosforiin oletettiin pysyvän samana kuin alkuperäisissä koetuloksissa.

Varsinkin rehun fosforista huomattava osa päätyy lietteeseen. Kalaan sitoutuu vakio-määrä fosforia ja typpeä, joten siihen sitoutuva prosentuaalinen osuus rehun sisältämistä ravinteista nousee rehukertoimen pienentyessä. Tiainen ym. (1996) esittävät, että rehun sisältämästä fosforista lietteeseen sitoutuu noin 35 %, liukoiseen muotoon jää noin 35 % ja loput sitoutuu kalaan. Tyyppistä lietteeseen jää vain noin 15 %, kun taas kalaan sitoutuu noin 25 % ja liukoisessa muodossa poistuu noin 65 %. Vielman (1999) tekemässä ruo-

kintakokeessa soijatiivistettä 22,5 % ja soijarouhetta 8,7 % sisältävällä rehulla fosforista sitoutui kalaan parhaimmillaan yli 35 %. Laukaassa 1997-1998 tehdyillä rehukokeilla, joissa rehukertoimet olivat 0,96-0,98, saatiin fosforikuormitukseksi 5,1-5,9 kg/t ja typpikuormitukseksi 26,1-31,1 kg/t kalaan sitoutuvan fosforimäärän ollessa 36,9-40,8 %. Valkuaisaineita jää kalaan 48-52 %, ulosteisiin 11-13 % ja eritteisiin 37-39 % (Koskela ym. 1998).

Tässä yhteydessä tarkasteltiin kolmea erilaista kasvatusmenetelmää. **Suppilomenetelmässä** verkkokassin alle on kiinnitetty suppilo, josta sinne laskeutunut liete pumpataan jatkokäsittelyyn. Näin saadaan poistettua osa lietteen sisältämästä fosforista, mutta lietteen pumppaus kuluttaa sähköä. **Umpikassimenetelmässä** kasvatusaltaat ovat umpinaisia, joten altaan pohjalle laskeutuvan lietteen lisäksi myös vettä joudutaan pumppaamaan merestä altaaseen. Sähköenergiankulutus siis kasvaa, mutta lietteestä saadaan suurin osa poistettua. **Maalle rakennetussa merilaitoksessa** sekä lietettä että vettä joudutaan pumppaamaan. Myös poistuvan veden puhdistus on teoriassa mahdollista. Veden pumppaus kuluttaa entistä enemmän energiaa, koska vettä on pumpattava ylöspäin merestä maalle. Energiaa kuluu lisäksi lietteen kuljetuksissa ja jatkokäsittelyssä. Lietteen kuljetusmatkat ovat todennäköisesti lyhyitä, mutta toisaalta poistettavat raakalietemäärät ovat suuria. Lietteiden kuljetukset vaativat siis raakalietteen käsittelyä, jotta saavutettaisiin korkeampi kuiva-ainepitoisuus. Lietteen käsittelyjärjestelmiä on mahdollista rakentaa rannan tuntumassa sijaitsevien laitosten yhteyteen, mutta hankalampaa kauempana sijaitsevien laitosten yhteyteen.

Yllämainituista ulkoisista menetelmistä käytössä oli tutkimustuloksia Skagsund Ab:n umpikassiprojektista (Helminen 2000), Tampereen Teknillisen Korkeakoulun (TTKK) umpikassiprojektista Dragsfjärdissä, jossa lietteen käsittelyssä oli flotaatioyksikkö (Jokela 1999), ja Paavo Ristola Oy:n suppilokokeesta Kotkassa 1995-98 (Paavo Ristola Oy 1998). Maalle rakennetun merilaitoksen toimintaa tarkasteltiin yksinomaan teoreettisten laskelmien pohjalta.

TTKK:n umpikassiprojektissa (umpikassi I) huomioitiin flotaatioyksikön kuluttama energiamäärä, mutta ei enää lietteen jatkokäsittelyä flotaatioyksikön jälkeen tai kuljetuksia jatkokäsittelypaikalle. Flotaatio on menetelmä, jossa lietteen erotukseen käytetään ilmakuplia, jotka nostavat lietteen pinnalle. Flotaatioyksikössä käytettiin saostuskemikaalina Finnferriä, jonka valmistus ja kuljetukset jätettiin tutkimuksen ulkopuolelle. Lietteen kuljetuksella ei ole juuri merkitystä kokonaisuuden kannalta: jos lietteen kuljetusmatkan oletetaan olevan tässä tutkimuksessa käytetty 20 km, on esim. rehun kuljetusten merkitys sata kertaa suurempi, sillä rehun kuljetusmäärät ovat huomattavasti suuremmat kuin lietteen. Skagsundin umpikassikokeesta (umpikassi II) huomioitiin vain fosfori- ja typpipäästöt vesiin, koska energiankulutustietoja ei ollut saatavilla. Paavo Ristola Oy:n suppilokokeessa ei ole huomioitu lietteen käsittelyä ja kuljetuksia.

Maalle rakennetun merilaitoksen tiedot perustuvat yksinomaan teoreettisiin laskelmiin. Siinä on arvioitu veden tarpeeksi lisäkasvutonna kohden 10 l/s ja nostokorkeudeksi putkihäviöt mukaan laskettuna kolme metriä. Fosforipäästöjen on oletettu tässä vaihtoehdossa vähentyvän 30 % ja typpipäästöjen saman verran kuin Paavo Ristola Oy:n suppilokokeessa lietteeseen sitoutunut määrä, eli noin 4 %. Maalle rakennettuun merilaitokseen on mahdollista lisätä myös kiertovesijärjestelmä. Veden osittainkin kierrättäminen vähentää pumppausenergian tarvetta. Norjassa jo useampia vuosia kokeillulla BIOFISH-tyyppisillä kasvattamoilla on päästy seuraaviin kuormituksiin tuotettua kalakilogrammaa kohden: 20 g kiintoainetta, 24 g typpeä ja alle 2 g fosforia. Tämän tyyppisen kasvatusmenetelmän käyttöönotto on kuitenkin ollut vielä varsin rajoitettua (SFT

1998). Lämpimissä vesissä kiertovesilaitoksia on laajemmin käytössä kuin kylmän veden kalankasvatuksessa ja pääasialliset tuotettavat lajit ovat mm. tilapiat, ankeriaat ja suurikokoiset äyriäiset (Naukkarinen 2000).

Ulkoisia menetelmiä on kokeiltu Suomessa ainoastaan yksittäisissä kokeissa. Norjassa on 1990-luvulla ollut toiminnassa kuusi maalle rakennettua merilaitosta, joista enää yksi on toiminnassa. Muut ovat kaatuneet teknisiin ja taloudellisiin ongelmiin, sekä kalasairauksiin (SFT 1998).

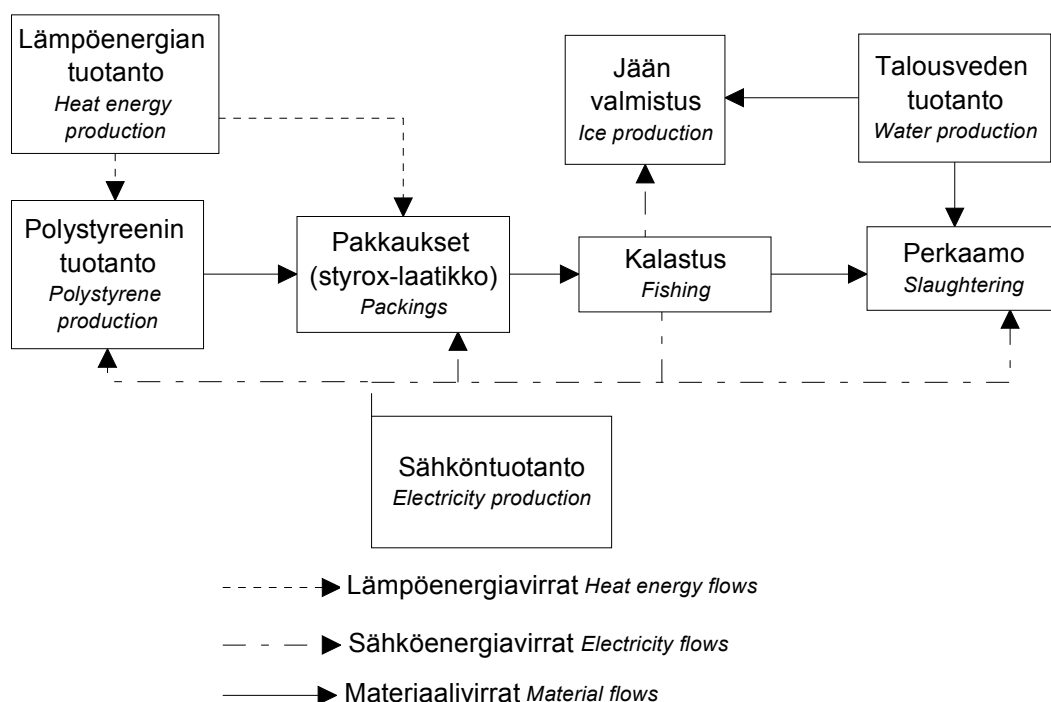
2.3.3 Muut tarkasteltavat tuotejärjestelmät

Norjassa kasvatetun lohen tuotejärjestelmä

Norjassa kasvatetaan merilohta pääosin samankaltaisissa verkkoaltaissa kuin Suomessa kasvatetaan kirjolohta. Tuotantoyksiköt ovat Norjassa suurempia kuin Suomessa, mutta muuten kasvatusmenetelmissä ei maiden välillä ole suuria eroja (ks. tyypillisen kirjoloheen tuotantotavan tuotejärjestelmän kuvaus, kuva 4).

Silakan tuotejärjestelmä

Kalastetun silakan tuotejärjestelmä on hyvin yksinkertainen (kuva 5). Kalastetun silakan elinkaareissa styrox-pakkaukset ovat samanlaisia kuin ne, joita käytetään kirjoloheen pakkaamisessa. Kuten kirjoloheen, myös silakan perkuu- ja fileointijätteet päätyvät turkistarhoille.

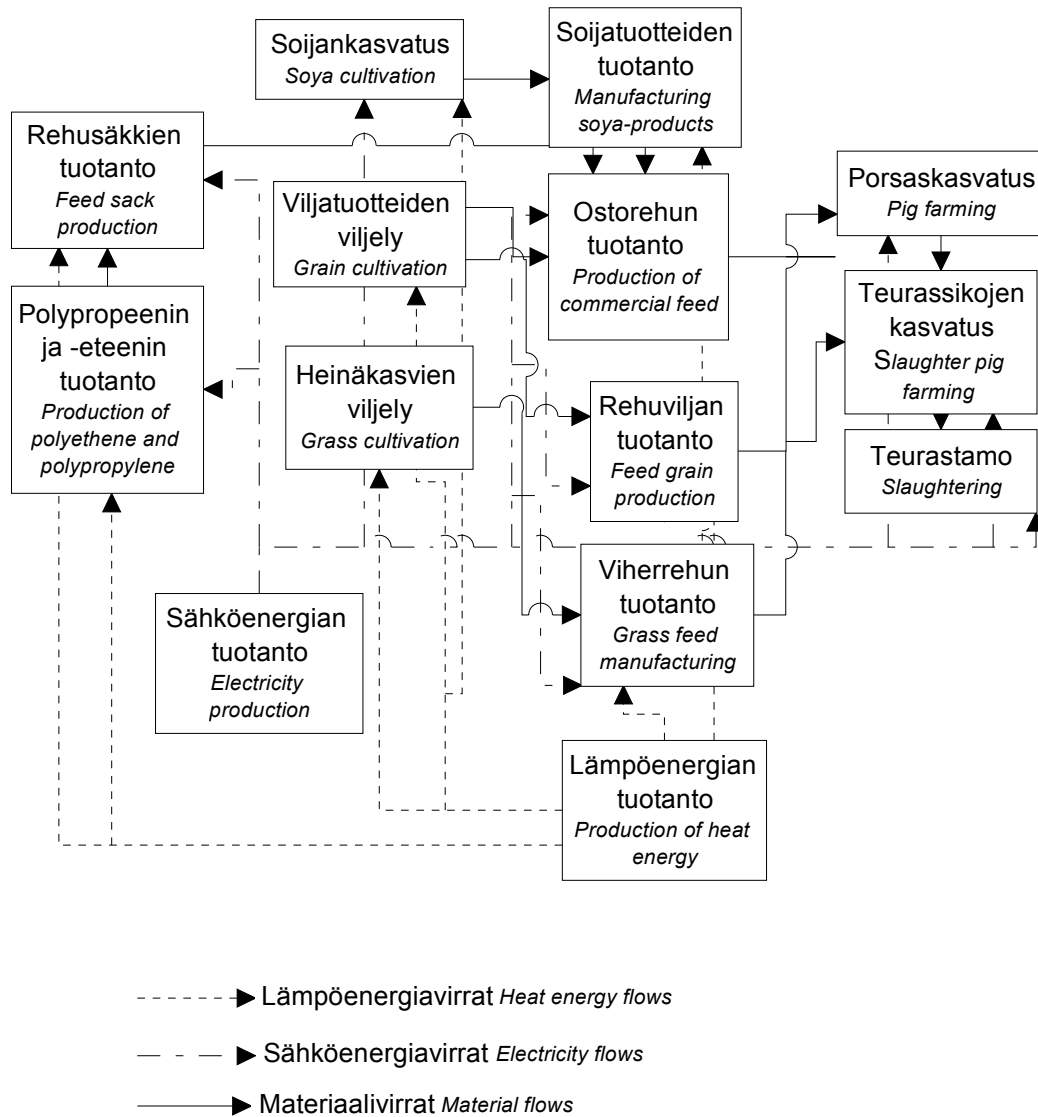


Kuva 5. Kalastetun silakan tuotejärjestelmän perusrajaus, sekä materiaali- ja energiavirrat.

Fig. 5. System boundaries and material and energy flows of the product system of caught Baltic herring.

Sianlihan tuotejärjestelmä

Sianlihan, kuten kirjolohenkin, tuotejärjestelmään kuuluu rehun valmistaminen ja sen raaka-aineiden prosessointi sekä erilaisia kuljetuksia. Kalajauhoa ja -öljyä käytetään sianrehussa varsin vähän, sen sijaan soijaa käytetään myös sian rehun raaka-aineena. Erilaisia maataloustuotteita käytetään sianrehussa runsaasti. Sianlihan tuotejärjestelmän prosessikaavio on esitetty kuvassa 6.

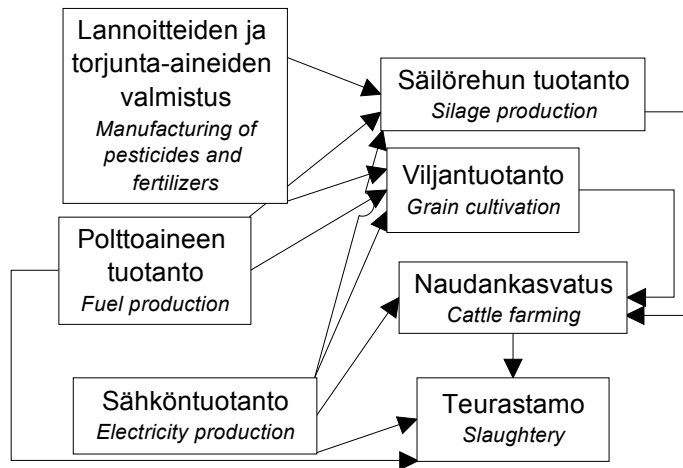


Kuva 6. Sianlihan tuotejärjestelmän perusrajaus, sekä materiaali- ja energiavirrat.

Fig. 6. System boundaries and material and energy flows of the product system of pig meat.

Naudanlihan tuotejärjestelmä

Naudanlihan tuotejärjestelmä on yksinkertaistettu naudanlihan tuotannon toteutuskokonaisuus, jossa lihanautojen ruokinta perustuu pelkästään viljaan (ohra, kaura) ja säilörehuun (kuva 7).



Kuva 7. Naudanlihan tuotejärjestelmän perusrajaus, sekä materiaali- ja energiavirrat.
 Fig. 7. System boundaries and material and energy flows of the product system of cattle meat.

2.4 Inventaarioanalyysien toteutus

2.4.1 Yleisperiaatteet

Inventaariovaiheen tavoitteena oli selvittää merialueilla tapahtuvan kirjolohen verkko-kassikasvatuksen koko elinkaaren aikaiset syötteet ja tuotokset, löytää pääasialliset ympäristöä kuormittavat tuotantovaiheet ja kuormitukseen vaikuttavat tekijät sekä tutkia pääasiallisten kuormittavien tekijöiden lähtöarvojen vaihtelun ja lähtötietojen epävarmuuksien merkitystä kokonaiskuormitukseen. Samalla kerättiin vastaavat tiedot myös muiden tarkasteltavien tuotejärjestelmien osalta. Erilaisten tuotejärjestelmien tarkastelujen tavoitteena oli löytää paitsi pääasialliset erot kuormitusten määrässä ja laadussa tyyppilliseen kirjolohen tuotantotapaan verrattuna, myös tietojen epävarmuustekijöiden ja erilaisten toiminnallisten yksiköiden merkitys lopputuloksiin.

Inventaarioanalyysi on elinkaariarvioinnin työläin vaihe. Siihen sisältyvät tietojen keruu ja niiden laatuarviointi sekä laskelmat, joissa tutkitavan tuotejärjestelmän ainevirrat määritellään yksikköprosessikohtaisesti ja kohdennetaan tuoteyksikköön. Lopputuloksena on kunkin tuotevaihtoehdon ympäristökuormituksia kuvaava inventaariotaulukko, jossa järjestelmään panoksina syötetyt raaka-aineet ja energia (syötteet) sekä vastaavasti järjestelmästä poistuvat jätteet, päästöt ja muut ympäristöä muuttavat tekijät (tuotokset) on laskettu tuoteyksikköä kohti. Tämä kirjolohen elinkaari-inventaario on ns. "from cradle to gate"- tyyppinen inventaario, sillä tuotteen jalostus- ja kulutusvaiheita perkauksesta (teurastuksesta) eteenpäin ei ole käsitelty. Elinkaariarviointi on laadittu noudattaen kansainvälisen standardoimisjärjestön ISO:n elinkaariarviointeja koskevia 14040-sarjan standardeja.

Inventaarioanalyysin toteuttaminen on iteratiivinen prosessi. Tietoa kerätessä ja järjestelmään paremmin tutustuttaessa saatetaan tunnistaa uusia tietovaatimuksia tai -rajoituksia, jotka edellyttävät tiedonkeruun menettelytapojen muuttamista siten, että selvityksen tavoitteet vielä saavutetaan. Joskus tunnistetaan asioita, jotka edellyttävät selvityksen tavoitteiden tai soveltamisalan uudelleen määrittelemistä. Inventaarioanalyysin tulokset toimivat lähtötietoina vaikutusarviointille. Vaikutustarkastelun aika-

na voidaan vielä tunnistaa uusia tietovaatimuksia tai -rajoituksia, jotka vaativat inventaariotiedon täydentämistä tai korjaamista.

Tutkimuksen aikana tiedot kirjolohenkasvatuksessa käytetyn rehun kulutuksesta ja ravinnepitoisuuksista ja niiden aiheuttamista ravinnekuormituksista muuttuivat vuosittain sitä mukaa, kun viimeisimmät kuormituslaskelmat julkaistiin Lounais-Suomen ympäristökeskuksessa. Kyseiset tiedot olivat lähtökohtina kaikkein oleellisimmille tarkasteluille koko tutkimuksessa, joten jo lasketut vaikutusarviointitiedot jouduttiin myös päivittämään uudelleen, kun vuoden 1999 kuormitustilastot valmistuivat muutama kuukausi vaikutusarviointivaiheen käynnistymisen jälkeen. Myös norjalaista lohenkasvatusta koskevat lähtötiedot tarkentuivat useaan otteeseen vielä tutkimuksen loppuvaiheissa.

Toiminnallista yksikköä kohti arvioidut syöte- ja tuotostiedot on laskettu elinkaaritietojen käsittelyyn tarkoitettulla Oy Keskuslaboratorio Ab:n kehittämällä elinkaariohjelmalla KCL-ECO 3.0. Laskennat on suoritettu sekä koko tuotejärjestelmälle että jaettuna eri tuotantovaiheisiin. Tarkasteltavien kirjolohen tuotantotapojen inventaarioanalyysin lopputuloksista on tehty herkkyysanalyysi, jossa on arvioitu tarkasteltavien kirjolohen tuotantovaihtoehtojen erilaisten lähtökohtien sekä tietojen epävarmuuksien vaikutuksia vertailujen tuloksiin.

Tuotejärjestelmät eri tutkimuksissa eivät aina ole vertailukelpoiset, vaikka rajaukset olisivatkin yhteneväiset. Tämä johtuu siitä, että lähtötiedoille on voitu asettaa erilaisia laatuvaatimuksia, jolloin lähtötietojen epävarmuustekijöissä saattaa olla eroja. Lisäksi verrattaessa eri tutkimusten tuloksia toisiinsa on huomattava, että tutkimuksissa on voitu käyttää erilaisia päästökertoimia esim. tieliikenteen tai energiantuotannon aiheuttamille päästöille.

Tässä tutkimuksessa käsitellyistä vaihtoehdoista kirjolohen tuotannosta on tehty yksityiskohtainen elinkaariselvitys, jossa on määritelty keskimääräiset kirjolohen tuotantoa kuvaavat parametrit. Silakkaa koskevat tiedot ovat peräisin Varsinais-Suomen TE-keskuksessa tehdystä elinkaaritutkimuksesta (Lillsunde 2001a), jossa silakan kalastuksen ympäristökuormitukset on analysoitu kattavasti. Tutkimukset ovat siten lähtötietojen laadun suhteen keskenään vertailukelpoisia. Silakkasaaliista kaksi kolmasosaa käytetään rehuna, joten silakka ei tuotteena ole täysin vertailukelpoinen kirjolohen kanssa. Sianlihasta ei ole ollut käytettävissä valmista elinkaaritutkimusta, joten tiedot sianlihan tuotannosta on kerätty asiantuntijalausuntojen perusteella. Tiedot vastannevat pääasiallisten komponenttien, kuten rehun ja sen raaka-aineiden ja kuljetusten suhteen todellista tilannetta suomalaisessa siankasvatuksessa, mutta yksityiskohtia on saattanut jäädä huomioimatta. Vertailussa käytetyt naudanlihan elinkaaritiedot perustuvat tätä tutkimusta varten tehtyyn elinkaariarviointiin (Silvenius ja Grönroos 2001), joka on tehty Suomen ympäristökeskuksen johdolla tehdyn maidon elinkaaritutkimuksen pohjalta (Grönroos ja Seppälä 2000). Sian ja naudan elinkaari-laskelmien lähtötiedot eivät kuitenkaan perustu virallisiin tilastoihin, kuten kirjolohen elinkaariarvioinnin lähtötiedot, eikä sian ja naudan elinkaariarviointien lopputuloksista ole tehty herkkyysanalyysiä.

Tutkimus pohjautuu kalankasvatuksen osalta pääosin Riista- ja kalantutkimuslaitoksen ja Suomen ympäristökeskuksen ylläpitämiin virallisiin tilastoihin, mutta osin myös tietoihin yksittäisiltä kasvatuslaitoksilta. Muut inventaarioissa käytetyt tiedot on kerätty pääosin yksittäisiltä yrityksiltä, lisäksi on käytetty kirjallisuustietoja ja keskimääräistä tietoa eri suuruisilta alueilta. Tietolähteitä ja tiedon laatuun liittyviä tekijöitä on tarkasteltu eri tuotejärjestelmien osalta seuraavissa luvuissa.

Tässä työssä inventaarioanalyysien tuloksista esitetään eri tuotejärjestelmien primäärienergiankulutukset ja ns. konventionaalisten aineiden päästötiedot veteen ja ilmaan. Näiden tekijöiden lähtötiedot ovat olleet parhaiten arvioitavissa. Lisäksi valitun ainejoukon päästöjen vaikutuksia pystytään arvioimaan elinkaariarvioinnin mukaisella vaikutusarviointimetodologialla. Jätteitä, myrkyllisiä aineita ja muita ympäristöä kuormittavia tekijöitä on käsitelty elinkaariarvioinnin ulkopuolelle jääneiden ympäristövaikutusten arvioinnin yhteydessä (luku 4.2).

2.4.2 Tyypillinen kirjolohen tuotantotapa

Tuotantopanosten valmistus

Rehun raaka-aineet

Kalajauhon ja -öljyn valmistusta koskevat tiedot perustuvat pääasiassa asiantuntijalausuntoihin ja kirjallisuustietoihin. Asiantuntijalausuntoja on saatu mm. tuotteiden maahantuojalta Berner Oy:ltä, jonka mukaan kalaöljyä saadaan kalajauhon valmistuksessa 20 % kalajauhon määrästä (Rintaharri 1999). Raaka-aineen kalastuksen polttoaineenkulutus on saatu islantilaiselta kalajauhotehtaalta (Magnusson 2000). Kalajauhon ja öljyn kuljetusmatkaksi suomalaisille rehutehtaille on arvioitu olevan 1 500 km laivalla. Tuontirehun valmistuksessa kalajauhon ja -öljyn kuljetusmatkaksi rehutehtaille on ilmoitettu 48 km kuorma-autolla.

Soijan viljelytiedot ovat kirjallisuustietoja brasilialaisesta soijanviljelystä, vaikkakin kirjolohen rehuissa käytetty soija on pääasiassa peräisin USA:sta suurten järvien alueelta. Soijapapujen kuivaustiedot ovat lähteestä Reusser (1994) (ref. Cederberg 1998). Lannoitteiden kulutus soijanviljelystä on FAO:n vuosikirjasta FAO (1992) (ref. Weidema 1995). FAO:n vuosikirjasta on myös siementen käyttömäärä. Niiden osuus soijanviljelyn energiankulutuksesta on 23,8 % FAO:n vuosikirjasta laskettuna.

Soijarouheen valmistustiedot perustuvat sekä kirjallisuustietoihin että Rehuraisio Oy:ltä saatuihin yrityskohtaisiin tietoihin. Kirjallisuustietojen pääasiallinen lähde on Cederberg (1998), jossa on vuoden 1997 valmistustietoja yrityksiltä Krupp Extrakzionstechnik, Hampuri, Saksa ja DENOFA, Norja. Soijan prosessoinnissa uuttoaaineena käytettävän heksaanin ja styrox-pakkausten valmistuksessa ponnekaasuna käytettävän pentaanin valmistustiedot on saatu Neste Oy:ltä (Neste Oy 1997).

Soijakonsentraatin valmistusprosessissa on arvioitu kuluvan saman verran energiaa kuin soijarouheen valmistuksessa. Soijakonsentraatin valmistuksessa käytetään uuttoon etanolia (Hamlet Proteins A/S 1999), jota on arvioitu kuluvan yhtä paljon kuin heksaania soijarouheen valmistuksessa. Myös ilmakehään päätyvä osuus etanolista on arvioitu samaksi soijarouheen valmistuksen heksaanipäästön kanssa. Saadun soijaproteiinin määrä suhteessa syötettyyn soijarouhemäärään on saatu Hamlet A/S:ltä. Soijarouheen ja tiivisteiden kuljetusmatka suomalaisiin rehutehtaisiin on oletettu olevan 1500 km laivalla, tuontirehun valmistukseen taas 90 km kuorma-autolla. Soijapapujen kuljetusmatkaksi on arvioitu 6000 km valtamerilaivalla.

Vehnän valmistetietojen lähteenä on tämän tutkimuksen yhteydessä tehty vehnäjauhon elinkaari-inventaario (Silvenius ja Grönroos 2001). Sen lannoitetiedot ovat Kemira Engineering Oy:stä (Ilomäki 1999). Vehnän kuljetusmatkaksi rehutehtaisiin on laskettu kolmen rehunvalmistajan keskiarvo, joka on 96,5 km kuorma-autolla.

Rehut

Rehun valmistustiedot ovat keskimääräisiä valmistustietoja Suomen kolmelta suurimmalta kalanrehuja myyvältä yritykseltä: kotimaiset Suomen Rehu Oy (lopettanut kalarehun tuotannon vuodenvaihteessa 1999/2000) ja Rehuraisio Oy sekä tanskalainen Bio-Mar. Pakkaus- ja ilmapäästötiedot ovat vain yhden valmistajan tietoja. Rehun kuljetusmatka kasvattamoille, 128 km, on saatu Suomessa rehuja valmistavien yritysten ilmoitusten keskiarvona. Tuontirehulle on lisäksi laskettu 1500 km:n laivakuljetus. Rehun pakkauksessa käytettävän kiristekalvon ja sen raaka-aineen polyeteenin kuljetusmatkaksi on arvioitu yhteensä 350 km. (Mattila 1999, Norrgård 1999, Nappa 1999, Jessen 1999)

Pakkaukset

Rehusäkkien tuotantotiedot on saatu UPM-Rosenlew Oy:ltä Porista. Kuljetusmatka sieltä rehun valmistajille Turun seudulle on 130 km. Styrox-laatikoiden valmistusta koskevat tiedot ovat Peterson-Walki Oy:ltä (Sivula 1999). Materiaaleina styrox-laatikoissa käytettävän polystyreenin sekä rehusäkeissä käytettävän polypropeenin ja polyeteenin valmistustiedot ovat keskimääräisiä eurooppalaisia valmistetietoja. Kyseiset pakkausmateriaalit valmistetaan Porvoossa ja kuljetusmatka sieltä Poriin UPM-Rosenlewin tehtaalle on arvioitu olevan 300 km ja Peterson-Walki Oy:lle Muurlaan 200 km. Polystyreenin valmistuksen lähdetieto on APME (1997).

Polttoaineet

Tutkimuksessa on käytetty seuraavia tietolähteitä polttoaineiden tuotannosta (taulukko 1).

Taulukko 1. Tutkimuksessa käytettyjen polttoainetietojen lähteet ja laatu.
Table 1. Sources and quality of fuel data used in this study.

Polttoaine <i>Fuel</i>	Tekn. taso <i>Techn. level</i>	Tiedot vuodelta <i>Reference year</i>	Lähde <i>Data source</i>
Nestekaasu <i>Liquid gas</i>	1994	1994	Neste Oy (1997)
Maakaasu <i>Natural gas</i>	1997	1997	IISI / Ecobilan (1998)
Raskas polttoöljy <i>Heavy fuel oil</i>	1994	1994	Neste Oy (1997)
Kevyt polttoöljy <i>Light fuel oil</i>	1994	1994	Neste Oy (1997)
Kivihiili <i>Coal</i>	1994	1994	IISI / Ecobilan (1998)

Sähköenergia

Eri tuotantovaiheissa kulutetun sähkön tuotannon aikaiset päästöt on laskettu Suomen ympäristökeskuksen sähkönhankintamallilla. Mallin tarkempi esittely löytyy julkaisusta "Sähköenergian päästölaskelman perusteet elinkaari-inventaarioissa" (Petäjä ja Koskela 2001).

Kalankasvatus ja kalojen jatkokäsittely

Poikaslaitokset

Antibioottien ja rokotteiden käyttötiedot poikaslaitoksilla perustuvat Eläinlääkintä- ja Elintarvikelaitos EELA:n ylläpitämiin valtakunnallisiin tilastoihin. Rehun pakkauksia arvioidaan kuluvan poikaslaitoksilla samassa suhteessa rehunkulutukseen nähden kuin jatkokasvatuksessa. Rehumäärät sekä energiamäärät suhteessa tuotettuun poikasmäärään on arvioinut Lankinen (2000), fosfori- ja typpipäästöjen lähteenä taas ovat Lounais-Suomen sekä Keski-Suomen ympäristökeskusten keskiarvo. BOD- ja kiintoainekuormitukset poikaskasvatuksessa on oletettu samaksi kuin jatkokasvatuksessa. Rehun kuljetusmatka poikaslaitoksille on arvoitu pidemmäksi kuin jatkokasvatustiloksiin, sillä poikaslaitokset sijaitsevat pääasiassa sisämaassa. Kuljetusmatkaksi on arvioitu 300 km. Poikasten kuljetusmatka kasvattamoille on arvioitu olevan 600 km tyhjällä paluukuormalla. Poikaslaitosten rehukertoimeksi oletettiin 1,0. Kalaan on oletettu sitoutuvan kalojen tuorepainosta 0,4 % fosforia ja 2,75 % typpeä (Wideskog 2000). Energiankulutus poikaskasvatuksessa on noin 1 kWh/50 g:n poikanen mutta sitä on vaikea arvioida täsmällisesti (Lankinen 1999).

Kalankasvatus

Tyypillisen kirjolohen kasvatustavan kuormitusarvion lähtötietoina on käytetty virallisiin tilastoihin perustuvaa rehukerrointa 1,255 sekä rehun typpipitoisuutta 6,8 % ja fosforipitoisuutta 0,91 % vuodelta 1999 (Kaukoranta 2000a). Fosfori- ja typpipitoisuudet on saatu vakuustodistuksista lasketuista painotetuista keskiarvoista (Wideskog 2000). KTTK:n analyysien perusteella käytössä olevien jatkokasvatusrehujen todelliset fosfori- ja typpipitoisuudet poikkeavat rehujen vakuustodistuksissa ilmoitetuista pitoisuuksista vain muutaman prosenttiyksikön verran (Rankanen 2000) ja tämäkin poikkeama johtuu suurelta osin käytetyistä pyöritysmenetelmistä (Norrgård 2000). Tämän perusteella rehujen vakuustodistuksissa esitetyt arvot rehun typpi- ja fosforipitoisuuksista pitävät varsin hyvin paikkansa. Tyypillisen kirjolohen kasvatustavan rehun raakaainekoostumuksena on käytetty ns. jatkokasvatusrehun painotettua keskiarvoa kolmelta rehunvalmistajalta, joiden rehua myydään Suomessa. Rehun keskimääräiseksi koostumukseksi on näin ollen saatu kalajauhoa 38 %, kalaöljyä 27 %, vehnä jauhoa 14 %, soijaproteiinia 8,3 % ja soijarouhetta 4,2 %.

Antibioottien käyttötietoihin on lisätty virallisissa lääkerehutilastoissa näkymätön osuus eläinlääkärin määrämistä, mutta kasvattajien itse sekoittamasta lääkerehusta, jonka on arvioinut Parviainen (1999). Itse sekoitetun määrän osuus on arvioitu kaikilla antibiooteilla suhteellisesti samaksi. Vesistöön päätyvä osuus antibiooteista on oletettu olevan 75 % (arvio 70-80 %) lukuun ottamatta oksitetrasykliiniä, josta on oletettu päätyvän vesistöön 90 % (arvio yli 90 %) (Wihlman 1999a). Pakkausten käyttötiedot ja antifouling-materiaalin kulutustiedot ovat keskimääräistä tietoa laituskäynneiltä. Antifouling-materiaalin dikuparioksidi-pitoisuus on saatu yhdeltä valmistajalta (Erkkilä 1999). Happea kuluttavien päästöjen (BOD) osalta on lähteenä käytetty Mäkisen (1983) ja kiintoainekuormituksen osalta Selänteen ja Lindgrenin (1984) raporttia (ref. Leminen ym. 1986). Kalanpoikasia on arvioitu tarvittavan 14 kg/t tuotettua kirjolohta, kun yleisin toimituskoko on 10-20 grammaa (Lankinen 1999).

Tässä tutkimuksessa merikuljetusten on oletettu kuluttavan kevyttä polttoöljyä 50 litraa tuotettua kirjolohitonnia kohden, mikä vastaa eräällä kasvattamolla kuluva polttoainemäärää (Suominen 1999). On kuitenkin huomattava, että keskimääräinen polttoaineen

kulutus saattaa olla kasvattamoilla huomattavasti alhaisempi, sillä osa laitoksista sijaitsee rannoilla, jolloin kuljetuksiin ei tarvita polttoainetta.

Perkaus

Perkaamoa koskevista tiedoista kalojen tainnutukseen käytettävän hiilidioksidin käyttö-tieto, kahden lounaissuomalaisen perkaamon keskiarvo, on suuntaa antava. Kaikki kalat on oletettu pakattaviksi styrox-pakkauksiin siten, että laatikot ovat täysiä. Perkaamon vesistökuormitustietojen lähde on työryhmän selvitys kalankasvatuksesta ja vesiensuojelusta (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988). Perkausjätteestä 80 % on arvioitu päätyvän turkiseläinten rehun raaka-aineeksi. Perkuujätteen kuljetusmatka turkistarhoille on arvioitu olevan 300 km, perattujen kirjolohien kuljetus jatkokäsittelyyn taas 200 km. Perkaamossa käytettävät styrox-pakkaukset on oletettu valmistettavan Muurlassa, mistä kuljetusmatka pääasiallisille kalankasvatusalueille Lounais-Suomeen on arvioitu olevan 130 km. Talousveden valmistuksen tiedot ovat peräisin Tampereen vesilaitokselta.

Perkaamojen koneellistamisaste vaihtelee, joten tarkkoja ja täsmällisiä tietoja energian-kulutuksesta ei ole saatavilla. Perkausjätevesien aiheuttama vesistökuormitus on kalankasvatukseen aiheuttamaan kuormitukseen verrattuna selvästi pienempi. Perkausjätevesikuormitus ajoittuu lähes kokonaisuudessaan loppusyksyyn ja alkutalveen (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988). Jääkone kuluttaa energiaa norjalaisen FINSAM-yhtiön myyntipääällikön mukaan noin 55 kWh/t (Lillsunde 2000) ja jäitä tarvitaan noin 200 g/kg perattua kalaa (Setälä ja Honkanen 2000).

Jalostus

Kalatuotteiden jatkojalostus on rajattu työstä pois. Kirjolohen tuotejärjestelmän viimeisenä kalojen käsittelytoimenpiteenä on perkaus. Perkaamon tuotteita ovat perattu kala, mäti ja perkausjätteet.

Tosiasiassa perkaamoissa tehdään jonkin verran myös fileointityötä. Työssä on oletettu, että perkaamojen fileoinnin aiheuttama kuormitus ei ole kirjolohen tuotejärjestelmässä mukana. Tämän yksinkertaistuksen aiheuttama virhe on oletettavasti pieni, koska kokonaisuudessaan perkaamojen kuormitustiedot näyttelevät koko tuoteketjun yhteenlasketusta kuormituksesta hyvin pientä osaa (ks. kohdat 3.1-3.2).

Kuljetukset

Kuljetuksiin liittyvät syötteen ja tuotokset on laskettu tuotantovaiheiden prosessitietojen kanssa yhteen. Tuotantovaiheet ja niissä mukana olevat kuljetussuoritteet ovat:

- * Rehun tuotanto
 - rehun raaka-aineiden kuljetukset rehutehtaille (kalajauho ja -öljy, soijavalmisteet ja vehnä),
- * Poikaslaitos
 - rehun kuljetukset poikaslaitokselle
- * Kasvatustoiminta
 - rehun kuljetukset kalankasvatuslaitokselle
 - poikasten kuljetukset kasvattamoille
- * Perkaamo
 - perkuujätteiden kuljetukset turkiseläinten rehun valmistukseen
 - kalojen kuljetukset perkaamosta vähittäiskauppoihin ja jalostamoihin

Laskentaperusteet

Raaka-aineiden allokointi

Raaka-aineiden allokoinnit on tässä tutkimuksessa tehty massa-allokointeina. Näitä ovat allokointi kalajauhon ja –öljyn kesken kalajauhon valmistuksessa sekä allokointi soijaöljyn ja –rouheen kesken soijatuotteiden valmistuksessa.

Kalajauhon ja –öljyn välinen allokointi on suoritettu tuotteiden massaan perustuen. Tämä johtui siitä, että tuotteiden arvo massayksikköä kohden on likipitään sama. Lisäksi tuotteiden arvo vaihtelee vuosittain, mikä on myös hyvä peruste massan käyttämiseen allokointiperusteena tuotteen taloudellisen arvon sijasta. Kalajauhon ja –öljyn osuus kirjolohen rehun raaka-aineista on keskimäärin 65 %.

Soijarouheen uuttoprosessissa on allokoinnissa soijaöljyn ja –rouheen välillä käytetty massa-allokointia (Oil World 96/97, ref. Cederberg 1998). Soijaproteiinin valmistamisessa oletettiin syötteiden ja tuotosten määrä suhteessa soijarouheen määrään samaksi kuin soijarouheen uuttoprosessissa, paitsi että uuttokemikaali on etanoli. Soijaproteiinin osuus Suomen kolmen suurimman rehua myyvän yrityksen keskiarvona on 8,3 % rehun raaka-aineista ja soijarouheen 3,3 %.

Ravinnekuormitus

Rehukertoimen lisäksi rehun fosfori- ja typpipitoisuus vaikuttavat kalankasvatuksesta aiheutuvaan ravinnekuormitukseen. Kalaan sitoutuvan fosforin ja typen määrä arvioitiin olevan vakio suhteessa kalan lisäkasvuun, eli virallisten tilastojen laskennassa käytetty 0,4 % P ja 2,75 % N kalojen tuorepainosta. Jäljelle jäävä osuus laskettiin päätyväksi vesistöön käyttämällä alla olevaa laskentakaavaa (mukailtu julkaisun Mäkinen ja Ruohonen (1992) pohjalta). Osa tästä ravinnemäärästä on sitoutuneena ns. hukkarehuun, joka päätyy suureksi osaksi luonnonkalojen ravinnoksi, osa taas sitoutuu ulosteiden mukana lietteeseen ja osa on liukoista kuormitusta. Ravinnekuormitus lasketaan seuraavasti:

$$Y = 10 * f_c * (R-z) \quad (1)$$

missä Y = ravinnekuorma kg/tonni tuotettua kalaa
 f_c = rehukerroin
 R = ravinteen pitoisuus rehussa prosentteina
 z = ravinteen pitoisuus kalan lisäkasvussa kg/tonni

Kulutetun sähköenergian muuntaminen primäärienergiaksi

Primäärienergialla tarkoitetaan kaikkien suoraan maasta otettujen energialähteiden (kuten maakaasu, hiili, öljy, biomassa ja vesivoima) energiasisältöjen summaa. Sekundäärinen energialähde, kuten sähkö, on tuotettu primäärienergiasta. Inventaariossa on eri tuotantotavoille laskettu tuotejärjestelmän kokonaisprimäärienergian kulutus, mitä varten kulutettu sähkömäärä on muutettu vastaamaan primäärienergiämäärää tietyn muunkertoimen avulla, joka tässä tapauksessa on ollut 2,485 (Petäjä ja Koskela 2001).

Kuljetukset

Kuljetusmatkat on pääasiassa arvioitu, lukuun ottamatta rehusäkkien kuljetusmatkoja, eräitä rehun raaka-aineiden kuljetusmatkoja sekä rehun kuljetusmatkoja laitoksille, joista on ollut käytettävissä yrityskohtaisia tietoja. Kuljetukset kasvattamolta eteenpäin myyntiin tai jalostukseen ovat mukana. Paluukuormat on oletettu täysiksi, lukuun ottamatta rehukuormia, josta eräältä rehunvalmistajilta saatiin paluukerroin, sekä poikaskuljetuksia, joiden tiedettiin palaavan tyhjinä. Kuljetuksiin liittyvien päästöjen laskennassa on käytetty apuna Koskelan ja ym. (2001) esittämiä päästökertoimia. Laivakuljetuksissa tiedot ovat vuodelta 1997 (NGM 1997). Kuljetusten päästöt on sisällytetty lähtöpisteen päästöjen joukkoon eikä niitä käsitellä omana tuotantovaiheenaan (ks. liite 1).

Kalajauhoa ja -öljyä on arvioitu kuljetettavan 1 500 km Tanskasta Suomeen, tosin Suomeen tuodaan kalajauhoa ja -öljyä myös Islannista. Tanskalaisessa rehunvalmistuksessa kalajauhon ja -öljyn kuljetusmatka on 48 km (Jessen 1999). Vehnän kuljetusmatkaksi on käytetty arvoa 96,48 km (Norrgård 1999). Soijapapujen kuljetusmatkaksi Atlantin yli oletettiin 6 000 km. Soijakonsentraatin ja -rouheen kuljetusmatkaksi oletettiin 1 500 km laivalla, Tanskassa taas 90 km kuorma-autolla (Jessen 1999). Lisäksi osaa Suomessa valmistetussa rehussa käytettävästä soijakonsentraatista kuljetettiin kuorma-autolla 180 km.

Rehun kuljetusmatkaksi kasvattamoille saatiin 128 km (Nappa 1999) ja poikaslaitoksille arvioitiin 300 km. Lisäksi Tanskasta tuotua rehua kuljetettiin laivalla 1 500 km. Poikaslaitoksilta poikasten kuljetusmatkaksi kasvattamoille oletettiin 600 km. Rehusäkkien kuljetukset rehutehtaalle ovat 130 km, polypropeenin ja -eteenin kuljetusmatkat rehusäkkitehtaalle taas 300 km. Styrox-pakkauksia kuljetetaan kasvattamoille arviolta 130 km ja polystyreenia styrox-pakkausten valmistajalle arviolta 200 km. Kirjoloheen kuljetusmatkaksi perkaamosta myyntiin ja jalostukseen on arvioitu olevan keskimäärin 200 km ja perkuujätteiden kuljetusmatkan turkiseläinten rehun valmistukseen 300 km.

2.4.3 Muut kirjolohen tuotantotavat

Muiden kirjolohen tuotantotapojen osalta tietolähteitä – sikäli kun ne eroavat luvussa 2.4.2 esitetyistä - on käsitelty jo luvussa 2.3.2, minkä takia niitä ei käsitellä tässä yhteydessä uudestaan. Muiden tuotantotapojen kohdalla eroja tyypilliseen tuotantotapaan on vain itse kasvatusvaiheessa, muiden tuotantovaiheiden osalta tiedot ovat samoja kuin tyypillisen tuotantotavan yhteydessä on esitetty.

2.4.4 Muut tarkasteltavat tuotejärjestelmät

Norjassa kasvatetun lohien tuotejärjestelmä

Tutkimuksessa on käytetty pääosin norjalaisia tilastotietoja sekä arvioituja tietoja vuodelta 1998, tietojen puuttuessa taas vanhempia tietoja norjalaisesta tuotannosta tai suomalaisia tyypillisen kirjolohen tuotantotavan tietoja. Pääasialliset lähteet ovat Direktoratet for Naturforvaltning (1999), Aalvik (1999, 2000) ja SFT (1998). Sähkön tuotantoon ja polttoaineiden tuotantoon ja käyttöön liittyvät tiedot ovat samoja kuin tyypillisen kirjolohen tuotantotavan tietolähteitä esittelevässä luvussa 2.4.2 on esitetty.

Rehun kulutus ja ravinnekuormitukset on laskettu vuoden 1998 tilastoista seuraavasti. Fosforikuormitus on saatu jakamalla kokonaisfosforikuormitus 4 225 t ja typpikuormitus jakamalla kokonaistyppikuormitus 20 286 t merilohen vuoden 1998 kokonaistuotannolla, jolloin saadaan ominaiskuormituksiksi 10,3 kg P/t ja 49,8 kg N/t (Borgvang ja Tjomsland 2000). Kalaan on oletettu sitoutuvan fosforia ja typpeä samassa suhteessa kuin suomalaiseseen kirjolohen, mistä saadaan norjalaisen kalanrehun keskimääräiseksi fosforipitoisuudeksi 1,07 % ja typpipitoisuudeksi 5,55 %, kun tehollinen rehukerroin vuonna 1999 oli 1,34 (Aalvik 2000). Waagbø ym. (2001) ilmoittavat kuitenkin rehun keskimääräiseksi typpipitoisuudeksi 6,4 %, joten laskettu rehun typpipitoisuus 5,55 % ei voi pitää paikkaansa. Direktoratet for Naturforvalting'n (1999) mukaan biologinen rehukerroin 0,9-1,1 ei ole Norjassa epätavallinen. Tietolähteistä ei selviä, millä menetelmällä ja mitä rehukerrointa käyttäen norjalaiset typpi- ja fosforikuormitukset on laskettu. Norjalaista keskimääräisen rehukertoimen arviointia vaikeuttaa se, että sekä tehollista että biologista rehukerrointa käytetään julkaisuissa, joissa arvioidaan norjalaista rehun kulutusta suhteessa lohen tuotantoon. Biologisen ja tehollisen rehukertoimen erona on se, että biologinen rehukerroin huomioi myös sen massan, mikä on sitoutunut kuolleisiin kaloihin ja tehollisessa rehukertoimessa huomioidaan vain teurastukseen päätyvän kalan massa. Eri lähteissä esitettyjen lukujen vaihteluista päätellen on mahdollista, että myös norjalaisessa ravinnekuormitusten ja rehun käytön tilastoinnissa lienee eroja todelliseen tilanteeseen. Esimerkiksi SFT (1998) mainitsee vuoden 1997 ominaiskuormituksiksi 34 g N/kg ja 10 g P/kg sekä biologiseksi rehukertoimeksi 1,16. Direktoratet for Naturforvalting (1999) mainitsee fosforikuormitukseksi 7 kg P/t, joka on vain 70 % virallisesta kuormitusluvusta.

Norjalaisen merilohen kasvatuksessa käytetyn antifouling-materiaalin kulutuksen osalta tietolähde on Direktoratet for Naturforvalting (1999) ja veteen päätyvä kuparimäärä vuodelta 1997 on lähteestä SFT (1999). Antibioottien kulutustiedot ovat norjalaisista tilastoista vuodelta 1998 (Aalvik 1999). Pakkaustiedot ja suurin osa kuljetustiedoista ovat suomalaisia. Poikaslaitoksissa kasvatetaan poikaset yleensä yksivuotiaiksi (Aalvik 1999), jolloin niiden massa on 80-100 g (Korhonen 2000). Toisaalta kalojen teuraspaino on suomalaisia kirjolohia suurempi, joten tarvittavien poikasten massan suhde teuraskalojen massaan ei ole paljonkaan suurempi kuin Suomessa. Kuormitusta syntyy poikaslaitoksella ilman jätevesien käsittelyä 650 g/kg kiintoainetta, 12 g P/kg, ja 80 g N/kg. Jätevesien käsittelyllä päästään arvoihin 188-201 g SS/kg, 4,7-5,8 g P/kg ja 46-56 g N/kg (SFT 1998). Koska suurin osa poikaslaitoksista sijoittuu lähelle rannikkoa, ei niiltä lähtevää vettä yleensä puhdisteta (Aarefjord 2000). Niinpä tässä tutkimuksessa on oletettu, ettei poikaslaitosten jätevesiä käsitellä Norjassa.

Rehu on oletettu valmistettavaksi Bergenissä, mistä kuljetusmatka kasvattamoihin on oletettu olevan keskimäärin noin 500 km. Kalajauhon ja -öljyn valmistus on oletettu olevan rehutehtaiden yhteydessä. Soijatiivisteiden ja rouheen valmistus on oletettu tapahtuvan Tanskassa, mistä kuljetusmatka Bergeniin on arvioitu 1 200 km:ksi. Kalojen kuljetusmatkaksi Suomen markkinoille on arvioitu 800 km, minkä lisäksi 80 % on arvioitu kuljetettavan laivalla 250 km. Pakkausten ja pakkausmateriaalin kuljetusmatkat on oletettu samoiksi kuin Suomessa. Norjassa kasvatetun lohen kuljetusmatkat Suomen markkinoille ovat siis pidemmät kuin suomalaisen kirjolohen. Myös rehun kuljetusmatkat Norjassa on arvioitu pidemmiksi kuin Suomessa. Toisaalta rehuraaka-aineita - kalajauhoa ja -öljyä - valmistetaan Norjassa, eikä niitä näin ollen tarvitse kuljettaa pitkiä matkoja.

Silakan tuotejärjestelmä

Vertailutiedot silakankalastuksen ympäristökuormituksista on saatu pääosin Varsinais-Suomen TE-keskuksessa ”Kestävän kehityksen arviointikriteerit rannikko- ja troolikalastuksessa”-hankkeen yhteydessä tehtävästä silakan elinkaariarvioinnista (Lillsunde 2000). Erona silakan elinkaareissa suhteessa kasvatettuun kirjolohkeen on elinkaaren yksinkertaisuus: ainoa varsinainen raaka-aine on kalastusalusten kuluttama polttoaine, kun taas kalankasvatuksessa elinkaaren vaiheisiin kuuluvat mm. rehun valmistus, rehun raaka-aineiden valmistus sekä em. aineiden kuljetukset. Sähkön tuotantoon ja polttoaineiden tuotantoon ja käyttöön liittyvät tiedot ovat samoja kuin tyypillisen kirjolohkeen tuotantotavan tietolähteitä esittelevässä luvussa 2.4.2 on esitetty.

Silakan kalastuksen katsotaan tässä yhteydessä toimivan rehevöitymistä hillitsevänä toimintana. Kalastettu silakkatonni sisältää Erikssonin (2000) mukaan 25 kg typpeä ja 4 kg fosforia. Näin ollen silakan kalastus poistaa ravinteita merestä ja inventaarioanalyysin tuloksissa kalastuksen vesiin päätyvä ravinnekuorma on negatiivinen.

Pakkauksiin on arvioitu kuluvan saman verran vastaavanlaisia styrox-pakkauksia kuin kirjolohkeen kasvatuksessa suhteessa pakattavan kalan massaan. Tuotteen kuljetusmatka on oletettu samaksi kuin kirjolohella. Koska kulutushyödykkeenä käytettävä silakka on yleensä filettä ja perkaus tapahtuu fileoinnin yhteydessä, on fileointi otettu mukaan. Fileointitiedot ovat Hätälä Oy:ltä (Hätälä 1999).

Sianlihan tuotejärjestelmä

Lähtötietoja sianlihan tuotejärjestelmään on saatu varhaisemmista elinkaaritutkimuksista sekä asiantuntijalausunnoista (Weidema ym. 1995, Johanisson ja Olsson 1998, Ranne 1995, Smeds 2000, Vahva 2000). Lisäksi on käytetty maa- ja metsätalousministeriön tietoja viljelykasvien hehtaarikohtaisista sadoista sekä maaseutukeskusten liiton otostutkimusta eräiden sikaloitten tilinpäätöksistä. Sähkön tuotantoon ja polttoaineiden tuotantoon ja käyttöön liittyvät tiedot ovat samoja kuin tyypillisen kirjolohkeen tuotantotavan tietolähteitä esittelevässä luvussa 2.4.2 on esitetty.

Rehun maatalousperäisten raaka-aineiden kuljetusmatka on oletettu olevan sama kuin kirjolohkeen rehussa käytettävällä vehnällä. Sikojen kuljetusmatka sikalasta teurastamoon on Smeds’in (2000) mukaan 100 km. Rehun kuljetusmatkaksi on oletettu 100 km. Porsaiden kuljetusmatka sikalaan on vain 20 km, joten se on jätetty huomioimatta. Osa sianrehusta on oletettu viljeltävän suoraan sikatiloilla, eikä niitä ole oletettu kuljetettavan lainkaan.

Ostorehun kulutustiedot ja sen raaka-ainetiedot ovat Rehuraisio Oy:ltä (Smeds 2000). Rehun raaka-aineiden tuotantotietojen pohjana on tämän hankkeen yhteydessä tehty elinkaariselvitys vehnästä (Silvenius ja Grönroos 2001). Muiden viljelykasvien kuormitustiedot on saatu olettamalla, että kuormitukset ovat samat kuin vehnällä suhteessa viljelykasvin vaatimaan viljelypinta-alaan. Hehtaarikohtaiset sadot ovat yleisimpien viljelykasvien, eli viljakasvien, sokerijuurikkaan ja perunan, osalta saatu maa- ja metsätalousministeriöstä, heinäkasvien sadot taas Weidema ym. (1995):n tutkimuksesta. Viljelystä peräisin olevien (soijanviljelyä lukuun ottamatta) veteen päätyvien typpi- ja fosforipäästöjen ja ilmaan haihtuvien typpiyhdisteiden osalta päästöarviot perustuvat luvussa 3.5 esitettyihin lähteisiin. Kotivalmisteisten rehujen koostumus ja raaka-aineet on saatu maaseutukeskusten liiton seurantatilastosta koskien 124 yhdistelmäskalaa. Rehusäkkejä

on arveltu kuluvan sian rehunvalmistuksessa saman verran kuin kirjoloihen rehun valmistuksessa suhteessa rehun määrään. Kaiken kaikkiaan siiankasvatuksen rehukertomiksi saatiin 4,44 ottamalla mukaan ostorehun lisäksi rehuvilja ym. sioille syötettävä ravinto. Kyseiseen rehukertomeen sisältyy myös emakoiden ja porsaskasvatuksen osuus. Teurastamon ja sikalan energian ja polttoaineiden kulutustietojen sekä näissä vaiheissa syntyvien päästöjen lähteenä on pääosin käytetty asiantuntijalausuntoja (Smeds 2000, Vahva 2000) ja lisäksi joitakin tietoja Weidema ym.:n (1995) tutkimuksista. Siianrehun valmistuksessa käytettävän suolan tietoina käytetty APME:n tietoja (SAEFL 1998, s. 444-445). Suolan on oletettu tulevan Puolasta.

Naudanlihan tuotejärjestelmä

Naudanlihan tuotejärjestelmä perustuu suurelta osin tutkimusraportissa ”Maatalouden tuotantotavat ja ympäristö” (Grönroos ja Seppälä 2000) esitettyyn tavanomaiseen maidontuotantomalliin TM1. Viljelystä peräisin olevien veteen päätyvien typpi- ja fosforipäästöjen ja ilmaan haihtuvien typpiyhdisteiden osalta päästöarviot perustuvat luvussa 3.5 esitettyihin lähteisiin. Rehutarpeen määrittelyssä on käytetty apuna julkaisua ”Rehutaulukot ja ruokintasuositukset” (Tuori ym. 1995). Rehutarpeen pohjalta on laskettavissa rehuntuotannossa tarvittavat peltoalat ja edelleen viljelytoiminnasta aiheutuvat päästöt sekä tarvittavat tuotantopanosten, kuten lannoitteiden, määrät, ja edelleen tuotantopanosten valmistamisen aikaiset päästöt. Inventaariotietoja kyseisiin tuotantovaiheisiin liittyen löytyy ”Maatalouden tuotantotavat ja ympäristö” –hankkeen inventaarioreportista (Grönroos ja Voutilainen 2001). Teurastamotiedot ovat peräisin Atria Oyj:stä (Ala-Fossi 2000). Keskimääräinen kuljetusetäisyys tilalta teurastamolle on noin 70 kilometriä. Sähkön tuotantoon ja polttoaineiden tuotantoon ja käyttöön liittyvät tiedot ovat samoja kuin tyypillisen kirjoloihen tuotantotavan tietolähteitä esittelevässä luvussa 2.4.2 on esitetty.

Rehun käyttöön liittyvien laskelmien lähtökohtana on ollut, että muodollista toiminnallista yksikköä, eli tuhatta naudanlihakiloa (tuhannen kilon bruttolisäkasvu), kohti kuluu ohraa 2430 ry, kauraa 1040 ry ja säilörehua 4350 ry. Kokonaisrehuyksikkömäärä on siis 7820 ry, josta säilörehun osuus on hieman yli puolet. Kokonaisrehuyksikkö (ry) vastaa käytännössä yhden ohrakilon tuotantovaikutusta (ks. tarkemmin Tuori ym. 2001).

2.4.5 Tuotejärjestelmien syötteiden ja tuotosten kohdentaminen päätuotteille

Tarkasteltaviin tuotejärjestelmiin liittyy erilaisia pää- ja sivutuotteita (ks. kohta 2.2). Inventaarioanalyysissä tuotejärjestelmien sisältämien yksikköprosessorien syötteet ja tuotokset laskettiin kuitenkin muodollista toiminnallista yksikköä eli eläintonna kohti (esim. 100 kg NO_x/t perkaamatonta kirjolohta). Eri tuotejärjestelmien päätuotteiden keskinäinen ympäristövaikutusten vertailu edellyttää kuitenkin, että tuotejärjestelmien tiedot voidaan kohdentaa myös päätuotteille. Ihanteellista olisi, jos syötteet ja tuotokset pystyttäisiin jakamaan päätuotteille ilman erillisiä allokointimenettelyjä (ISO 1998). Se ei ole kuitenkaan mahdollista tämän työn kaltaisissa monituotejärjestelmissä, joissa tuotejärjestelmien alkupäiden prosessit ovat välttämättömiä kaikille eri tuotteille.

Tässä työssä tuotejärjestelmien syötteiden ja tuotosten kohdentaminen päätuotteille on tehty massaperiaatteeseen ja taloudelliseen arvoon perustuvien allokointimenettelyjen avulla. Menetelmät antavat vaihtoehdoisen kuvan tuotteiden väliselle vertailulle. Talou-

dellisen arvon mukaisen allokoinnin on katsottu olevan perusteiltaan parempi elintarvikesovelluksissa (ks. esim. Weidema 2001).

Tuotteiden välisissä vertailuissa allokointimenetelmien on oltava samoja kaikille tuotteille. Esimerkiksi kirjolohen lihan päästötietojen arviointi ei voi perustua kalatuotteiden taloudellisiin arvoihin perustuvaan allokointiin, jos vertailtavan tuotteen (esim. naudanliha) päästötiedot on saatu massaperiaatteen mukaisen allokoinnin avulla.

Kirjolohen liha

Kirjolohen tuotejärjestelmän viimeisenä varsinaisena tiedonkeruuyksikkönä on perkaus, josta saadaan perattua kalaa, mätiä ja perkausjätteitä. Jotta kirjolohen lihan tuottamisen ympäristökuormitus pystytään arvioimaan, inventaarioanalyysissä kerätyt syötteen ja tuotokset perkaamoon asti jaetaan kirjolohen lihan, mädin ja perkausjätteiden kesken.

Massaperiaatteen mukaisessa allokoinnissa syötteen ja tuotokset jaetaan tuotteille tuotteiden painojen suhteessa. Massaperiaatteen mukaisella allokoinnilla perkaamattoman kalan syöttestä ja päästöistä kirjolohen lihan osuudeksi tulee 62,4 % eli kilosta perkaamatonta kalaa saadaan 624 g kirjolohen lihaa (vrt. kohta 2.2).

Taloudelliseen arvoon perustuvassa allokoinnissa tuotejärjestelmän syöte- ja kuormitus-tiedot jaetaan pää- ja sivutuotteiden kesken niihin liittyvien taloudellisten arvojen suhteessa. Kirjolohen tuottajahinta on ollut vuonna 1999 keskimäärin 3,23 €/ kg perattua kirjolohta, mikä ei sisällä mätiä ja perkausjätteitä. Perkausjätteillä ei ole käytännössä taloudellista arvoa. Kalanviljelyä koskevan tilaston mukaan vuonna 1999 mädin tuotanto oli 364 tonnia ja sen arvo oli 2,9 milj. € (SVT 2001a). Peratun kirjolohen arvo oli vastaavasti 41,0 milj. €. Vuonna 2000 peratun kirjolohen ja samalla siinä olevan lihan arvo oli 43,9 milj. € ja mädin 4,2 milj. €. (SVT 2001b). Näiden kahden vuoden tietojen keskiarvon perusteella kirjolohen lihalle pitää kohdentaa 92 % perkaamatonta kirjolohimäärää (esim. kiloa tai tonnia) kohti lasketuista syöttestä ja tuotoksista.

Kansanterveyslaitoksen ylläpitämässä elintarvikkeiden koostumustietopankissa (Kansanterveyslaitos 2001) on esitetty, että kirjolohen käsittelemättömän lihan keskimääräinen energiasisältö on 819 kJ/100 g tuotetta ja proteiinimäärä 18,4 g/100 g tuotetta. Kala- ja lihatuotteiden vertailua varten määritetään toiminnalliset yksiköt ”1000 kJ energiaa tuotteessa” ja ”100 g proteiinia tuotteessa”, joita kohti lasketaan tarvittavat syöte- ja tuotosmäärät. Tulokset ”g X syötettä tai tuotosta/1000 kJ energiaa kirjolohen lihassa” saadaan laskettua massaperiaatteen mukaisen allokoinnin avulla seuraavasti. Kirjolohen lihaa koskevan laskelman pohjaksi tarvitaan siis 0,122 kg kirjolohen lihaa, jossa on 1000 kJ energiaa. Kirjolohen tuotejärjestelmän muodollista toiminnallista yksikköä kohti lasketuista arvoista (kg X syötettä tai tuotosta /tonni perkaamatonta kirjolohta) voidaan laskea syöte- ja tuotostiedot kirjolohen lihakiloa kohti. Lopuksi tämä luku kerrotaan tarvittavalla kirjolohen määrällä. Laskentakaava on $0,122 \text{ kg} * m * ST/m$, missä m on kirjolohen lihan osuus kokonaisuudesta (=0,624) ja ST on kulloinkin tarkasteltavan syötteen tai tuotoksen arvo muodollista toiminnallista yksikköä kohti arvioituna (esim. g NO_x/kg perkaamatonta kirjolohta). Kun sovelletaan taloudelliseen arvoon perustuvaa allokointia, osoittajassa olevan m :n paikalle laitetaan kirjolohen lihan taloudellisen arvon osuus (0,92) kokonaisesta kalasta. Massaperiaatteen mukainen allokointi tuottaa siis laskentayhtälön: $0,122 * (g \text{ syötettä tai tuotosta/kg perkaamatonta kirjolohta})$. Taloudelliseen arvoon perustuva allokointi puolestaan kaavan: $0,180 * (g \text{ X syötettä tai tuotosta/kg perkaamatonta kirjolohta})$. Taloudelliseen arvoon perustuva allokointi

tuottaa siis kirjoloihen lihan osuudeksi noin 1,5 kertaa suuremmat päästöt kuin massaperiaatteen mukainen allokointi.

Vastaavat muuntokertoimet voidaan laskea proteiinimäärän suhteen tehtävälle tarkastelulle. Kun toiminnallisena yksikkönä on 100 g proteiinia kirjoloihen lihassa, massaperiaatteen mukaisen allokoinnin perusteella laskentakaava on $0,543 * (\text{g syötettä tai tuotosta/kg perkaamatonta kirjolohta})$. Taloudellisen arvoon perustuvalla allokoinnilla saadaan yhtälö $0,800 * (\text{g syötettä tai tuotosta/kg perkaamatonta kirjolohta})$.

Norjalaisen kasvatusloihen liha

Norjassa kasvatetun merilohen pää- ja sivutuotteiden painoprosenttiosuuksien, taloudellisten arvojen ja ravitsemuksellisten tekijöiden on tässä työssä olettu olevan niin lähellä suomalaista kirjolohta, että Norjassa kasvatetun merilohen tuotejärjestelmän syöte- ja tuotostietojen osittaminen pää- ja sivutuotteille voidaan tehdä edellä esitettyjen yhtälöiden avulla.

Silakan liha

Tässä työssä on arvioitu, että ruokakalaksi toimitetun silakan lihan osuus kalan kokonaismassasta on 40 % (ks. kohta 2.2) ja kalan taloudellisesta arvosta noin 96 % (Päivärinta 2001).

Silakan ravitsemuksellinen sisältö poikkeaa kirjolohesta jonkin verran. Silakan energiasisältö on 421 kJ energiaa/100 g silakan lihaa ja proteiinimäärä 14,8 g/100 g silakan lihaa (Kansanterveyslaitos 2001). Massaperiaatteen mukaisella allokoinnilla muuntokerroin on $0,238 * (\text{g syötettä tai tuotosta/kg perkaamatonta silakkaa})$, kun toiminnallisena yksikkönä on 1000 kJ energiaa silakan lihassa. Taloudelliseen arvoon perustuvalla allokoinnilla yhtälö on $0,57 * (\text{g syötettä tai tuotosta/kg perkaamatonta silakkaa})$. Kun toiminnallisena yksikkönä on 100 g proteiinia silakan lihassa, vastaavat kertoimet ovat: $0,676 * (\text{g syötettä tai tuotosta/kg perkaamatonta silakkaa})$ ja $1,622 * (\text{g syötettä tai tuotosta/kg perkaamatonta silakkaa})$.

Sianliha

Tialan (2001) esittämän arvion perusteella sianliha, joka muodostaa noin 67 % elävän eläimen kokonaispainosta, on taloudelliselta arvoltaan noin 97 % koko eläimen arvosta.

Kansanterveyslaitoksen elintarvikkeiden koostumistietopankissa (Kansanterveyslaitos 2001) on esitetty käsittelemättömän sianlihan keskimääräiset ravitsemustiedot. Käsittelemättömän sianlihan on oletettu vastaavan tässä työssä määritellyä sianlihaa (ks. kohta 2.2). Sianliha sisältää energiaa 913 kJ/100 g tuotetta ja proteiinia 18,3 g/100 g tuotetta.

Massaperiaatteen mukaisen allokoinnin perusteella syötteen ja tuotokset saadaan lasketua toiminnallista yksikköä, 1000 kJ energiaa sianlihassa, kohti seuraavalla yhtälöllä: $0,110 * (\text{g syötettä tai tuotosta/kg kokonaista sikaa})$. Taloudelliseen arvoon perustuvalla allokoinnilla kaava on $0,159 * (\text{g syötettä tai tuotosta/kg kokonaista sikaa})$. Kun toiminnallisena yksikkönä on 100 g proteiinia sianlihassa, massaperiaatteen mukainen allokointi antaa muunnosyhtälön $0,546 * (\text{g syötettä tai tuotosta/kg kokonaista sikaa})$ ja ta-

loudelliseen arvoon perustuva allokointi 0,791 * (g syötettä tai tuotosta/kg kokonaista sikaa).

Naudanliha

Tialan (2001) esittämien tietojen perusteella naudanliha, joka muodostaa noin 38 % elävän eläimen kokonaispainosta, on taloudelliselta arvoltaan noin 97 % koko eläimen arvosta.

Kansanterveyslaitoksen elintarvikkeiden koostumistietopankissa (Kansanterveyslaitos 2001) on esitetty käsittelemättömän naudanlihan keskimääräisiä ravitsemuksellisia arvoja. Käsittelemättömän naudanlihan on oletettu vastaavan tässä työssä määriteltyä naudanlihaa (ks. kohta 2.2). Naudanliha sisältää energiaa keskimäärin 638,9 kJ/100 g tuotetta ja proteiinia 19,3 g/100 g tuotetta.

Toiminnallista yksikköä, 1000 kJ energiaa naudanlihassa, kohti lasketut syötteen ja tuotokset saadaan kertomalla muodollista toiminnallista yksikköä kohti lasketut arvot lukuarvolla 0,157 (massaperiaatteen mukainen allokointi) tai 0,400 (taloudelliseen arvoon perustuva allokointi). Mikäli toiminnallisena yksikkönä pidetään 100 g proteiinia naudanlihassa, vastaavat kertoimet ovat 0,518 ja 1,322.

2.5 Elinkaariarvioinnin mukainen ympäristövaikutusarviointi

Saaristomeren kirjolohenkasvatuksen, erilaisten kirjolohen tuotantotapojen ja vaihtoehtoisten elintarviketuotteiden elinkaariaikaiset ympäristövaikutukset on arvioitu Suomen ympäristökeskuksessa kehitetyllä ns. DAIA (decision analysis impact assessment) – vaikutusarviointimenetelmällä (Seppälä 1997, 1999a, 1999b). Menetelmän perusyhtälöt vastaavat elinkaariarvioinneissa yleisesti käytettäviä yhtälöitä, jotka ovat kansainvälisen vaikutusarviointimetodologian mukaisia. Malli eroaa ns. perinteisestä elinkaariarvioinnissa sovellettavasta menetelmästä siinä, että DAIA:ssa otetaan huomioon karkealla tasolla päästölähteiden maantieteellisen aseman merkitys vaikutusten syntyymiseen.

2.5.1 Tarkasteltavat vaikutukset ja kuormitustekijät

Vaikutusarviointimalli kuvaa erikseen määriteltyjen kuormitustekijöiden haittavaikutuksia. Haittavaikutukset on ryhmitelty vaikutuskokonaisuuksiksi, joilla on samanlaisia seurauksia. Näitä vaikutuskokonaisuuksia kutsutaan mallissa vaikutusluokiksi.

Vaikutusarviointimallissa on oletusvaikutusluokat, joihin liittyvät kuormitustekijät on määritelty valmiiksi. Valtakunnallisen arviointimallin oletusvaikutusluokat ovat ilmastomuutos, yläilmakehän otsonin väheneminen, alailmakehän otsonin muodostuminen, happamoituminen, vesien rehevöityminen, ekotoksisuus, monimuotoisuuden väheneminen ja vesistöjen happivajaus.

Oletusvaikutusluokkien määrittelyn lähtökohtana ovat elinkaariarvioinnissa yleisesti käytetyt vaikutusluokat (ks. Lindfors ym. 1995) monimuotoisuuden vähenemistä ja happivajasta lukuun ottamatta. Näille vaikutusluokille on yhteistä, että niitä aiheuttaville päästöille ja muille tekijöille pystytään esittämään valtakunnalliset kokonaisarviot. Tämä mahdollistaa ratkaisumallin, jolla pystytään laskemaan potentiaalisia haittavaikutuksia kuvaavia haittapisteitä.

Vaikutusten arviointimalli voidaan esittää hierarkiana. Hierarkia muodostuu vaikutusluokista ja niihin liittyvistä kuormitustekijöistä sekä vertailtavista kohteista. Vertailtava kohde voi olla jokin yksikköprosessi, tuotantovaihe, tuotantovaihtoehto tai tuote. Tässä tutkimuksessa arviointimallin oletusvaikutusluokista on poistettu yläilmakehän otsonin väheneminen, ekotoksisuus, vesistöjen happivajaus ja monimuotoisuuden väheneminen. Toisaalta ylimääräisinä vaikutusluokkina on otettu maaympäristön rehevöityminen ja uusiutumattomien polttoaineiden väheneminen. Poistamisien ja lisäämisten perustelut selviävät jäljempänä vaikutusluokkakuvausten yhteydessä.

Vaikutusten arviointimalliin mukaan otettujen vaikutusluokkien sisältö on määritelty siten, että ”raja-alueen” vaikutukset tekijöineen on sijoitettu vain yhteen vaikutusluokkaan. Seuraavassa on esitetty arviointimallin vaikutusluokkia koskevat rajaukset sekä perustelut poisjätettävien vaikutusluokkien osalta.

Ilmastonmuutos tarkoittaa niin sanottujen kasvihuonekaasujen aiheuttamaa ilmakehän lämpenemistä. Ilmaston lämpeneminen on keskeisimpiä globaaleja ympäristöongelmia.

Yläilmakehän otsonin vähenemistä tapahtuu kun ihmistoiminnasta vapautuu stratosfääriin otsonia tuhoavia aineita (esimerkiksi kloorifluorihilivetyjä (CFC) tai haloneja), minkä seurauksena UV-B säteily lisääntyy maanpinnalla. Kalankasvatuksesta tai lihan tuotannosta ei tiedetä aiheutuvan otsonikerrosta tuhoavien aineiden päästöjä, minkä takia ko. vaikutusluokkaa ei ole otettu tässä yhteydessä vaikutusarviointimalliin mukaan.

Happamoitumisella tarkoitetaan luonnon vastustuskyvyn heikkenemistä happamoittavaa laskeumaa vastaan. Kullakin alueella on alueelle ominainen kyky vastustaa happamoittavaa laskeumaa (ts. neutraloida vetyioneja).

Foto-oksidantteihin liittyvistä haitoista käsitellään tässä yhteydessä vain alailmakehän otsonin muodostumista, mikä vastaa yleistä käytäntöä elinkaariarvioinneissa. Muiden oksidanttien osalta tiedot ovat liian puutteellisia. Liialliset otsonipitoisuudet aiheuttavat suoria vaikutuksia kasveihin ja ihmisen terveyteen.

Ekotoksisuudella tarkoitetaan tässä yhteydessä akuutteja ja kroonisia myrkyllisyysvaikutuksia eliöille, joita ympäristölle vaaralliset kemikaalit jatkuvissa päästöissä aiheuttavat ekosysteemeissä. Myrkyllisten aineiden haittavaikutusten kvantitatiivinen arviointi on hankalaa ja siihen liittyy suuria epävarmuuksia, minkä takia vaikutusluokkaa ei ole mukana elinkaariarvioinnin mukaisessa vaikutusarvioinnissa. Kalankasvatukseen liittyviä ekotoksisuushaittoja on kuitenkin kuvailtu luvussa 4.2.

Vesien rehevöitymisellä tarkoitetaan vesiekosysteemin häiriintymisestä johtuvaa veden eliöstön lisääntynyttä kasvunopeutta. Peruskriteerinä pidetään kasviplanktonin ja korkeampien vesikasvien lisääntynyttä tuotantoa (mitattuna tavallisimmin veden aklorofyllipitoisuutena). Biomassan hajoamisen kautta syntyvä hapenkulutus käsitellään rehevöitymisen yhteydessä.

Maaympäristön (terrestrisellä) rehevöitymisellä tarkoitetaan tyyppiyhdisteiden laskeuman aiheuttamaa muutosta maaympäristön kasvillisuuslajisuhteissa. Ongelmaa ei ole laajasti tiedostettu Suomessa, vaikka metsämaiden rehevöittävän laskeuman kriittisen kuormituksen arvioidaan ylittyvän koko eteläisessä Suomessa (Johansson ym. 1999). Kriittisten kuormitusarvojen ylitykset merkitsevät sitä, että ylimääräisestä tyypestä eniten hyötyvät kasvit lisääntyvät muiden kasvien kustannuksilla. Suomessa ongelma ei ole

kriittisten kuormitusarvojen ylitysten valossa niin paha kuin Keski-Euroopassa. Toisaalta ongelma on olemassa myös suomalaisten päästöjen kannalta; osa Suomesta peräisin olevista typpiyhdisteistä kulkeutuu aina Keski-Eurooppaan asti. Maaympäristön rehevöityminen on otettu tässä tutkimuksessa ensi kertaa DAIA-mallissa mukaan, vaikka sen arviointiin liittyvät menetelmät ovat vasta kehittymässä.

Happivajauksella vesistöissä tarkoitetaan tässä yhteydessä hapen kulumiseen liittyvää ongelmaa vesistöissä, minkä ihmistoiminnan kautta vesistöön joutunut aines hajotessaan aiheuttaa. Vaikutusluokan erot rehevöitymiseen nähden on hankalasti erotettavissa, minkä takia vaikutusluokan arviointia ei ole erikseen tehty tässä sovellutuksessa (vrt. Seppälä 1999b).

Vaikutusarviointimallissa **luonnon monimuotoisuuden vähenemiseen** sisällytetään vain maankäytöstä aiheutuvat muutokset. Päästöjen suorat ja välilliset vaikutukset monimuotoisuuteen ovat huomattavasti vähäisemmät kuin maankäyttöön liittyvien tekijöiden (Uhanalaisten... 1992). Mallissa on lähdetty siitä, että päästöistä aiheutuvat monimuotoisuusmuutokset ovat mukana edellä esitetyissä vaikutusluokissa. Luonnon monimuotoisuus eli biodiversiteetti tarkoittaa kaikkea elollisen luonnon eri tasoilla esiintyvää vaihtelua, minkä kvantifiointi on erittäin hankalaa. Alkuperäisessä arviointimallissa monimuotoisuuden käsittely on mahdollista hyvin karkealla tasolla (ks. esim. Seppälä 1999b).

Uusiutumattomien polttoaineiden vähenemistä lähestytään tässä yhteydessä vain kestävän kehityksen mukaisena varantoasiana, jonka mukaan maapallon luonnonvaroja tulee käyttää niin, että tämän sukupolven tarpeet luonnonvarojen saatavuuden suhteen tyydytetään vähentämättä tulevien sukupolvien mahdollisuuksia tarpeidensa tyydyttämiseen. Tarkasteltavana on Suomessa käytettävät uusiutumattomat polttoaineet (öljy, kaasu, hiili, turve, uraani) tuonti mukaan lukien.

Ilmastomuutosta aiheuttavat ns. kasvihuonekaasupäästöt (CO_2_a = hiilidioksidi, N_2O_a = dityppioksidi ja CH_4_a = metaani). Happamoittavia päästöinä ovat rikkidioksidi (SO_2_a), typen oksidit (NO_x_a) ja ammoniakki (NH_3_a). Haihtuvat orgaaniset yhdisteet (C_xH_y_a = VOC), typen oksidit (NO_x_a), metaani (CH_4_a) ja hiilimonoksidi (CO_a) aiheuttavat alailmakehän otsonin muodostumista. Vesien rehevöitymisessä otetaan huomioon suoraan veteen joutuvat ravinnepäästöt (P_w ja N_w) sekä typen oksidi- ja ammoniakkipäästöjen typpilaskeumat. Terrestrisessä rehevöitymistä aiheuttavat typen oksidit (NO_x_a) ja ammoniakki (NH_3_a).

2.5.2 Laskennan periaatteet ja tulosten tulkinta

Karakterisointi

Vaikutusarviointi etenee siten, että kussakin vaikutusluokassa yhteismitallistetaan päästömuuttujien arvot toisiinsa nähden. Esimerkiksi ilmastomuutoksessa kolmen eri kasvihuonekaasun päästömäärät voidaan laskea yhteen ns. GWP (Global Warming Potential)-kertoimien avulla CO_2 -ekvivalenttimäärinä. Kaikille mallissa mukana oleville vaikutusluokille lasketaan tällaiset ns. **vaikutusluokkaindikaattoriarvot**, jotka luonnehtivat tarkasteltavien systeemien tai vaihtoehtojen potentiaalisia ympäristövaikutuseroja ko. vaikutusluokkien osalta. Samalla näin saadut lukuarvot kertovat päästömuuttujien suhteellisen merkityksen kunkin vaikutusluokan vaikutusten aiheuttajana.

Vaikutusluokkaindikaattoriarvojen laskenta eli karakterisointi tehdään kertomalla aineiden päästömäärät E_i niitä vastaavilla karakterisointikertoimilla, joille on pyritty hakemaan mahdollisimman tieteelliset perusteet. Eri vaikutusluokkien indikaattoriarvot laskentaan seuraavasti:

$$I_j(a) = \sum_i C_{i,j} \cdot E_i(a) \quad (2)$$

missä $I_j(a)$ = systeemin a aiheuttama vaikutusluokan j indikaattoriarvo.
 $C_{i,j}(a)$ = systeemin a aineen i karakterisointikerroin vaikutusluokan j yhteydessä.
 a = systeemi, joka kuvaa esimerkiksi jotakin elinkaarivaihetta tai muuta haluttua kokonaisuutta, josta päästötiedot on koottu.

Happamoitumisen, alailmakehän otsonin muodostumisen ja rehevöitymisen osalta ei voida käyttää globaaleja kertoimia, koska tietyn päästömäärän aiheuttama vaste ko. vaikutusluokissa riippuu vallitsevista ympäristöolosuhteista. DAIA-mallissa käytetään tällaisille kaukokulkeutuville ilmaan meneville päästöille karakterisointikertoimia, jotka ottavat huomioon Suomen maantieteellisen aseman merkityksen vaikutusten syntyyn. Tällainen malli antaa oikeamman näkemyksen päästöjen keskinäisestä merkityksestä kunkin vaikutusluokan vaikutusten aiheuttajana kuin malli, jossa käytetään yleiseurooppalaisia kertoimia. Toisaalta DAIA-mallin kertoimet kuvaavat vain Suomen keskimääräisten päästöjen vaikutuksia ja näin mallin kertoimia voidaan käyttää periaatteessa vain Suomessa syntyville päästöille.

Ilmastonmuutoksen, happamoitumisen ja alailmakehän otsonin vaikutusluokkaindikaattoritulosten laskentaan käytetyt karakterisointikertoimet ja niiden määrittämisen perusteet on esitetty yksityiskohtaisesti DAIA-mallia käsittelevissä julkaisuissa (Seppälä 1997, 1999a, 1999b) eikä niitä tässä yhteydessä sen takia esitetä. Käytetyt karakterisointikertoimet ja niiden avulla laskettujen vaikutusluokkaindikaattoritulosten yksiköt ovat seuraavat. Ilmastonmuutos (GWP=Global Warming Potential): $C_{CO_2, Ilmastom} = 1$, $C_{N_2O, Ilmastom} = 310$ ja $C_{CH_4, Ilmastom} = 21$. Happamoituminen (H^+ ekvivalenttimäärä): $C_{SO_2, Happam} = 0,01635$, $C_{NO_x, Happam} = 0,00639$ ja $C_{NH_3, Happam} = 0,02646$. Alailmakehän otsonin muodostuminen (OCP= Ozone Creation Potential): $C_{NO_x, Otsonin\ muod} = 0,727$, $C_{NMVOC, Otsonin\ muod} = 0,209$, $C_{CH_4, Otsonin\ muod} = 0,003$ ja $C_{CO, Otsonin\ muod} = 0,064$.

Uusiutumattomien polttoaineiden vähenemisen vaikutusluokassa karakterisointikertoimina on käytetty polttoaineiden energiasisältöä (ks. Tilastokeskus 1999).

Vesien rehevöityminen

Veteen joutuvien rehevöittävien päästöjen vaikutus riippuu ratkaisevasti päästölähteen sijainnista. Mallissa käytetään seuraavaa yhtälöä ravinnepäästöjen karakterisoinnissa:

$$I_{reh}(a) = \sum_i C_{i,reh}(a) \cdot E_i(a) = \sum_i \text{transport}_i(a) \cdot \text{effect}_i(a) \cdot \text{ekv}_{i,reh} \cdot E_i(a) \quad (3)$$

missä $I_{\text{reh}}(a)$ = systeemin a aiheuttama rehevöitymisen indikaattoriarvo (NP=Nutrient Potential).
 $C_{i,\text{reh}}(a)$ = systeemin a ravinteen i (i= P tai N) päästön rehevöitymisen karakterisointikerroin.
 $\text{transport}_i(a)$ = osuus systeemin a ravinteen i päästöstä, joka päätyy olosuhteisiin, jossa ravinne i toimii rehevöittäväksi tekijänä
 $\text{effect}_i(a)$ = se osuus systeemin a ravinteen i päästöstä, joka on biologisesti käyttökelpoisessa muodossa
 $\text{ekv}_{i,\text{reh}}$ = ekvivalenttikerroin, jolla muutetaan fosforin ja typen päästöt yhteismitalliseksi levien fosfori- ja typpiravinteiden käyttösuhteen mukaisesti. Mallissa oletetaan, että levät käyttävät yhtä fosforiatomia kohden 16 atomia typpeä. Tämä vastaa ns. Redfieldin klassista ravinnesuhdetta (P:N=1:16) levissä. $\text{Ekv}_{\text{N,reh}}=0,42$ ja $\text{ekv}_{\text{P,reh}}=3,06$.
 $E_i(a)$ = ravinteen i kokonaispäästö systeemistä a (kok P tai kok N)
a = systeemi, joka kuvaa esimerkiksi jotakin elinkaarivaihetta tai muuta halluttua kokonaisuutta, josta päästötiedot on koottu.

Tuotannon maantieteellinen sijainti ja veteen päätyvän typen ja fosforin biologinen käyttökelpoisuus vaikuttavat siis kulkeutumis- ja vaikutuskertoimiin. Tämän takia kullekin tuotantovaiheelle, jos ne eroavat toisistaan em. tekijöiden kohdalla, on käytettävä omia kulkeutumis- ja vaikutuskertoimiaan ja siten laskettava kullekin tuotantovaiheelle omat haittakertoimet typelle ja fosforille. Koska kalankasvatuksen kokonaisravinnepäästöistä ylivoimaisesti suurin osa tulee kasvatusvaiheesta ja koska poikaslaitosten ja perkaamojen ravinnepäästöjen kulkeutumis- ja vaikutuskertoimista ei ole olemassa arvioita (poikaslaitoksen kertoimet ovat todennäköisesti melko lähellä kasvatustoiminnan kertoimia), käytettiin näille tuotantovaiheille samoja kulkeutumis- ja vaikutuskertoimia kuin kasvatusvaiheen typpi- ja fosforipäästöille. Samalla periaatteella käsiteltiin myös naudan- ja sianlihan tuotanto.

Taulukossa 2 on esitetty mallin rehevöittävien päästöjen karakterisointikertoimien määrittelyssä käytetyt kulkeutumis- ja vaikutuskertoimet. Vaikutuskertoimet perustuvat Seppälän ym. (2001) kirjallisuudesta keräämiin tietoihin. Perusmallissa käytetyt kulkeutumiskertoimet vastaavat kahden erilaisen skenaarion keskimääräisiä kertoimia. Skenaariossa 1 on lähdetty siitä, että kaikki Suomen sisävedet ovat fosforirajoitteisia, jolloin typpipäästöillä ei ole merkitystä rehevöittäväksi tekijänä sisävesillä. Merialueella sekä fosfori että typpi toimivat minimiravinteena Perämeren lukuun ottamatta. Perämerellä ainoastaan fosfori on minimiravinne. Tarkastelussa on arvioitu karkeasti sektorikohtaisesti (metsäteollisuus, muu teollisuus, peltoviljely, yhdyskuntien puhdistamot, hajakuormitus, metsätalous, kalankasvatus, puutarhatuotanto, turvetuotanto) se osuus sisävesien typpikuormasta, joka pääsee merialueelle. Sektorikohtainen typpipäästöjen kulkeutumiskerroin on siis se osuus kokonaistyppipäästöstä, joka päätyy Itämerelle Perämeren lukuun ottamatta. Ilman kautta kulkeutuvien typen oksidien ja ammoniakkin kulkeutumiskertoimet on määritelty Euroopan kattavan epäpuhtauksien kulkeutumis- ja leviämismallin laskemien perusteella (ns. EMEP-malli, Barrett ym. 1995). Rehevöitymisen kannalta merkittäväksi typpimääräksi on otettu se osuus Suomen ilmaan menevistä typpipäästöistä, jotka laskeutuvat Itämerelle ja Pohjanmerelle (ks. yksityiskohtaisemmin Seppälä ym. 2001).

Viime aikaiset tutkimustulokset osoittavat kuitenkin, että skenaarion 1 mukainen lähtökohta typpipäästöjen kulkeutumiskertoimien määrittämiselle aliarvioi typen merkitystä rehevöittäväksi tekijänä. Typpeä kulkeutuu sisävesillemme aikaisemmin arvioitua enemmän. Esimerkiksi Jyväskylän tienoilla tapahtuvasta typpipäästöstä pääsee arviolta

60 % Suomenlahteen (Räike 2001). Osa maaperään joutuvasta ilmaperäisestä typpilaskeumasta kulkeutuu myös vesistöön. Lisäksi typen merkitys sisävesien rehevöitymisessä on edelleen epäselvä. Tämän takia tätä työtä varten on tehty erillinen skenaario 2, joka puolestaan suurella todennäköisyydellä yliarvioi typen merkitystä rehevöittävästä tekijänä. Kaiken veteen menevän epäorgaanisen typen on oletettu toimivan rehevöittävästä tekijänä. Lisäksi EMEP-mallin laskeumatietojen perusteella on otettu huomioon vesialueille joutuvan ilmaperäisen typpikuorman määrä. Maa-alueille joutuvasta typpilaskeumasta on oletettu kulkeutuvan noin 5 % vesistöihin Pohjois-Euroopassa (vrt. Lepistö ym. 2001). Keski-Euroopassa maaperään joutuvasta typpilaskeumasta kulkeutuu suurempi määrä vesistöihin (Grennfelt ym. 1994). Mallissa suomalaista alkuperää olevasta typpilaskeumasta, joka tavoittaa Keski-Euroopan maaympäristön, oletetaan joutuvan noin 30 % vesistöön. Skenaariossa 2 on otettu huomioon myös EMEP-mallin laskenta-alueen merialueelle tuleva suomalaista alkuperää oleva typpikuorma. Ainostaan puolet Atlantille tulevasta typpilaskeumasta on vähennetty rehevöittävästä typen kokonaismäärästä pois.

Maaympäristön rehevöityminen

Tässä työssä on lähdetty siitä yksinkertaisesta oletuksesta, että ilmaan menevien typen oksidien ja ammoniakkipäästöjen yhteenlaskettu typpimäärä kertoo eri tuotejärjestelmien ja niiden tuotteiden keskinäisen merkityksen terrestrisen rehevöitymisen aiheuttajana. Typen oksideille (NO₂:na) ja ammoniakille käytetyt karakterisointikertoimet vastaavat siis lukuarvoja, jotka kertovat typen määrän ko. yhdisteissä.

Normalisointi

Eri vaikutusluokkien karakterisoidut lukuarvot, vaikutusluokkaindikaattoriarvot, voidaan yhteismitallistaa jakamalla ne kutakin vaikutusluokkaa vastaavilla normalisointitekijöillä (normalisointi) ja kertomalla vaikutusluokkien painokertoimilla. Normalisointitekijä on vaikutusluokkaindikaattorin lukuarvo, joka on laskettu jonkin maantieteellisen alueen päästöillä. Normalisoinnin seurauksena saadaan siis näkyviin se osuus, millä tarkasteltava vaihtoehto aiheuttaa haittoja kussakin vaikutusluokan vaikutuskokonaisuudessa, jonka määrätyn alueen kokonaispäästöt aiheuttavat. Pelkästään tätä lukua voidaan käyttää jo hyväksi tulosten tulkinnessa. DAIA:ssa vaikutusluokkien normalisointitekijät kuvaavat Suomen päästöjen aiheuttamia potentiaalisia vaikutuksia.

Työssä käytetyt normalisointitekijät on laskettu vuoden 1999 Suomen kokonaispäästöjen ja edellä esitettyjen karakterisointikertoimien avulla. Käytetyt normalisointitekijät eri vaikutusluokissa ovat olleet seuraavat: ilmastonmuutos: 73 915 * 1000 t GWP, happamoituminen : 3,923 * 1000 t H⁺ ekv, alailmakehän otsonin muodostuminen 250,5 * 1000 t OCP, vesistöjen rehevöityminen: 24,95/17,8/32,1 * 1000 t NP(aquatic), maaympäristön rehevöityminen: 250, 5 * 1000 t NP(terrestrial), fossiilisten polttoaineiden väheneminen: 913459 TJ.

Taulukko 2. Vaikutusarviointimallissa käytettyjen vesiä rehevöittävien päästöjen karakterisointikertoimen kulkeutumis- ja vaikutuskertoimet kotimaisen kalankasvatuksen, ilmapäästöjen ja naudan- ja sianlihan tuotannon osalta (Seppälä ym. 2001).

Table 2. Transport and effect factors for characterisation factors of aquatic eutrophication used in the impact assessment model (Seppälä et al. 2001).

	Kulkeutumiskerroin		Vaikutuskerroin	
	<i>Transport factor</i>		<i>Effect factor</i>	
	Typpi	Fosfori	Typpi	Fosfori
Perusmalli (Basic model)				
<u>Päästöt veteen (Emissions into water)</u>				
Kalankasvatus (Fish farming)	0,92	1,0	0,9	0,36*
- merialueella (in the Baltic sea area)	1,0	1,0	0,9	0,36*
- sisävesialueella (in inland water bodies)	0,55	1,0	0,9	0,36*
Naudan- ja sianlihan tuotanto Cattle and pig meat production	0,75	1,0	0,7	0,4
<u>Ilmapäästöt (Emissions to air)</u>				
- NO _x	0,12		1,0	
- NH ₃	0,14		1,0	
Malliskenaario 1 (Scenario 1)				
<u>Päästöt veteen (Emissions into water)</u>				
Kalankasvatus (Fish farming)	0,84	1,0	0,9	0,36*
- merialueella (in the Baltic sea area)	1,0	1,0	0,9	0,36*
- sisävesialueella (in inland water bodies)	0,1	1,0	0,9	0,36*
Naudan- ja sianlihan tuotanto Cattle and pig meat production	0,5	1,0	0,7	0,4
<u>Ilmapäästöt (Emissions to air)</u>				
- NO _x	0,06		1,0	
- NH ₃	0,07		1,0	
Malliskenaario 2 (Scenario 2)				
<u>Päästöt veteen (Emissions into water)</u>				
Kalankasvatus (Fish farming)	1,0	1,0	0,9	0,36*
- merialueella (in the Baltic sea area)	1,0	1,0	0,9	0,36*
- sisävesialueella (in inland water bodies)	1,0	1,0	0,9	0,36*
Naudan- ja sianlihan tuotanto Cattle and pig meat production	1,0	1,0	0,7	0,4
<u>Ilmapäästöt (Emissions to air)</u>				
- NO _x	0,17		1,0	
- NH ₃	0,21		1,0	

* lähde (source): Ekholm ja Vielma (2000)

Kokonaishaitan laskenta

Käytännössä laskenta suoritetaan siten, että kullekin päästömuuttujalle lasketaan haitta-kerroin karakterisoinnin, normalisoinnin ja vaikutusluokkien painokertoimien kautta seuraavasti:

$$V(E_i(a)) = \sum_j w_j \cdot \frac{C_{i,j}(a)}{N_j} \quad (4)$$

missä $V(E_i(a))$ = aineen i systeemistä a ympäristöön joutuvan päästön haitta-kerroin
 w_j = vaikutusluokan j painokerroin
 N_j = vaikutusluokan j normalisointitekijä
 $C_{i,j}(a)$ = systeemin a aineen i karakterisointikerroin vaikutusluokan j yhteydessä

Vesistöjen rehevöitymisen yhteydessä ravinteiden haitta-kerroin vaihtelee kulloisestakin systeemistä a riippuen. Muille Suomen päästöille haitta-kerroin on sama riippumatta päästölähteestä.

Kertomalla päästömuuttujien arvot niitä vastaavilla haittakertoimilla ja summaamalla näin saadut päästömuuttujakohtaiset haittapisteet yhteen saadaan vaihtoehdon kokonaishaittapisteet. Mitä suurempi pistemäärä, sen suuremmat haitat ympäristössä. Pistemäärällä ei sinänsä ole mitään selvää kiinnekohtaa mihinkään luonnollisesti ymmärrettävään vaikutusmäärään. Ainostaan tarkasteltavien vaihtoehtojen välisillä piste-eroilla on tulosten tulkinnan kannalta merkitystä. Mallin tulokset ilmaistaan tässä tutkimuksessa *suhteellisina haitallisuuseroina, ei absoluuttisina haittapisteinä*.

Työssä on käytetty samoja haittakertoimia kotimaisen kirjolohen, silakan, sianlihan ja naudanlihan tuotejärjestelmille rehevöitymistä lukuun ottamatta. Norjassa kasvatetun lohen tuotanto tapahtuu monien tuotantovaiheiden osalta selvästi erilaisessa ympäristössä kuin suomalainen kirjolohen tuotanto, mikä edellyttää toisenlaisia perusteita norjalaisen lohen päästöjen haittakertoimien määrittämiselle kuin mitä on suomalaisten päästöjen yhteydessä tehty. Esimerkiksi vesiin päätyvien typpi ja fosforipäästöjen aiheuttama ympäristövaikutus on toisenlainen Norjassa kuin Suomessa. Tätä asiaa on käsitelty ympäristövaikutustarkastelun yhteydessä luvussa 4.1.2.

Taulukko 3. Työssä käytetyt kuormitustekijöiden haittakertoimet perusmallin ja eri skenaarioiden mukaisessa tilanteessa. Kukin kokonaishaittakerroin on ”hajotettu” niiden vaikutusluokkien kesken, joihin kuormitustekijällä on vaikutusta.

Table 3. The stressor impact values of the basic model and two different scenarios used in the study. Each impact value is formed on the basis of all the impact categories on which the stressor has an effect.

Kuormitustekijä <i>Stressor</i>	Kokonais- haitta- kerroin (1/t) <i>Impact value</i>	Ilmaston- muutos <i>Climate change</i>	Happamoi- tuminen <i>Acidifi- cation</i>	Alailmak. otsonin m. <i>Tropos- pheric ozone f.</i>	Vesien rehevöitym. <i>Aquatic eutro- phication</i>	Maaymp. rehevöitym. <i>Terrestrial eutro- phication</i>	Luonnon- varojen- vähenem. <i>Depletion of fossil fuels</i>
CO ₂ (F)	1,0	1,0					
N ₂ O	310,0	310,0					
CH ₄	21,3	21,0		0,3			
SO ₂	167,5		167,5				
NO _x (sken 1/sken 2)	209,3 (198,7/212,3)		65,9	69,7	38,8 (28,3/41,9)	34,9	
NH ₃ (sken 1/sken 2)	482,2 (450,9/498,5)		272,8		115,0 (83,7/131,3)	94,4	
NMVOC	20,0			20,0			
CO	6,1			6,1			
N_w (sken 1/sken 2) - Kalankasvatus ⁽¹⁾ <i>Fish farming</i>	865,5 (1150,6/716,1)				865,5 (1150,6/716,1)		
- Kotieläintuotanto <i>Livestock farming</i>	548,8 (532,7/557,0)				548,8 (532,7/557,0)		
P_w (sken 1/sken 2) - Kalankasvatus ⁽¹⁾ <i>Fish farming</i>	2741,6 (3991,9/2087,0)				2741,6 (3991,9/2087,0)		
- Kotieläintuotanto <i>Livestock farming</i>	3064,2 (4435,5/2318,9)				3064,2 (4435,5/2318,9)		
NO ₃ _w (sken 1/sken 2)	248,9 (362,4/189,5)				248,9 (362,4/189,5)		
Raskas polttoöljy <i>Heavy fuel oil</i>	2,1						2,1
Kevyt polttoöljy <i>Light fuel oil</i>	2,2						2,2
Dieselöljy <i>Diesel oil</i>	2,1						2,1
Moottoribensiinit <i>Gasoline</i>	2,2						2,2
Hiili <i>Coal</i>	1,3						1,3
Maakaasu <i>Natural gas</i>	1,8 ⁽²⁾						1,8
Turve (jyrsin) <i>Peat (milled)</i>	0,5						0,5
Sähkö <i>Electricity</i>	36,0 ⁽³⁾						36,0

Huomautus
Remark ⁽¹⁾ merialueella ja sisävesillä keskimäärin
in Baltic sea and inland waters area in average

⁽²⁾ haittakertoimen yksikkö on 1/1000 m³
the unit of impact value is 1/1000 m³

⁽³⁾ haittakertoimen yksikkö on 1/TJ.
the unit of impact value is 1/TJ

Mallin kokonaishaittapistemäärät, jossa eri vaikutusluokkien indikaattoriarvot on yhteismitallistettu toisiinsa nähden, määräytyvät pitkälle sen mukaan, kuinka vaikutusluokkapainot on määritelty mallissa. DAIA:ssa vaikutusluokkapainot kuvaavat tärkeys-eroa, jolla eri vaikutusluokkien vaikutuksia tulisi vähentää. Mallin vaikutusluokkien painokerrointen arvojen määrittelyssä vaikutusluokkien vaikutukset kuvaavat kokonaisuuksia, jotka aiheutuvat vain Suomen päästöistä.

Vaikutusluokkien painokertoimet perustuvat DAIA:ssa suomalaisilta asiantuntijoilta saatuihin arvottamistuloksiin. On selvää, että eri asiantuntijoilla on erilaisia näkemyksiä painokertoimien arvoista ja siten saadaan hyvin erilaisia lopputuloksia riippuen siitä, kenen kertoimia mallissa käytetään. Perusmallissa käytetään lähestymistapaa, jossa ensimmäisissä malliajoissa käytetään laajan asiantuntijajoukon mielipiteistä laskettuja keskimääräisiä painokertoimia. Jos vaihtoehtojen kokonaishaittapisteet ovat lähellä toisiaan, on syytä toistaa laskelmat erilaisilla painovektoreilla ja vertailla näin saatuja tuloksia keskenään.

Perusversiossa on käytetty eri vaikutusluokille seuraavia painokertoimia: ilmastonmuutos 0,21; happamoituminen 0,11; vesistöjen rehevöityminen 0,18; maaympäristön rehevöityminen 0,03; alailmakehän otsonin muodostuminen 0,07; uusiutumattomien polttoaineiden väheneminen 0,13. Nämä keskiarvopainot on saatu kolmen eri arvottamiskyselyn (Tenhunen ja Seppälä 2000, Grönroos ja Seppälä 2000, Seppälä ym. 2000) tulosten perusteella maaympäristön rehevöitymistä lukuun ottamatta. Maaympäristön rehevöitymistä ei ole ollut arvottamiskyselyssä aikaisemmin mukana. Sen painokerroin on valittu tähän työhön siten, että se on noin puolet alailmakehän otsonin muodostumisen painokerroin arvosta. Perusteena lukuarvon valinnalle on se, että maaympäristön rehevöitymisen merkitys on huonosti tiedostettu. Vaikutuspainojen määrittämistä ja painojen suuruuden vaikutusta lopputuloksiin on käsitelty yksityiskohtaisemmin kohdassa 4.1.3.

2.6 Muiden ympäristövaikutusten arviointi

Elinkaariarvioinnin ulkopuolelle jääneiden ympäristövaikutusten arvioinnin lähtökohtana oli menettelytapa, jossa eri tuotejärjestelmistä aiheutuvat ympäristövaikutukset kuvattiin sanallisesti ja kuvaukset luokiteltiin erikseen määriteltyjen ympäristövaikutuskokonaisuuksien, vaikutusluokkien yhteyteen. Vaikutusluokat määriteltiin siten, että ne kuvaavat toisenlaisia vaikutuksia ja syyseuraussuhteita kuin elinkaariarvioinnin yhteydessä esitetyt ympäristövaikutusluokat. Tavoitteena oli, että elinkaariarvioinnin kvantitatiiviset ympäristövaikutusarviot ja sen ulkopuolelle jääneiden vaikutusten kuvaukset kattavat tuotejärjestelmien kaikki keskeisimmät ympäristövaikutukset.

Muiden ympäristövaikutusten arvioinnin perustana oli tuotejärjestelmien nykyisten volyymien aiheuttamat ympäristövaikutukset ja niitä luonnehtivat kuvaukset. On kuitenkin selvää, että Norjassa kalan tuotannon aiheuttamat ympäristöhaitat ovat monien vaikutusten osalta suurempia kuin Suomessa, koska Norjassa merilohen tuotantomäärä (noin 412 milj. kg vuonna 1999) on noin 27 kertaa suurempi kuin kirjolohen tuotanto Suomessa (noin 15,3 milj. kg). Periaatteessa norjalaisen merilohen koko tuotantovolyymiä vastaavien ympäristövaikutusten tulisi olla noin 27 kertaa suuremmat kuin suomalaisen kirjolohen tuotannon ympäristövaikutusten, jotta muodollista toiminnallista yksikköä kohti tehtävä ympäristövaikutusarvio (vaikutus/tonni kalaa) olisi sama kummankin maan tuotteella.

Kirjolohen ja Norjassa kasvatetun kirjolohen tuoteyksikkökohtainen ympäristövaikutusvertailu (esim. vaikutus/kg tuotettua lohen lihaa) on mahdollista ottamalla huomioon tuotejärjestelmien volyymierot ympäristövaikutuskuvauksissa, koska kummastakin kalasta saatavien tuotteiden määrät ja ominaisuudet ovat hyvin lähellä toisiaan. Sen sijaan kala- ja lihatuotteiden välistä ympäristövaikutusvertailua varten kirjolohen, silakan, sian- ja naudanlihan tuotejärjestelmien ympäristövaikutusten kuvaukset on suhteutettava **lihojen tuotantomääriin**. Finfoodin (2000) ja Tialan (2001) esittämien tietojen perusteella voidaan arvioida, että vuonna 1999 tuotettiin noin 139 miljoonaa kiloa naudanlihaa ja 81 miljoonaa kiloa sianlihaa. Kirjolohen lihamäärä oli vuonna 1999 noin 9,5 milj. kg. ja silakan lihaa saatiin noin 41 milj. kg, kun lähtökohdaksi on koko silakkasaa- lis ja sen pyydystämiseen liittyvät ympäristövaikutukset. Näiden lukuarvojen perusteella naudanlihan koko tuotantovolyymin aiheuttamat ympäristövaikutukset voivat olla lähes 15 kertaa suuremmat kuin kirjolohen tuotannon aiheuttamat vaikutukset, jotta tuoteyksikkökohtainen ympäristövaikutusarvio (vaikutus/kg tuotetta) olisi sama kummallakin lihatuotteella. Vastaava suhdeluku kirjolohen ja sianlihan välillä on 8,5. Kirjolohen ja silakan lihan välillä se on runsaat 4.

Edellä esitetyt kala- ja lihatuotteiden ympäristövaikutusten vertailun suhdeluvut pätevät kun tuotteiden ympäristövaikutusten lähtökohdaksi valitaan massaperiaatteen mukainen allokointi ja vertailtava ominaisuus on kussakin lihassa sama tuotekiloa kohti arvioituna. Liha- ja kalatuotteiden välinen vertailu on ainoastaan mielekäästä jonkin määrätyn ominaisuuden suhteen kuten kohdassa 2.2 on esitetty. Tässä työssä elinkaariarviointiin perustuvan ympäristövaikutusvertailun pohjana on ollut kala- ja lihatuotteiden energia- ja proteiini määrät, jotka vaihtelevat jonkin verran tuotteiden kesken (ks. kohta 2.4.5). Kun muiden ympäristövaikutusten tarkastelun pohjaksi valitaan myös toiminnallinen yksikkö ”100 g proteiinia tuotteessa” ja eläinten eri tuotteiden taloudelliseen arvoon perustuva allokointi, saadaan seuraavat suhdeluvut: kirjolohen liha – naudanliha: 9, kirjolohen liha – sianliha: 8 ja kirjolohen liha – silakan liha: 3. Tuloksista huomataan, että suhdeluvut ovat edellisessä kappaleessa esitettyjen suhdelukujen suuruusluokkaa.

Lopuksi tuotteiden ympäristövaikutusvertailujen tulokset on esitetty yhteenvedona taulukkomuodossa (taulukot 28 ja 29 kohdassa 4.2). Yksinkertaisuuden vuoksi tulokset on esitetty lihakiloa kohti. Arvioissa on pyritty ottamaan huomioon tuotantojen volyymierot ja tulosten tulkinta on tehtävissä tuotteiden energia- ja proteiiniominaisuuksien näkökulmasta. Yhteenvedossa vaikutusluokkien tulokset eivät ole toisiinsa nähden vertailukelpoisia. Yhteenvedotaulukosta käy ilmi ainoastaan se, kuinka eri kala- ja lihatuotteet eroavat toisistaan ko. vaikutusluokkien vaikutusten suhteen. Taulukossa tuotteiden vaikutuseroja on kuvattu vain yksinkertaisilla merkeillä, jotka luonnehtivat vaikutusten voimakkuuden suuruutta. Arviot perustuvat raportin tekijöiden konsensusnäkemyskseen ja ovat luonteeltaan vain suuntaa-antavia. Päävaikutusluokkien alla on käytetty alaluokkia, jotta yhteenvedo olisi tulkittavissa mahdollisimman yksiselitteisesti.

2.7 Sosioekonomiset vaikutukset

Tutkimuksessa käytetty sosioekonomisten vaikutusten arviointimenetelmä perustui tarkasteltavien tuotejärjestelmien sosioekonomisia hyötyjä ja haittoja kuvaavien tietojen määrittelyyn ja jäsentelyyn. Prosessi muodostui (1) sosioekonomisia vaikutuksia kuvaavien kriteerien valinnasta, (2) vertailtavien tuotejärjestelmien valinnasta, (3) kriteerien toteutumisen arvioinnista ja (4) tuotejärjestelmien vertailusta ja tulosten tulkinnasta.

Sosioekonomisten vaikutusten arvioinnissa käytettävien kriteerien valinta perustui Jyväskylän yliopiston tutkimukseen Saaristomeren kalankasvatuksen hyödyistä ja haitoista (Salo ym. 2000). Kriteerit, joiden perusteella arvioitiin eri tuotantotapojen paremmuutta sosioekonomisten vaikutusten suhteen, olivat tuotannon taloudellinen arvo, työllisyys ja vaikutukset asukkaiden hyvinvoinnille.

Tuotantotavan taloudellinen arvo muodostui ko. tuotantotoimintaan kytkeytyvien toimialojen välillisistä ja välittömistä tuotantovaikutuksista. Arviot saatiin panostuotosanalyysillä, jonka perusteella voitiin edelleen arvioida tarkasteltavien tuotejärjestelmien välilliset ja välittömät vaikutukset kotitalouksien, yritysten ja julkisen sektorin tuloihin sekä työllisyyteen siten, että kaikki kerrannaisvaikutukset tulevat otetuksi huomioon. Edellä mainitut tiedot pystyttiin arvioimaan kvantitatiivisesti. Sen sijaan asukkaiden hyvinvointia koskevat kriteeritiedot olivat luonteeltaan kuvailevia.

Suomalainen kirjolohen tuotanto muodosti ns. perustuotejärjestelmän, jonka sosioekonomisia vaikutuksia verrattiin ns. vertailutuotejärjestelmän vastaaviin tietoihin. Pääasiallisesti vertailukohteeksi valittiin hankkeen johto- ja projektiryhmän yhteisen näemyksen perusteella Norjassa kasvatettu merilohi. Tavoitteena oli arvioida myös kotimaisen kirjolohen tuotannon sosioekonomisia vaikutuksia suhteessa sian- ja naudanlihan tuotantoon, mutta tämä tarkastelu jäi hyvin pintapuoliseksi sian- ja naudanlihan tuotannon panostuotosanalyysitietojen puuttumisen takia. Kalastetun silakan sosioekonomisista vaikutuksista ei tehty laajempaa tutkimusta, joten vertailu kirjolohen kasvatuksen sosioekonomisiin vaikutuksiin tehtiin vain pintapuolisesti.

Jyväskylän yliopiston tekemän panostuotosanalyysin aineiston avulla saatiin arvioiduksi sosioekonomisten kriteerien lähtötiedot suomalaiselle kirjolohen tuotannolle. Tuotannon arvon määrittämisessä käytettiin hyväksi sekä toimialan tilastotietoja että hankkeessa kerättyjä tietoja yritysten tuotannosta, liikevaihdosta ja kustannusrakenteista (SVT 2001a). Lisäksi tuloksia varmennettiin aiemmin tehtyjen alaa koskevien kartoitusten avulla, erityisesti Ahvenanmaan kalanviljely-yrityksistä koottuja tietoja. Näitä tietoja apuna käyttäen arvioitiin koko maata koskevat tiedot. Jyväskylän yliopistolta saatiin vastaavat tiedot myös norjalaiselle lohelle. Tutkimuksessa huomioitiin norjalaisen kasvatuslohen sosioekonomisista vaikutuksista vain ne toiminnot, jotka tapahtuvat maamme rajojen sisäpuolella. Panostuotosanalyysien teoreettiset perusteet ja käytetyt oletukset on esitetty erillisjulkaisussa (Storhammar 2001).

Tuotejärjestelmien sosioekonomisista vaikutuksista kerätty aineisto ryhmiteltiin ja taulukoiittiin. Aineiston perusteella arvioitiin ko. tuotejärjestelmien sosioekonomisten vaikutusten hyöty- ja haittanäkökohtia toisiinsa.

2.8 Ympäristövaikutusten ja sosioekonomisten vaikutusten yhdennetty tarkastelu

Tarkastelussa mukana olleiden tuotejärjestelmien muodollista toiminnallista yksikköä kohti arvioidut ympäristövaikutukset eivät ole vertailukelpoisia, koska kullakin tuotejärjestelmällä on ominaisuuksiltaan erilaiset pää- ja sivutuotteet (ks. kohta 2.2). Vaikutusten yhdennetyissä tarkastelussa erilaisten elintarvikkeiden elinkaariaikaiset ympäristövaikutukset on pyritty tekemään mahdollisimman vertailukelpoiksi niiden tuotejärjestelmien synnyttämien sosioekonomisten hyötyjen avulla. Lähtökohtana on siis ajatus, että erilaisia tuotteita voidaan arvioida niiden valmistuksen koko volyymin aiheuttamien hyötyjen ja haittojen suhdelukujen perusteella. Kokonaisvaikutus-tarkastelussa toimin-

nan hyötyinä olivat aiheutetut sosioekonomiset hyödyt ja haittoina synnytyt ympäristövaikutukset tuotteiden elinkaari huomioon ottaen.

Vertailun edellytyksenä on, että hyödyt ja haitat on pystytty arvioimaan samojen kriteerien perusteella ja kriteerit kuvaavat päätöksenteon kannalta riittävän kattavasti tarkasteltavien vaihtoehtojen vaikutuksia. Sosioekonomisten vaikutusten osalta ainoastaan Suomessa kasvatettu kirjolohi ja norjalainen kasvatulohi pystyttiin arvioimaan samoilla perusteilla. Näidenkään tuotejärjestelmien ympäristövaikutuksia ei pystytty arvioimaan kaikilta osin määrällisesti, ts. kummankin tuotteen valmistamiseen liittyy ympäristövaikutuksia, joita ei voitu arvioida kvantitatiivisesti.

Aineiston puutteellisuuden takia kokonaisvaikutusvertailussa ei laskettu yksiselitteisiä suhdelukuja eri tuotejärjestelmien hyödyistä ja haitoista. Kvantitatiivisten lukuarvojen esittämisellä pyrittiin vain haarukoimaan eri tuotejärjestelmien välisiä ekotehokkuuseroja.

3 INVENTAARIOSELVITYKSEN TULOKSET

Tässä yhteydessä esitetään eri kirjolohen tuotantotapoihin ja muiden lihatuotteiden tuotantoon liittyvät inventaarioselvitysten tulokset. Inventaarioselvityksen tuloksia esitellään paitsi koko tuotantoketjun osalta, myös tuotantovaiheittain.

Tuotantoprosessit muodostuvat yksikköprosesseista. Tarkasteltavan tuotejärjestelmän tietojen keräämisessä on käytetty perusyksikkönä modulia, joka voi pitää sisällään yhden tai useamman yksikköprosessin. Yksikköprosesseihin liittyvät syötteet ja tuotokset on yksityiskohtaisesti esitetty omassa julkaisussaan (Silvenius ja Grönroos 2001). Joidenkin tuotantovaiheiden kohdalla tieto on yhdisteltyä, jolloin yksittäisten yksikköprosessien osuudet modulin kokonaistiedoista eivät välttämättä näy erikseen (esimerkiksi soijan viljely).

3.1 Primäärienergian kulutus

Inventaariossa on eri tuotantotavoille laskettu tuotejärjestelmän kokonaisprimäärienergian kulutus. Primäärienergialla tarkoitetaan kaikkien suoraan maasta otettujen energialähteiden (kuten maakaasu, hiili, öljy, biomassa ja vesivoima) energiasisältöjen summaa.

Kirjolohen tuotejärjestelmässä eniten primäärienergiaa kuluttava tuotantovaihe on rehun raaka-aineiden valmistus ja kuljetukset (taulukko 4). Kaikkein energiaa kuluttavin vaihe on kalajauhon ja -öljyn raaka-aineiden kalastus, josta aiheutuu primäärienergian kulutusta yli 4 000 megajoulea kalatonna kohti. Itse kasvatustoiminnassa pääasiallisin energiaa kuluttava toiminto on merikuljetukset, muut toiminnot, kuten mm. laiturien valaisu on jätetty tämän tutkimuksen ulkopuolelle, koska niitä ei ole katsottu oleellisiksi kokonaisuuden kannalta. Primäärienergian kulutus nousee eniten rehun raaka-aineiden tuotannossa ja kuljetuksissa, kun rehukerroin muuttuu (taulukko 5).

Veden sekä kalankasvatuslietteen pumppaus lisää primäärienergiankulutusta, kalajauhon korvaaminen soijalla rehun valmistuksessa taas vähentää sitä (taulukko 6). Maalle rakennetussa merilaitoksessa ja umpikassimenetelmässä jatkokasvatusvaiheen liete- ja vesipumput kuluttavat energiaa selvästi eniten kirjolohen tuotantoprosessin vaiheista.

Eläintonna kohti laskettuna energian kulutus on suurinta sianlihan tuotannossa. Varsinkin siinä tapauksessa, kun energiankulutus kohdennetaan syötävän osan tiettyä proteiini- tai energiasisältöä kohti taloudellisen arvon mukaan, osoittautuu naudan lihan tuotanto kaikkein eniten energiaa kuluttavaksi tuotannoksi (taulukko 7)

Taulukko 4. Tyypillisen kirjolohen tuotantotavan primäärienergian kulutus (MJ/t perkaamatonta kalaa) tuotantovaiheittain.

Table 4. Primary energy consumption (MJ/t of ungutted fish) from different production stages of the typical rainbow trout production method.

Rehuraaka-aineet <i>Feed raw materials</i>	Rehun tuotanto <i>Feed production</i>	Poikaslaitos <i>Hatchery</i>	Kasvatus <i>Fish farm</i>	Perkaamo <i>Slaughtery</i>	Pakkaukset <i>Package</i>	Yht. <i>Sum</i>
23 454	4 040	178	1 796	438	4 344	34 252

Taulukko 5. Kirjolohen tuotannon primäärienergian kulutus (MJ/t perkaamatonta kalaa) eri rehukertoimilla tuotantovaiheittain (tyypillisen kirjolohen tuotantotavan tiedot lihavoitu).

Table 5. The effect of different feed factors on primary energy consumption (MJ/t of ungutted fish) from different production stages of rainbow trout production (bold text is used for the data representing the typical rainbow trout production method).

Tuotantovaihe <i>Production stage</i>	Primäärienergian kulutus (MJ/t perkaamatonta kalaa) <i>Primary energy consumption (MJ/t of ungutted fish)</i>				
	0,9	1	1,1	1,255	1,53
Raaka-aineet <i>Raw materials</i>	16 892	18 746	20 587	23 454	28 466
Rehun tuotanto <i>Feed production</i>	2 912	3 229	3 546	4 040	4 905
Poikaslaitos <i>Hatcheries</i>	178	178	178	178	178
Kasvatustoiminta <i>Fish farm</i>	1 796	1 796	1 796	1 796	1 796
Perkaamo <i>Slaughtering</i>	438	438	438	438	438
Pakkaukset <i>Packings</i>	4 194	4 237	4 279	4 344	4 460
Yhteensä <i>Sum</i>	26 410	28 623	30 824	34 252	40 243

Taulukko 6. Erilaisten kirjoloihen tuotantotapojen primäärienergiankulutus (MJ/t perkaamatonta kalaa) tuotantovaiheittain.

Table 6. Primary energy consumption (MJ/t of ungutted fish) from different production stages of different rainbow trout production methods.

Tuotantovaihe <i>Production stage</i>	Primäärienergiankulutus (MJ/t perkaamatonta kalaa) <i>Primary energy consumption (MJ/t of ungutted fish)</i>						
	Rehuraaka- aineet <i>Feed raw materials</i>	Rehun tuotanto <i>Feed pro- duction</i>	Poikas- laitos <i>Hatchery</i>	Kasvatus- toiminta <i>Fish farm</i>	Perkaamo <i>Slaughtery</i>	Pakkaukset <i>Package</i>	Yht. <i>Sum</i>
Tyypillinen kirjoloihen tuotantotapa <i>Typical farming method</i>	23 454	4 040	178	1 796	438	4 344	34 252
Soijapitoinen rehu <i>High soya content feed</i>	18 347	4 040	178	1 796	438	4 344	29 144
Suppilomenetelmä <i>Funnel</i>	23 454	4 040	178	6 782	438	4 344	26 872
Umpikassimenetelmä <i>Closed floating cage</i>	23 454	4 040	178	25 205	438	4 344	57 661
Maalle rakennettu merilaitos <i>Land-based marine farm</i>	23 454	4 040	178	77 108	438	4 344	109 564

Taulukko 7. Primäärienergiankulutus (MJ) kokonaista eläintä sekä toiminnallisia yksiköitä ”100 grammaa proteiinia lihassa” ja ”1000 kJ energiaa lihassa” kohti laskettuna, kun allokointi tehdään massaperusteisesti tai taloudellisen arvon mukaan.

Table 7. Primary energy consumption (MJ) per whole animal and per functional units ”100 g protein in meat” and ”1000 kJ energy in meat” when allocation is made according to mass partitioning and economic value.

Allokointitapa <i>Allocation method</i>	Kirjolohti <i>Rainbow trout</i>	Norjalainen lohi <i>Norwegian salmon</i>	Silakka <i>Baltic herr- ring</i>	Sika <i>Pig</i>	Nauta <i>Cattle</i>
Primäärienergian kulutus /toiminnallinen yksikkö <i>Primary energy consumption /functional unit</i>					
Ei allokointia (MJ/t eläintä) <i>No allocation (MJ/t animal)</i>	34 256	35 607	8 177	51 248	36 397
Massaperusteinen allokointi: <i>Allocation according to mass partitioning</i>					
MJ/100 g proteiinia lihassa <i>MJ/100 g protein in meat</i>	18,60	19,33	5,53	27,98	18,85
MJ/1000 kJ energiaa lihassa <i>MJ/1000 g protein in meat</i>	4,18	4,34	1,95	5,64	5,71
Taloudellisen arvon mukainen allokointi: <i>Allocation according to eco- nomic value</i>					
MJ/100 g proteiinia lihassa	27,40	28,49	13,26	40,54	48,12
MJ/1000 kJ energiaa lihassa	6,17	6,41	4,66	8,15	14,56

3.2 Päästöt

3.2.1 Verkkoallaskasvattamo merialueilla

Kirjolohen tuotantoprosessissa merkittävimmät ilmapäästöt aiheutuvat rehun sekä sen raaka-aineiden valmistuksesta ja kuljetuksista. Pakkausten osuus kokonaiskuormituksesta on pieni. Poikaslaitoksen ja perkaamon osuus kuormituksesta on alle 3 % jokaisella tutkitulla päästökomponentilla. Lähes kaikki typpi- ja fosforipäästöt vesistöön ovat peräisin jatkokasvatustoiminnasta (taulukko 8). Kokonaisuudessaan kirjolohenkasvatuksen elinkaaren syötteet ja tuotokset on esitetty erillisessä julkaisussa (Silvenius ja Grönroos 2001).

Kaikkein suurin yksittäinen ilmapäästöjen lähde on kalajauhon ja -öljyn raaka-aineiden kalastus, joka aiheuttaa mm. hiilidioksidipäästöistä 56 % ja NO_x-päästöistä puolet. Rehun ja sen raaka-aineen valmistusprosessit ovat tärkeimmät SO_x- ja VOC-kuormitusten lähteet. Ravinnepäästöjä veteen kuljetukset eivät juuri aiheuta.

Taulukko 8. Tyypillisen kirjolohen tuotannon eri tuotantovaiheiden pääasialliset ilma- (_a) ja vesipäästöt (_w) (kg/t perkaamatonta kalaa). (Laskelmissa virallisen tilaston mukainen rehukerroin 1,255)

Table 8. Main atmospheric (_a) and water (_w) emissions (kg/t of ungutted fish) from different production stages of typical rainbow trout production. (The calculation is made by feed factor 1,255. The factor corresponds to the value of official statistics).

Muuttuja Variable	Päästö (kg/t perkaamatonta kalaa) Emission (kg/t of ungutted fish)						
	Rehuraaka- aineet Feed raw Materials	Rehun tuo- tanta Feed produc- tion	Poikas-laitos Hatchery	Kasvatus- toiminta Fish farm	Perkaamo Slaughte- ring	Pakkaukset Package	Yht. Sum
CH ₄ _a	1,08	0,023	0,0015	0	0,0043	0,21	1,32
CO ₂ _a	418	95	4,84	142	19,60	65,45	745
N ₂ O_a	0,49	0,01	0,0005	0	0,0012	0,0012	0,50
NH ₃ _a	0,36	0	0	0	0	0	0,36
NO _x _a	3,65	0,77	0,025	2,34	0,16	0,29	7,23
SO _x _a	1,07	0,26	0,0050	0,072	0,024	0,25	1,68
VOC_a	3,08	1,83	0,060	0,465	0,086	1,25	6,77
N_w	1,58	0,00029	0,64	57,09	0,50	0,0003	59,80
P_w	0,059	0	0,080	7,30	0,050	0	7,49

Kuljetuksista tuotantovaiheiden sisällä ja välillä syntyvät päästöt sisältyvät taulukossa 8 esitettyihin päästöihin. Liitteessä 1 on esitetty tarkempi kuvaus kuljetusten päästömääristä eri tuotantovaiheissa, niiden osuudesta tuotantovaiheen kokonaispäästöstä ja eri tuotantovaiheiden merkityksestä kuljetusten kokonaispäästöjen muodostumisen kannalta. Kuljetuksilla on luonnollisesti suuri merkitys ilmapäästöihin. Muilla tuotantovaiheilla, paitsi itse kasvatusvaiheella (paitsi kasvatusvaiheen metaanipäästöt) ja pakkausten valmistamisella, on niihin sisältyvillä kuljetuksilla merkittävä vaikutus ilmakehään kohdistuviin päästöihin. Rehuraaka-aineiden, valmiin rehun ja peratun kalan kuljettaminen ovat kuljetussuoritteita, jotka vastaavat lähes kaikista kirjolohen tuotejärjestelmään liittyvien kuljetusten yhteenlasketuista päästöistä.

3.2.2 Sijaintipaikan merkitys kuormituksiin

Keskimäärin pienemmästä rehukertoimesta johtuu, että typpi- ja fosforipäästöt ovat sisävesilaitoksilla alemmat kuin merilaitoksilla. Myös ilmapäästöt ovat pienemmät. (taulukko 9). NO_x-päästöt ovat suuremmat merialueilla kuin sisävesialueilla huolimatta pitkistä rehun kuljetusmatkoista sisävesien kasvattamoille. Vertailua voi vääristää se, että sisävesillä sijaitsee poikaslaitoksia, joissa rehukerroin on matalampi.

Taulukko 9. Keskimääräiset koko maan, sisävesialueiden ja merialueiden kirjolohenkasvatuksesta aiheutuvat ilma-(_a), vesipäästöt (_w) (kg/t perkaamatonta kalaa).
Table 9. Average atmospheric (_a) and water (_w) emissions (kg/t of ungutted fish) of rainbow trout production in whole country, in inland waters and in coastal waters.

Muuttuja <i>Variable</i>	Päästö (kg/t perkaamatonta kalaa) <i>Emission (kg/t of ungutted fish)</i>		
	Suomi keskimäärin <i>Finland, average</i>	Sisävesi <i>Inland waters</i>	Merialue <i>Baltic Sea</i>
CH ₄ _a	1,32	1,25	1,34
CO ₂ _a	745	608	756
N ₂ O_a	0,50	0,47	0,51
NH ₃ _a	0,36	0,33	0,36
NO _x _a	7,23	5,06	7,32
SO _x _a	1,68	1,42	1,71
VOC_a	6,77	6,03	6,89
N_w	59,80	60,49	59,54
P_w	7,49	6,99	7,68

3.2.3 Rehun osalta erilaiset tuotantotavat

Suomessa käytössä olevien rehujen typpi- ja fosforipitoisuudet vaihtelevat. Niinpä kuormitustasokin vaihtelee riippuen siitä käytetäänkö vähän vai paljon ravinteita sisältävää rehua. Rehukertoimen merkityksen lisäksi tutkittiinkin myös rehun sisältämän typen ja fosforin merkitystä. Tyypillinen kirjolohen tuotantotapa -malliin on syötetty Suomessa jatkokasvatukseen käytetyn rehun minimi- ja maksimipitoisuudet typelle ja fosforille vuonna 1999 ja saatu näin taulukossa 10 esitetyt kuormitustulokset. Tuloksia tarkasteltaessa on muistettava, että kyseiset rehut edustavat tarjonnan ääripäitä ja niiden osuus rehun kokonaiskulutuksesta ei välttämättä ole suuri.

Käytännössä toteutetuista ratkaisuista tutkittiin Rymättylässä tehtyä rehukoetta (Vielma ym. 1999), jossa suurin osa kalajauhosta on korvattu soijalla (taulukko 11). Rehun valmistusprosessin ympäristökuormituksista energiankulutustiedot on oletettu samaksi kuin tavallisella rehulla, mutta raaka-aineiden valmistusprosesseja käsiteltäessä rehujen erilaisuus on huomioitu. Rehukerroin tässä kokeessa oli 1,15 ja rehun typpipitoisuus 5,46 % sekä fosforipitoisuus 0,69 %. Tulokset muutettiin vastaamaan rehukerointa 1,255 siten, että kalaan oletettiin sitoutuvan saman veran fosforia ja tyyppiä kuin muissakin tutkituissa vaihtoehdoissa. Loput rehun sisältämästä tyypestä ja fosforista oletettiin päätyvän vesistöön.

Taulukko 10. Typpi- ja fosforipäästöt vesistöön (kg/t perkaamatonta kalaa) käytössä olevien rehujen ravinteiden minimi- ja maksimipitoisuuksilla. Rehukerroin 1,255.

Table 10. Nitrogen and phosphorus emissions into water (kg/t of ungutted fish) by using feed with minimum and maximum phosphorus and nitrogen contents. The feed factor used is 1,255.

	N rehussa, % <i>N in feed, %</i>	P rehussa, % <i>P in feed, %</i>	N veteen (kg/t) <i>N into waters (kg/t)</i>	P veteen (kg/t) <i>P into waters (kg/t)</i>
Maksimi <i>Maximum</i>	7,12	1,2	66,18	11,10
Minimi <i>Minimum</i>	6,29	0,85	55,91	6,76

Taulukko 11. Kirjoloheen tuotannon ilma-(_a) ja vesipäästöt (_w) (kg/t perkaamatonta kalaa) eri tuotantovaiheissa käytettäessä vastaavanlaista soijapitoista rehua kuin Rymättylässä tehdyssä rehuko-
keessa (Vielma ym. 1999).

Table 11. Atmospheric (_a) and water (_w) emissions (kg/t of ungutted fish) from different production stages of rainbow trout production when high soya content feed is used (Vielma et al. 1999).

Muuttuja <i>Variable</i>	Päästö (kg/t perkaamatonta kalaa) <i>Emission (kg/t of ungutted fish)</i>						
	Rehuraaka- aineet <i>Feed raw materials</i>	Rehun tuo- tanta <i>Feed produc- tion</i>	Poikas-laitos <i>Hatchery</i>	Kasvatus- toiminta <i>Fish farm</i>	Perkaamo <i>Slaughtery</i>	Pakkaukset <i>Package</i>	Yht. <i>Sum</i>
CH ₄ _a	0,69	0,023	0,0015	0	0,0043	0,21	0,93
CO ₂ _a	369	95	4,84	141,5	19,60	65,45	695
N ₂ O_a	0,36	0,011	0,00047	0	0,0012	0,0012	0,37
NH ₃ _a	0,26	0	0	0	0	0	0,26
NO _x _a	4,35	0,76	0,025	2,34	0,16	0,29	7,93
SO ₂ _a	1,78	0,26	0,0050	0,072	0,024	0,25	2,38
VOC_a	4,22	1,83	0,060	0,465	0,086	1,25	7,91
N_w	3,97	0,00029	0,64	42,92	0,50	0,00023	48,03
P_w	0,11	0	0,080	4,60	0,050	0	4,83

Käytettäessä soijapitoista rehua kasvatustoiminnan typpikuormitus alenisi rehukertoimella 1,255 arvoon 43 kg/t perkaamatonta kalaa, kun tavanomaisella rehulla ruokittaessa typpikuormitus on 57 kg/t perkaamatonta kalaa. Fosforikuormitus vähenisi myös tuntuvasti: kasvatustoiminnan fosforikuormitus olisi soijapitoisella rehulla 4,6 kg/t perkaamatonta kalaa ja tavanomaisella rehulla 7,3 kg/t perkaamatonta kalaa, jos rehukertoimen oletetaan olevan molemmissa 1,255. Norjassa on tehty protein-MIX:iä käyttämällä koe, jossa on päästy typpikuormitukseen 25-31 kg/t perkaamatonta kalaa (SFT 1998).

3.2.4 Muut kirjolohen tuotantotavat

Vaihtoehtoisia tuotantomenetelmiä on vertailtu pääasiassa käyttämällä koetuloksia eri lähteistä. Tarkastelussa on oletettu rehukertoimen olevan sama kuin tyyppillisen tuotantotavan kohdalla, eli 1,255, ja rehu ominaisuuksiltaan sama kuin suomalainen rehu keskimäärin. Lietteeseen sitoutuvan ja vesistöön päätyvän typen ja fosforin osuus määrä on oletettu samaksi kuin alkuperäisissä koetuloksissa, vaikka tulokset on muutettu vastaamaan rehukerrointa 1,255.

Tampereen Teknillisen Korkeakoulun (TTKK) Dragsfjärdissä tekemän umpikassi- ja flotaatiokokeessa (Jokela 1999) kasvatustoiminnan osuus koko tuotantoprosessin ilmapäästöistä nousee varsin merkittäväksi verrattuna tyyppilliseen kirjolohenkasvatukseen (taulukko 12). Tämä johtuu pumppujen ja flotaatioyksikön suuresta energiankulutuksesta. Kasvatuskaudella 1999 energiankulutus pieneni, kun umpialtaan putkituksia muutettiin (Jokela 2000). Kirjolahan koko tuotantoprosessin aiheuttamista ravinnepäästöistä vesistöön suurin osa aiheutuu varsinaisesta kasvatustoiminnasta, vaikka käytettäisiinkin umpikassimenetelmää.

Paavo Ristola Oy:n kokeeseen ei sisälly flotaatioyksikköä. Myös pumppujen energiankulutus on pienempi, koska ainoastaan lietettä pumpataan, mutta toisaalta myös fosforireduktio on pienempi kuin TTKK:n kokeessa. Kasvatustoiminnan ilmapäästöt säilyvät suhteellisen pieninä, koska lietepumppaus ei kuluta merkittävästi energiaa (taulukko 13).

Maalle rakennetussa merilaitoksessa syntyy enemmän ilmapäästöjä kuin umpikassimenetelmässä, mikä johtuu suuremmasta pumppausenergian tarpeesta (taulukko 14). Tyypipäästöt pysyvät nytkin suunnilleen ennallaan, fosforipäästöissä päästään kuitenkin selkeästi alle 5 kg/t perkaamatonta kalaa.

Taulukko 12. Kirjolahan tuotannon ilma-(_a) ja vesipäästöt (_w) (kg/t perkaamatonta kalaa) eri tuotantovaiheissa, kun kasvatusvaiheessa käytetään Tampereen Teknillisen Korkeakoulun umpikassiflotaatiokokeen mukaista menetelmää (rehukerroin on muutettu 1,255:ksi).

Table 12. Atmospheric (_a) and water (_w) emissions (kg/t of ungutted fish) from different production stages of rainbow trout production based on closed floating cage-method of Tampere University of Technology in fish farming. The feed factor is changed to 1,255.

Muuttuja <i>Variable</i>	Päästö (kg/t perkaamatonta kalaa) <i>Emission (kg/t of ungutted fish)</i>						
	Rehuraaka- aineet <i>Feed raw materials</i>	Rehun tuotan- to <i>Feed produc- tion</i>	Poikas-laitos <i>Hatchery</i>	Kasvatus- toiminta <i>Fish farm</i>	Perkaamo <i>Slaughtery</i>	Pakkaukset <i>Package</i>	Yht. <i>Sum</i>
CH ₄ _a	1,08	0,023	0,0015	0,23	0,0043	0,21	1,55
CO ₂ _a	418	95	4,84	754	19,60	65,45	1 358
N ₂ O_a	0,49	0,011	0,00047	0,052	0,0012	0,0012	0,55
NH ₃ _a	0,36	0	0	0	0	0	0,31
NO _x _a	3,65	0,76	0,025	4,50	0,16	0,29	9,39
SO _x _a	1,07	0,26	0,0050	0,92	0,024	0,25	2,53
VOC_a	3,08	1,83	0,060	6,47	0,086	1,25	12,78
N_w	1,58	0,00029	0,64	50,83	0,50	0,00023	53,54
P_w	0,059	0	0,080	3,82	0,050	0	4,01

Taulukko 13. Kirjoloheen tuotannon ilma-(*_a*) ja vesipäästöt (*_w*) (kg/t perkaamatonta kalaa) eri tuotantovaiheissa, kun kasvatusvaiheessa käytetään Paavo Ristola Oy:n suppilokokeen mukaista menetelmää (rehukerroin on muutettu 1,255).

Table 13. Atmospheric (*_a*) and water (*_w*) emissions (kg/t of ungutted fish) from different production stages of rainbow trout production based on funnel method of Paavo Ristola Oy in fish farming. (The feed factor is changed to 1,255.)

Muuttuja <i>Variable</i>	Päästö (kg/t perkaamatonta kalaa) <i>Emission (kg/t of ungutted fish)</i>						
	Rehuraaka- aineet <i>Feed raw materials</i>	Rehun tuotan- to <i>Feed produc- tion</i>	Poikas- laitos <i>Hatchery</i>	Kasvatus- toiminta <i>Fish farm</i>	Perkaamo <i>Slaughtery</i>	Pakkaukset <i>Package</i>	Yht. <i>Sum</i>
CH ₄ <i>_a</i>	1,08	0,023	0,0015	0,042	0,0043	0,21	1,36
CO ₂ <i>_a</i>	418	95	4,84	311	19,60	65,44	915
N ₂ O <i>_a</i>	0,49	0,011	0,00047	0,0094	0,0012	0,0012	0,51
NH ₃ <i>_a</i>	0,36	0	0	0	0	0	0,31
NO _x <i>_a</i>	3,65	0,77	0,025	3,70	0,16	0,29	8,59
SO _x <i>_a</i>	1,07	0,26	0,0050	0,22	0,024	0,25	1,83
VOC <i>_a</i>	2,13	1,83	0,060	1,74	0,086	1,25	8,05
N <i>_w</i>	1,58	0,00029	0,64	55,91	0,50	0,00023	58,62
P <i>_w</i>	0,059	0	0,080	5,37	0,050	0	5,56

Taulukko 14. Kirjoloheen tuotannon ilma-(*_a*) ja vesipäästöt (*_w*) (kg/t perkaamatonta kalaa) eri tuotantovaiheissa, kun kasvatusvaiheessa käytetään kuvitteellista maalle rakennettua merilaitosta.

Table 14. Atmospheric (*_a*) and water (*_w*) emissions (kg/t of ungutted fish) from different production stages of rainbow trout production based on land-based marine farm.

Muuttuja <i>Variable</i>	Päästö (kg/t perkaamatonta kalaa) <i>Emission (kg/t of ungutted fish)</i>						
	Rehuraaka- aineet <i>Feed raw materials</i>	Rehun tuotan- to <i>Feed produc- tion</i>	Poikas-laitos <i>Hatchery</i>	Kasvatus- toiminta <i>Fish farm</i>	Perkaamo <i>Slaughtery</i>	Pakkaukset <i>Package</i>	Yht. <i>Sum</i>
CH ₄ <i>_a</i>	1,08	0,023	0,0015	0,79	0,0043	0,21	2,11
CO ₂ <i>_a</i>	418	95	4,84	1 854	19,6	65,4	2 458
N ₂ O <i>_a</i>	0,49	0,011	0,00047	0,18	0,0012	0,0012	0,68
NH ₃ <i>_a</i>	0,36	0	0	0	0	0	0,36
NO _x <i>_a</i>	3,65	0,73	0,025	3,34	0,16	0,29	8,23
SO _x <i>_a</i>	1,07	0,26	0,0050	2,79	0,024	0,25	4,40
VOC <i>_a</i>	3,08	1,83	0,060	19,79	0,086	1,25	26,09
N <i>_w</i>	1,58	0,0003	0,64	56,75	0,50	0,00023	59,47
P <i>_w</i>	0,059	0	0,080	4,89	0,050	0	5,07

3.2.5 Norjassa kasvatettu lohi ja kotimainen silakka

Norjassa kasvatetun merilohen ympäristökuormitukset poikkeavat hieman kotimaisesta kirjolohen tuotannosta. Kalojen kuljetukset Norjasta Suomen markkinoille ei aiheuta kovin suuria päästöjä verrattuna muiden tuotantovaiheiden päästöihin (taulukko 15): esimerkiksi lopputuotteiden kuljetusten ja perkaamon hiilidioksidipäästöt ovat yhteensä 54,6 kg/t perkaamatonta kalaa, kun esimerkiksi rehun raaka-aineiden tuotannosta muodostuu 421 kg/t:n hiilidioksidipäästöt. Poikaslaitoksen osuus päästöistä on suurempi johtuen siitä, että smoltteja kasvatetaan Norjassa keskimäärin pidempään kuin Suomessa. Fish Farmerissa heinä-elokuussa 2000 julkaistun tiedonannon mukaan kirjolohen kasvatuksessa on Norjassa korkeampi rehukerroin kuin atlantinlohen kasvatuksessa, eli noin 1,5 (Anon. 2000b). Tämä arvo on huomattavasti korkeampi kuin rehukerroin suomalaisessa kirjolohen kasvatuksessa.

Kalastetun silakan tuotannosta varsinaista ympäristökuormitusta aiheutuu vain kalastuksen ja kuljetuksen polttoaineen kulutuksen aiheuttamista päästöistä ilmakehään. Varsinaista vesiin kohdistuvaa kuormitusta ei synny, vaan kalastuksen seurauksena merestä poistuu tietty määrä fosforia ja typpeä, minkä takia inventaariotiedoissa on niiden kohdalla negatiiviset arvot (taulukko 16).

Taulukko 15. Norjassa kasvatetun merilohen pääasialliset ilma-(_a) ja vesipäästöt (_w) (kg/t perkaamatonta kalaa) tuotantovaiheittain.

Table 15. Atmospheric (-a) and water (_w) emissions (kg/t of ungutted fish) from different production stages of Norwegian cultivated salmon production.

Muuttuja Variable	Päästö (kg/t perkaamatonta kalaa) Emission (kg/t of ungutted fish)						
	Rehuraaka- aineet Feed raw materials	Rehun tu- tanta Feed pro- duction	Poikaslaitos Hatchery	Kasvatus- toiminta Fish farm	Perkaamo Slaughtery	Pakkaukset Package	Yht. Sum
CH ₄ _a	1,14	0,028	0,0032	0	0,0085	0,21	1,39
CO ₂ _a	421	117	8,59	141,5	54,57	66,06	809
N ₂ O_a	0,52	0,012	0,001	0	0,0026	0,0012	0,54
NH ₃ _a	0,38	0	0	0	0	0	0,38
NO _x _a	3,34	0,86	0,027	2,34	0,61	0,30	7,48
SO _x _a	0,79	0,10	0,011	0,05	0,075	0,25	1,27
VOC_a	3,24	1,97	0,13	0,465	0,14	1,26	7,20
N_w	1,67	0,0003	2,60	47,20	0,50	0,00023	51,97
P_w	0,062	0	0,39	9,91	0,050	0	10,41

Taulukko 16. Suomessa kalastetun silakan tuotannosta aiheutuvat pääasialliset ilma-(_a) ja vesipäästöt (_w) (kg/t perkaamatonta kalaa).

Table 16. Atmospheric (_a) and water (_w) emissions (kg/t of ungutted fish) from production of Baltic herring.

Päästö (kg/t perkaamatonta kalaa) Emission (kg/t of ungutted fish)								
CH ₄ _a	CO ₂ _a	N ₂ O_a	NO _x _a	NH ₃ _a	SO _x _a	VOC_a	N_w	P_w
0,19	378	0,0011	5,59	0	0,37	2,01	-25	-4

3.2.6 Sika ja nauta

Sian- ja naudanlihan tuotejärjestelmien keskeisimpien päästöjen tulokset on esitetty tässä yhteydessä muodollista toiminnallista yksikköä kohti. Tulokset eivät ole vertailukelpoisia keskenään. Niiden perusteella voidaan kuitenkin laskea eri lihatuotteiden vertailuun soveltuvat lukuarvot (ks. kohta 3.3.2).

Taulukko 17. Sianlihan tuotejärjestelmän ilma-(_a) ja vesipäästöt (_w) tonnia kokonaista eläintä kohti laskettuna (kg/t sikaa).

Table 17. Atmospheric (_a) and water (_w) emissions (kg/t of pig) from pig meat production.

Päästöt (kg/t sikaa)								
<i>Emissions (kg/t of pig)</i>								
CH ₄ _a	CO ₂ _a	N ₂ O_a	NO _x _a	NH ₃ _a	SO _x _a	VOC_a	N_w	P_w
6,5	2 372	2,5-4,6	12,51	13-25	2,68	8,59	17-32	0,8-2,3

Taulukko 18. Naudanlihan tuotejärjestelmän ilma- (_a)- ja vesipäästöt (_w) (kg/t nautaa) tonnia kokonaista eläintä kohti laskettuna.

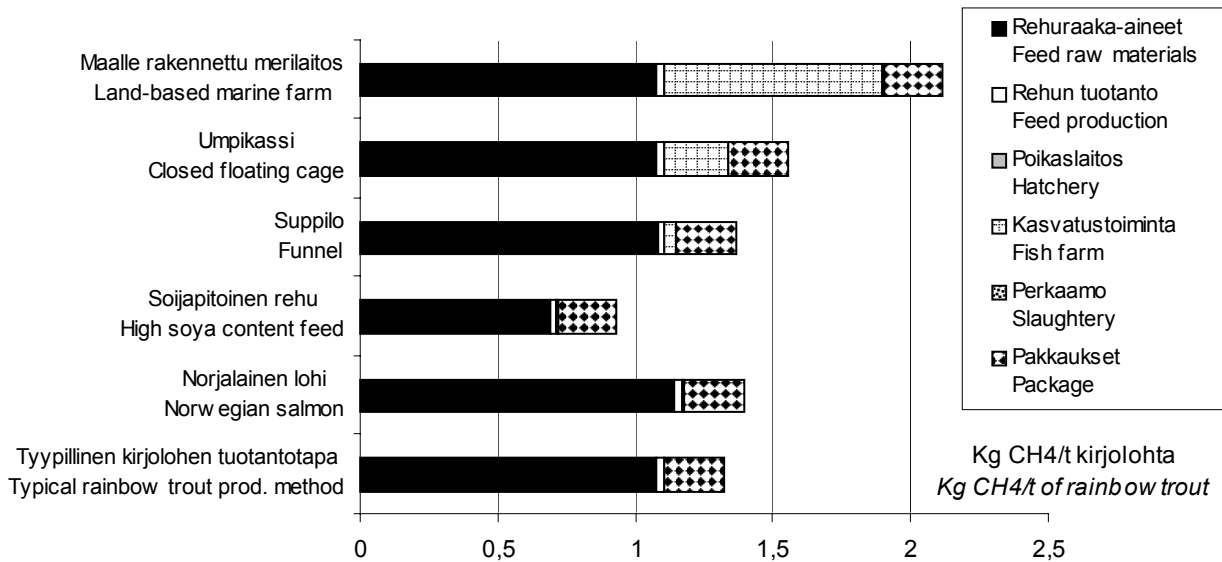
Table 18. Atmospheric (_a) and water (_w) emissions (kg/t of cattle) from cattle meat production.

Päästöt (kg/t nautaa)								
<i>Emissions (kg/t of cattle)</i>								
CH ₄ _a	CO ₂ _a	N ₂ O_a	NO _x _a	NH ₃ _a	SO _x _a	C _x H _y _a	N_w	P_w
96	2 020	5,2-9,6	9,85	47-87	3,58	5,07	19-38	1-3

3.3 Tulosten vertailua

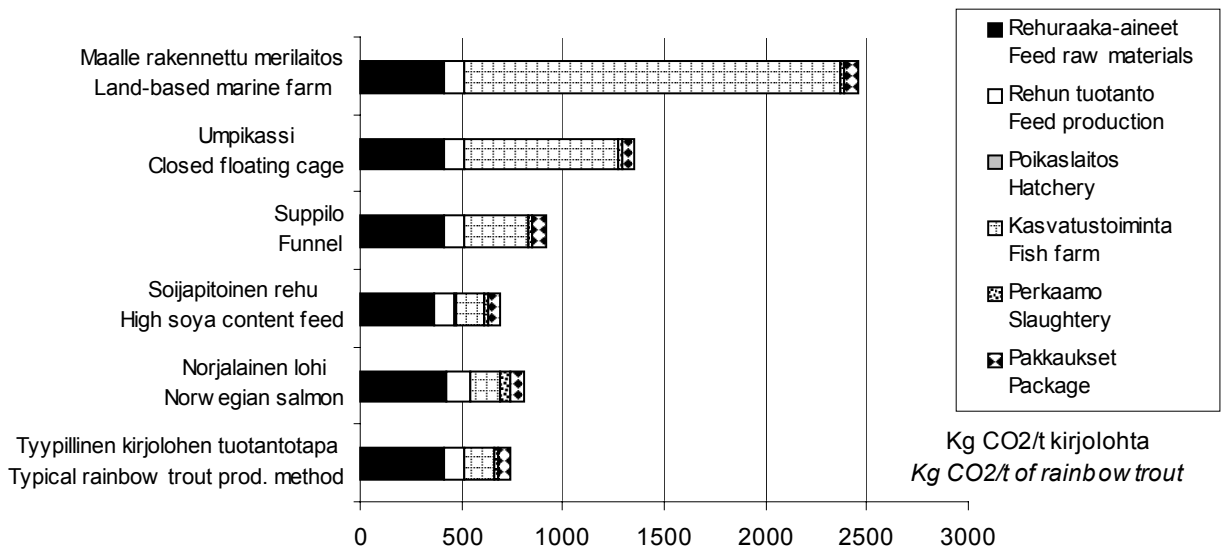
3.3.1 Kirjolohen tuotantotavat ja Norjassa kasvatettu merilohi

Erilaisten kirjolohen tuotantotapojen ja Norjassa kasvatetun lohen tuotannon kuormituksia elinkaarivaiheittain on verrattu kuvissa 8–16. Tulosten mukaan suurin osa metaanipäästöistä aiheutuu rehun raaka-aineiden tuotannosta, etenkin kalajauhon ja –öljyn raaka-aineiden kalastuksesta. Maalle rakennettu merilaitos tuottaa selvästi eniten metaania ilmakehään, seuraavina umpikassi- ja suppilomenetelmät. Soijapitoisen rehun käyttö alentaa selvästi metaanipäästöjä tyypilliseen kirjolohen kasvatustapaan nähden, koska rehun raaka-aineena käytetään vähemmän kalajauhoa. Maalle rakennetulla merilaitoksella huomattava osa kirjolohen elinkaaren metaanipäästöistä aiheutuu myös kasvatustoiminnassa tarvittavien laitteistojen, kuten pumppujen, vaatiman energian tuotannosta. (Kuva 8.) Veden pumppaukseen tarvittava sähköenergian käyttö lisää selvästi hiilidioksidipäästöjä. Maalle rakennetun merilaitoksen hiilidioksidipäästöt ovat selvästi korkeimmat ja myös umpikassimenetelmässä kasvatustoimintojen pumppauslaitteistojen energiankulutus nostaa huomattavasti hiilidioksidipäästöjä (kuva 9). Suppilomenetelmässä hiilidioksidipäästöt eivät nouse merkittävästi. Huomattava osa hiilidioksidista on peräisin kalajauhon ja –öljyn raaka-aineiden kalastuksesta ja hiilen käytöstä energianlähteenä.



Kuva 8. Erilaisten kirjolohjen tuotantotapojen ja Norjassa kasvatetun lohen tuotannon metaanipäästöt (kg/t perkaamatonta kalaa) tuotantovaiheittain.

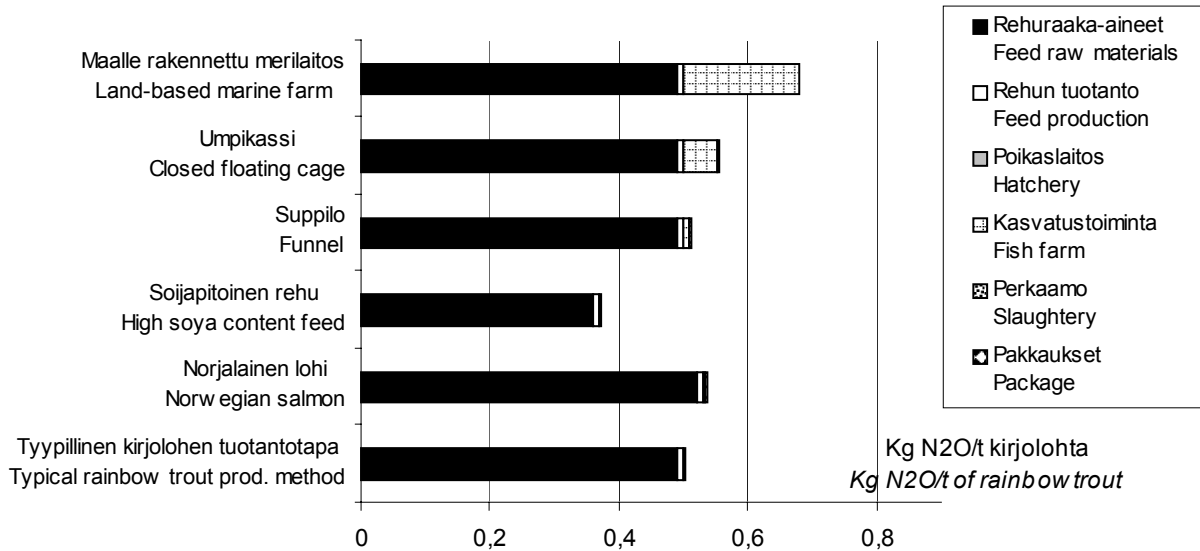
Fig. 8. CH₄-emissions into air (kg/t of ungutted fish) from different rainbow trout production methods in different production stages.



Kuva 9. Erilaisten kirjolohjen tuotantotapojen ja Norjassa kasvatetun lohen tuotannon hiilidioksidipäästöt (kg/t perkaamatonta kalaa) tuotantovaiheittain.

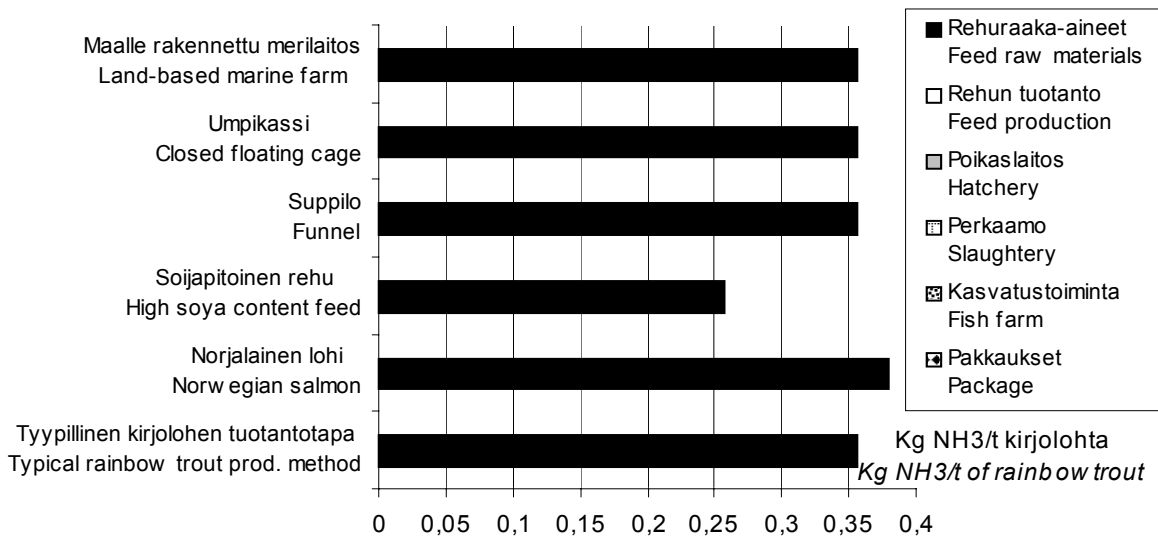
Fig. 9. CO₂-emissions into air (kg/t of ungutted fish) from different rainbow trout production methods in different production stages.

Typpioksiduulipäästöissä ei ole suuria eroja tuotantovaihtoehtojen välillä, tosin sähkölaitteistojen käyttö nostaa jonkin verran maalle rakennetun merilaitoksen ja umpikassimenetelmän N₂O-päästöjä (kuva 10). Ammoniakkipäästöt ilmaan ovat kaikki peräisin rehun raaka-aineista, eli käytännöstä vehnän viljelystä (kuva 11). Tuotantotapojen erot kuvaavatkin näin ollen lähinnä arvioituja eroja suomalaisen ja norjalaisen kalankasvatuksen rehukertoimessa sekä vehnän osuutta rehun raaka-aineessa soijapitoisen ja tavanomaisen rehun välillä. Soijapitoisen rehun tuotannossa on käytetty vähemmän vehnää raaka-aineena, mikä selittää alhaiset ammoniakkipäästöt, mutta toisaalta soijanviljelyn aiheuttamista ammoniakkipäästöistä ei ollut tietoja käytössä.



Kuva 10. Erilaisten kirjolohen tuotantotapojen ja Norjassa kasvatetun lohen tuotannon typpioksidulipäästöt (kg/t perkaamatonta kalaa) tuotantovaiheittain.

Fig. 10. N_2O -emissions into air (kg/t of ungutted fish) from different rainbow trout production methods in different production stages.



Kuva 11. Erilaisten kirjolohen tuotantotapojen ja Norjassa kasvatetun lohen tuotannon ammoniakkipäästöt ilmaan (kg/t perkaamatonta kalaa) tuotantovaiheittain.

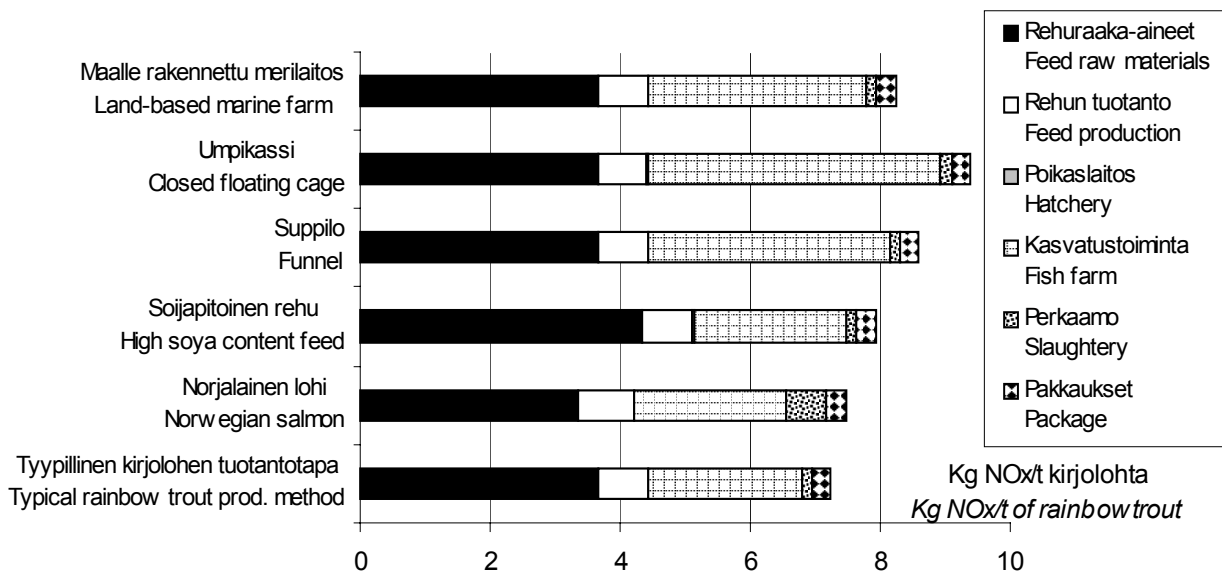
Fig. 11. NH_3 -emissions into air (kg/t of ungutted fish) from different rainbow trout production methods in different production stages.

Kalajauhon ja -öljyn raaka-aineiden kalastus on tärkein typpioksidien (NO_x) päästölähde. Typen oksidien päästöjä saadaan vähennettyä eniten käyttämällä soijapitoisia rehuja, koska tällöin kalajauhon tarve raaka-aineena vähenee. Kirjolohen kasvatustimet, joissa joudutaan pumppaamaan vettä, eli umpikassimenetelmä ja maalle rakennettu merilaitos, lisäävät myös selvästi typen oksidipäästöjä. Kasvatustoiminnassa NO_x -päästöjä aiheuttavat myös rehun ja kalojen merikuljetukset, jotka vaihtelevat suuresti. Monilla laitoksilla merikuljetuksia ei ole lainkaan, ja useimmilla laitoksilla typpioksidien lähteenä toimiva merikuljetuksiin tarvittava polttoaineen kulutus on pienempi kuin tässä tutkimuksessa käytetty arvo 50 l polttoöljyä/t tuotettua kalaa. Myös soijan kuljetuksesta

aiheutuu NO_x -päästöjä, mutta toisaalta soijapitoisen rehun raaka-aineeksi tarvitaan vähemmän kalajauhoa ja -öljyä, joiden raaka-aineiden kalastamisesta aiheutuu NO_x -päästöjä (kuva 12).

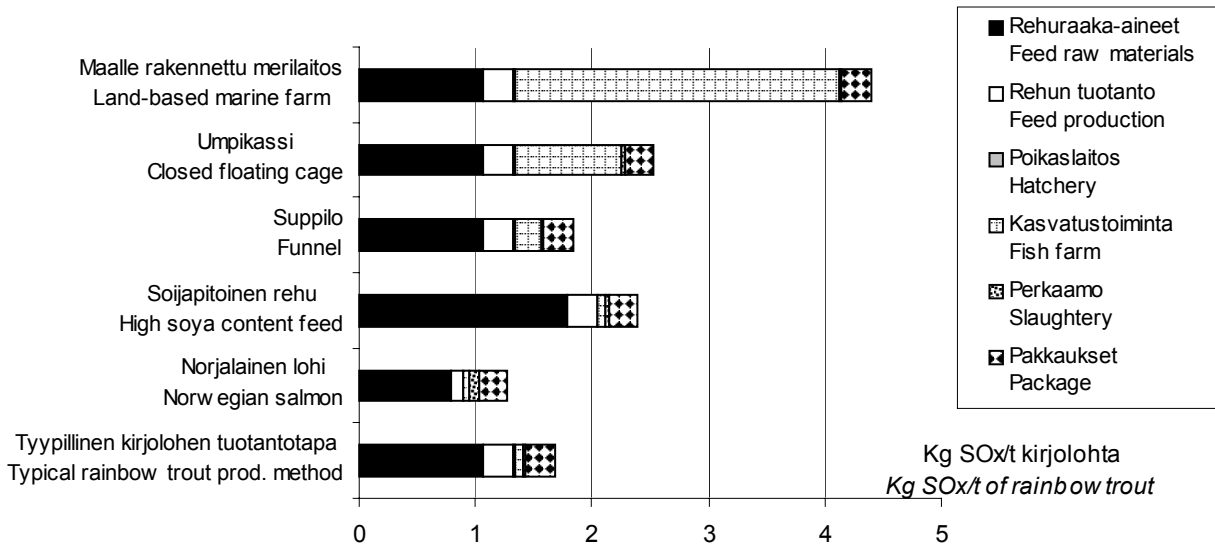
Maalle rakennetuissa merilaitoksissa ja umpikassilaitoksilla pumppujen kuluttaman energian tuottaminen aiheuttaa huomattavan suuria rikkioksidien päästöjä. Soijan kuljetaminen aiheuttaa myös rikin oksidien päästöjä, jopa enemmän kuin suppilomenetelmässä pumppujen tarvitseman energian tuottamisesta (kuva 13).

Kirjoloihen kasvatusprosessin hiilivetyypäästöt kasvavat tyypilliseen kasvatustapaan nähden käytettäessä umpikassi- tai suppilomenetelmää lietteen poistoon, tai kasvatettaessa kirjolohta maalle rakennetussa merilaitoksessa. Kaikkein suurimmat hiilivetyypäästöt ovat näiden laskelmien mukaan kasvatettaessa kalaa soijapitoisella rehulla (kuva 14). Tämä johtuu siitä, että soijan prosessoinnissa hiili on oletettu lämpöenergian lähteeksi. Käytetyllä energianmuodolla on siis suuri vaikutus lopputuloksiin myös soijan prosessin osalta.



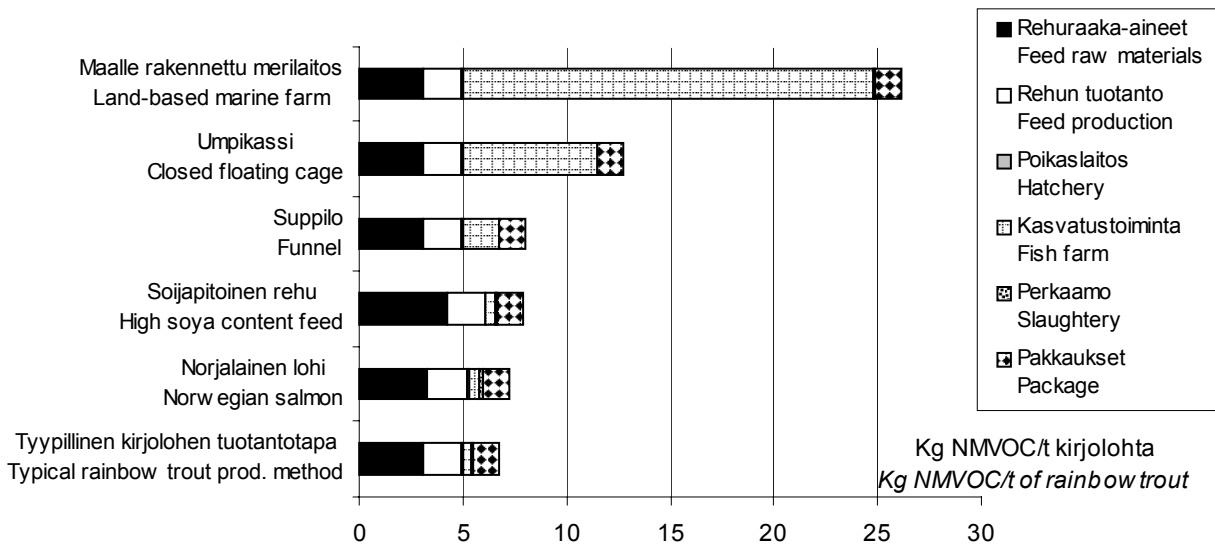
Kuva 12. Erilaisten kirjoloihen tuotantotapojen ja Norjassa kasvatetun lohen tuotannon tyypin oksidipäästöt ilmaan (kg/t perkaamatonta kalaa) tuotantovaiheittain.

Fig. 12. NO_x -emissions into air (kg/t of ungutted fish) from different rainbow trout production methods in different production stages.



Kuva 13. Erilaisten kirjolohen tuotantotapojen ja Norjassa kasvatetun lohen tuotannon rikin oksidiin päästöt ilmaan (kg/t perkaamatonta kalaa) tuotantovaiheittain.

Fig. 13. SO_x-emissions into air (kg/t of ungutted fish) from different rainbow trout production methods in different production stages.



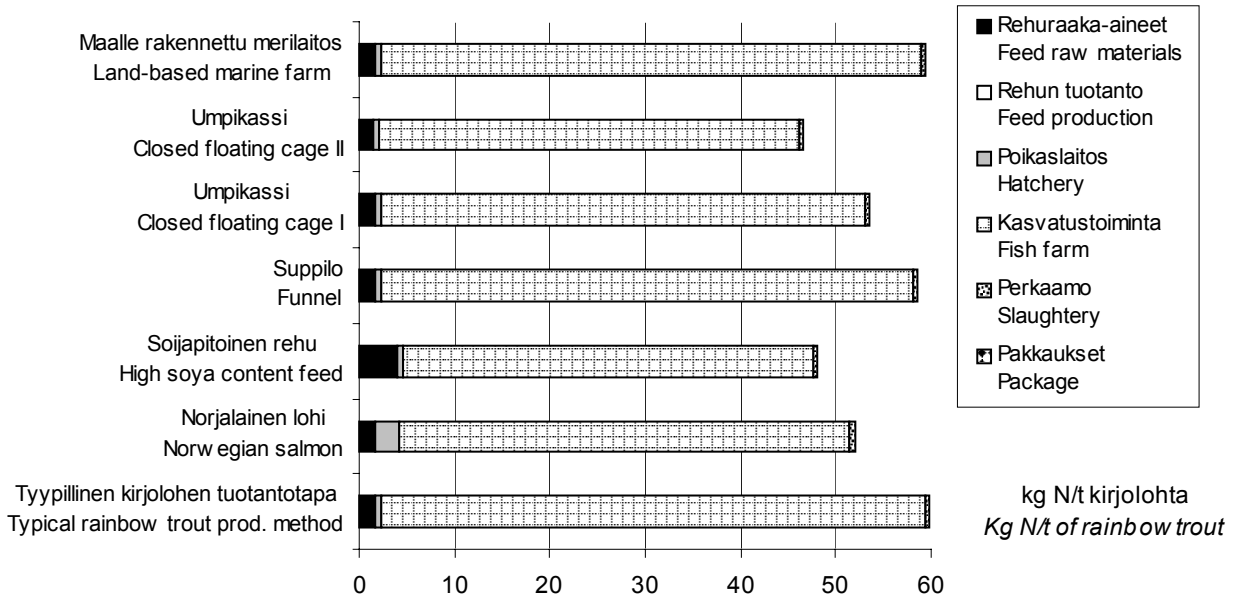
Kuva 14. Erilaisten kirjolohen tuotantotapojen ja Norjassa kasvatetun lohen tuotannon hiilivety-päästöt (ei metaani) ilmaan (kg/t perkaamatonta kalaa) tuotantovaiheittain.

Fig. 14. NMVOC-emissions into air (kg/t of ungutted fish) from different rainbow trout production methods in different production stages.

Kirjolohen kasvatuksen tyypipäästöjä veteen saadaan pienennettyä parhaiten ruokintaa tehostamalla tai muuttamalla rehun koostumusta esim. nostamalla rehun soijapitoisuutta. Lietteenkeräyslaitteistoja rakentamalla ei tyypikuormituksia saada juurikaan alennettua (kuva 15). Maalle rakennetussa merilaitoksessa typpi olisi teoriassa mahdollista poistaa laitoksen poistovedestä, mutta käytännössä typen poisto on liian kallista toteuttavaksi.

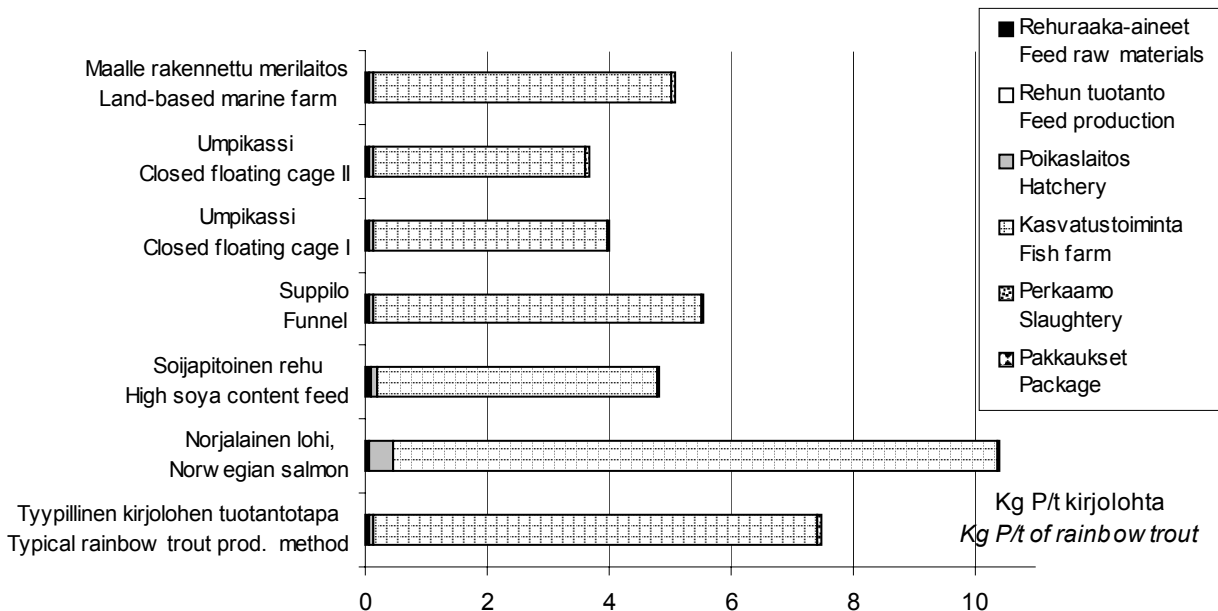
Tutkimuksessa käytetyillä umpikassi- ja suppilokokeilla ei fosforikuormitusta ole saatu alennettua juuri sen merkittävämmän kuin rehun koostumustakaan muuttamalla lukuun ottamatta Skagsundissa tehtyä umpikassikoetta (umpikassi II) (kuva 16). Poikaslaitoksen suuri osuus norjalaisen lohenkasvatuksen fosforikuormituksesta johtuu siitä, että

poikaset kasvavat poikaslaitoksissa pääsääntöisesti pidempään kuin Suomessa. Kasvatusoiminnasta aiheutuva norjalaisen lohien suurempi fosforikuormitus johtuu osittain suuremmasta rehukertoimesta ja osittain käytetyn rehun ominaisuuksista tai kuormitusten laskentamenetelmistä. Koska norjalaisten kuormituslaskelmien lähtötiedot ja laskentamenetelmät eivät olleet käytettävissä tähän tutkimukseen, ei tiedetä esimerkiksi sitä, sisältääkö Norjassa käytetty rehu enemmän fosforia.



Kuva 15. Erilaisten kirjoloheen tuotantotapojen ja Norjassa kasvatetun lohien tuotannon tyypipäästöt veteen (kg/t perkaamatonta kalaa) tuotantovaiheittain.

Fig. 15. Nitrogen emissions into waters (kg/t of ungutted fish) from different rainbow trout production methods in different production stages.



Kuva 16. Erilaisten kirjoloheen tuotantotapojen ja Norjassa kasvatetun lohien tuotannon fosforipäästöt veteen (kg/t perkaamatonta kalaa) tuotantovaiheittain.

Fig. 16. Phosphorus emissions into waters (kg/t of ungutted fish) from different rainbow trout production methods in different production stages.

3.3.2 Kirjoloihen liha ja muut lihatuotteet

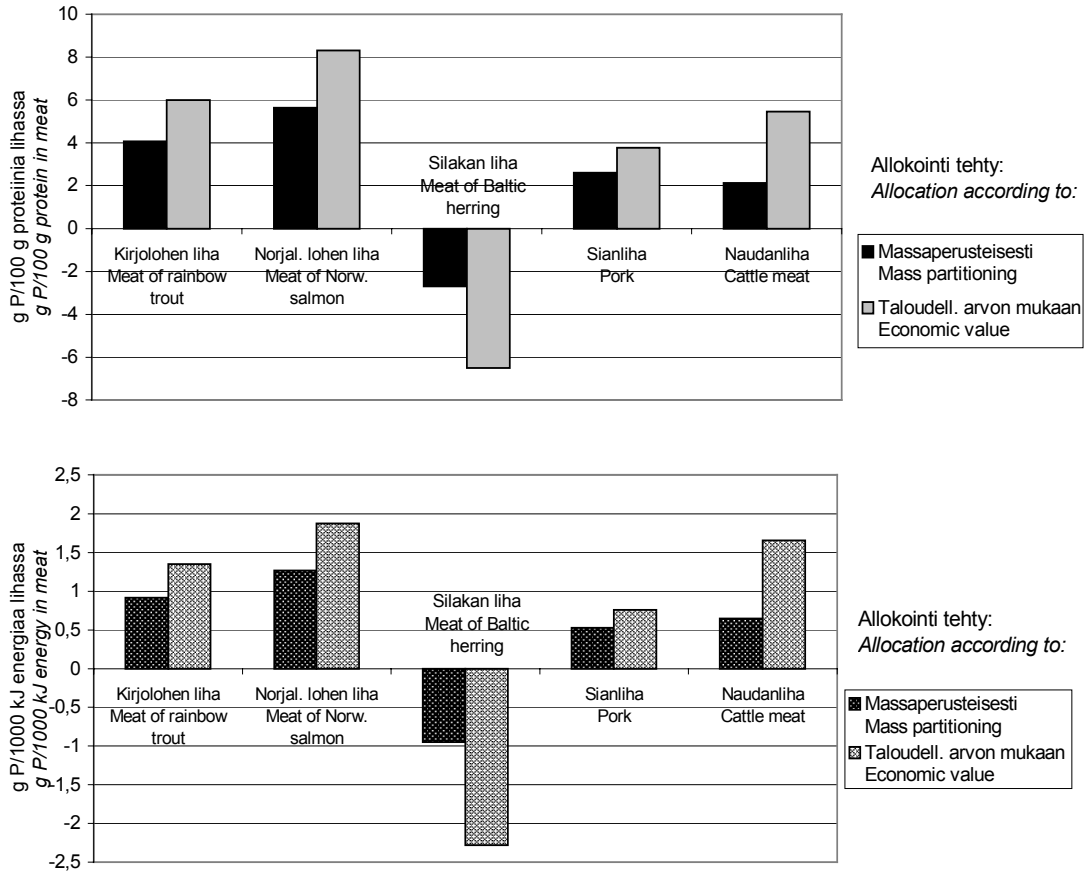
Tarkastelutapa

Kirjoloihen ja muiden tarkasteltavien tuotejärjestelmien päästöjä voi verrata keskenään vain jos päästöt on laskettu jotakin samanlaista ominaisuutta ts. toiminnallista yksikköä kohti. Kotimaisen kirjoloihen, norjalaisen lohen, silakan, sianlihan ja naudanlihan tuotejärjestelmien päästöjen vertailun perustan muodostavat kohdassa 3.2.1-3.2.4 esitetyt muodollista toiminnallista yksikköä kohti lasketut päästöarvot. Näistä arvoista lasketaan päästöarvot toiminnallista yksikköä ”100 g proteiinia lihassa” kohti sekä massaperiaatteen että taloudellisen arvon mukaisen allokoinnin perusteella (ks. kohta 2.4.5). Vesiin päätyvien fosforipäästöjen osalta tarkastelu on tehty lisäksi tuotteiden energiasisällön näkökulmasta. Muiden päästötekijöiden osalta tarkastelutavan (proteiini- tai energiasisältöä kohti) muutoksen vaikutus kuormituseroihin voidaan arvioida fosforille tehtyjen tarkastelujen pohjalta.

Tulokset

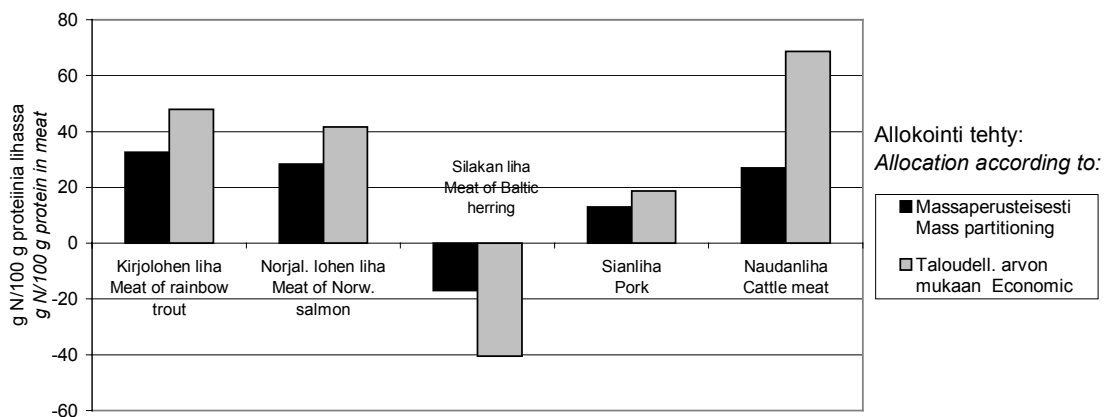
Kun lihatuotteiden fosforipäästöjen vertailun tehdään taloudellisen arvon mukaisen allokoinnin perusteella tuotettua 100 grammaa proteiinia kohti, Norjassa kasvatetun lohen aiheuttama fosforikuormitus on tarkasteltavista tuotteista suurin (kuva 17). Naudanlihan tuotannon fosforikuormitus on lähes yhtä suuri kirjoloihen lihan tuotantoon verrattuna, ja sianlihan näitä kahta selvästi pienempi. Silakan pyynnin seurauksena poistuu merestä fosforia, mikä näkyy negatiivisena päästöarvona. Kuvan 17 yläkuvassa on nähtävissä, miten eri tuotteiden keskinäinen järjestys muuttuu, jos allokointi tehdäänkin massaperusteisesti. Sillä on merkitystä erityisesti naudan lihan sijoittumiseen, koska kokonaisuudessa naudassa olevien ei-syötävien tuotteiden arvo on hyvin pieni syötävän osan arvoon verrattuna. Tällöin taloudellisen arvon mukaan tehdyssä allokoinnissa lähes kaikki kokonaisuudelle naudalle lasketuista päästöistä kohdistuvat syötävälle osalle, kun massaperusteisessa allokoinnissa lihalle kohdentuu vain vajaat puolet kokonaispäästöistä. Kuvan 17 alakuvassa nähdään miten tulos muuttuu jos tarkastelut tehdään proteiinipitoisuuden sijasta lihan energiasisältöön kohdistamalla. Tässä tapauksessa on allokointimenettelyllä jälleen suuri merkitys erityisesti naudan lihan kohdalla. Lisäksi näkyy se, että naudan lihan energiasisältö on pienempi kuin esimerkiksi sianlihan, jolloin tuhannen lihakilojoulen tuottamiseksi tarvitaan enemmän lihamassaa kuin sianlihan kohdalla.

Naudanlihan typpipäästöt veteen ovat korkeimmat tutkituista lihatuotteista, kun tarkastelu tehdään taloudellisen arvon mukaan ja tuotettua 100 grammaa proteiinia kohti (kuva 18). Sianlihan tuotannon typpipäästöt ovat tarkasteltavista kasvatetuista tuotteista pienimmät. Naudanlihan tilanne näyttää toisenlaiselta, jos tarkastelu tehdään massaperusteisen allokoinnin kautta.



Kuva 17. Tarkasteltavista lihatuotteista aiheutuvat fosforipäästöt tuotettua 100 grammaa proteiinia ja 1000 kilojoulea energiaa kohti. Allokointi pää- ja sivutuotteiden kesken on tehty massaperusteisesti ja taloudellisen arvon mukaan.

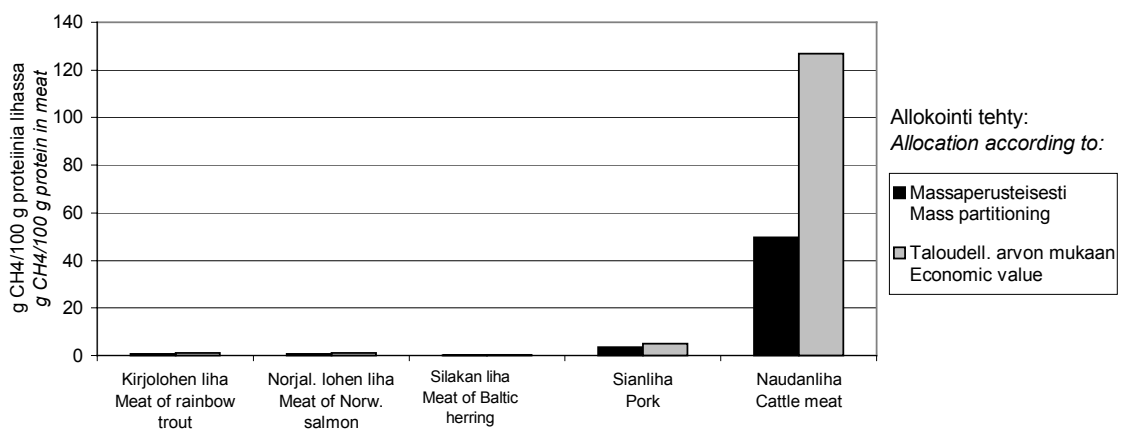
Fig. 17. Phosphorus emissions into waters per 100 g protein and 1000 kJ energy produced in meats. Allocation is made according to mass partitioning and economic value.



Kuva 18. Tarkasteltavista lihatuotteista aiheutuvat typpipäästöt veteen tuotettua 100 grammaa proteiinia kohti. Allokointi pää- ja sivutuotteiden kesken on tehty massaperusteisesti ja taloudellisen arvon mukaan.

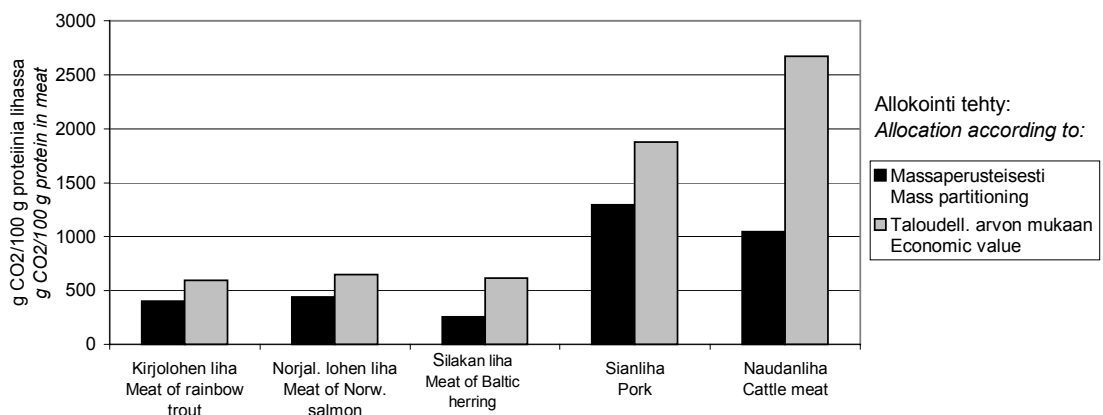
Fig. 18. Nitrogen emissions into waters per 100 g protein and 1000 kJ energy produced in meats. Allocation is made according to mass partitioning and economic value.

Naudanlihan elinkaaren metaanipäästöt ovat selkeästi korkeimmat tutkituista lihoista (kuva 19). Myös sianlihan tuotannon metaanipäästöt ovat korkeat verrattuna kalatuotteisiin. Sian- ja naudanlihan tuotannon hiilidioksidipäästöt ovat selvästi korkeammat kuin kalatuotteiden, joiden päästöt ovat suunnilleen samalla tasolla (kuva 20). Kalatuotteiden typpioksiduulipäästöt ovat hyvin pienet sian- ja naudanlihan tuotannon aiheuttamiin päästöihin verrattuna (kuva 21), ja sian- ja naudanlihan keskinäinen ”paremmuus” riippuu allokointitavasta. Myös ammoniakkipäästöjä syntyy sian- ja naudanlihan tuotannossa huomattavasti enemmän kuin kalatuotteiden tuotannossa (kuva 22). Kirjolohen lihan tuotannosta näyttää aiheutuvan vähemmän NO_x -päästöjä kuin muiden lihojen tuotannossa, jos tarkastelu tehdään taloudellisen arvon mukaisen allokoinnin kautta, massaperusteinen allokointi tasoittaa tilannetta (kuva 23). Rikkidioksidin päästöjä syntyy proteiiniyksikköä kohti eniten sian- ja naudanlihan tuotannossa (kuva 24). Hiilivetypäästöjen (ei metaani) osalta eri lihatuotteet ovat hyvin lähellä toisiaan, mutta silakan lihan tuotannossa päästöt ovat pienimmät (kuva 25).



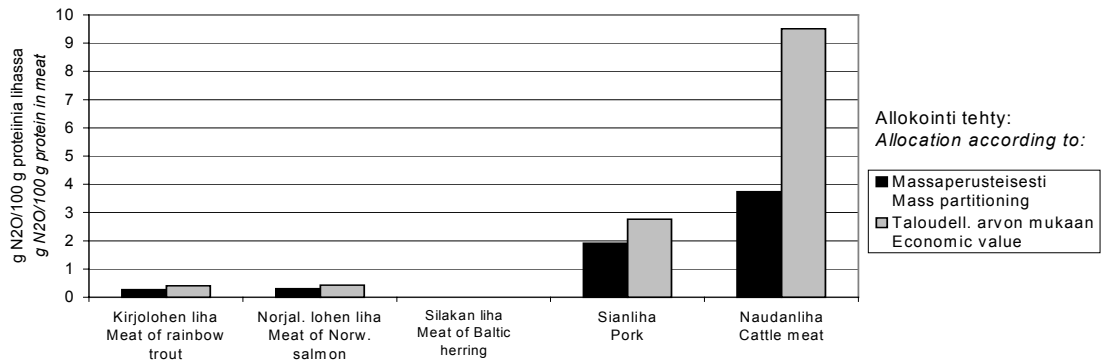
Kuva 19. Tarkasteltavista lihatuotteista aiheutuvat metaanipäästöt tuotettua 100 grammaa proteiinia kohti. Allokointi pää- ja sivutuotteiden kesken on tehty massaperusteisesti ja taloudellisen arvon mukaan.

Fig. 19. CH_4 -emissions into air per 100 g protein produced in meats. Allocation is made according to mass partitioning and economic value.



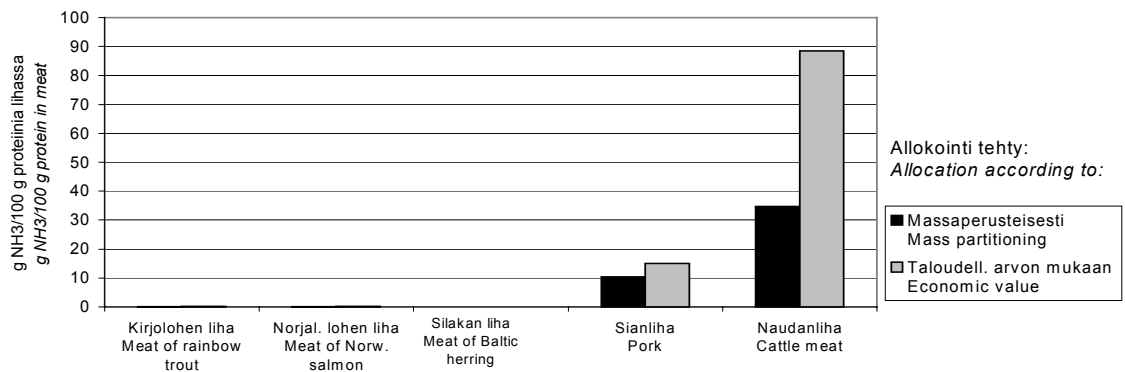
Kuva 20. Tarkasteltavista lihatuotteista aiheutuvat hiilidioksidipäästöt tuotettua 100 grammaa proteiinia kohti. Allokointi pää- ja sivutuotteiden kesken on tehty massaperusteisesti ja taloudellisen arvon mukaan.

Fig. 20. CO_2 -emissions into air per 100 g protein produced in meats. Allocation is made according to mass partitioning and economic value.



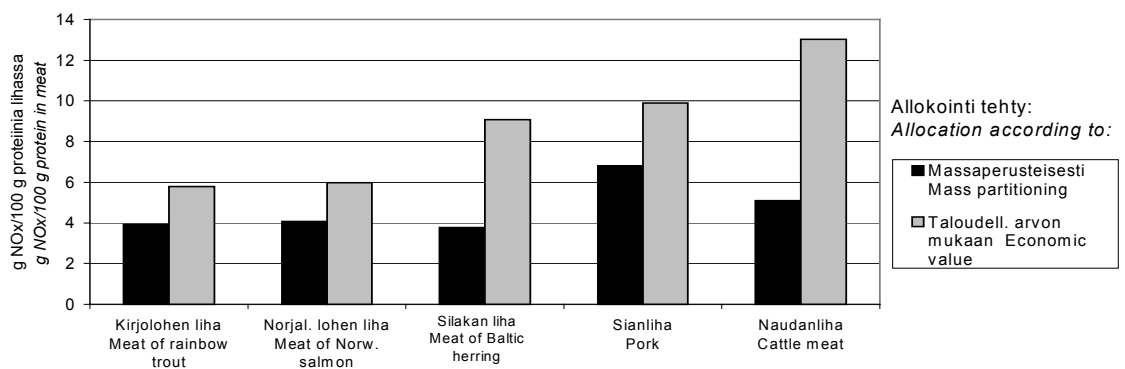
Kuva 21. Tarkasteltavista lihatuotteista aiheutuvat typpioksiduulipäästöt tuotettua 100 grammaa proteiinia kohti. Allokointi pää- ja sivutuotteiden kesken on tehty massaperusteisesti ja taloudellisen arvon mukaan.

Fig. 21. N₂O-emissions into air per 100 g protein produced in meats. Allocation is made according to mass partitioning and economic value.



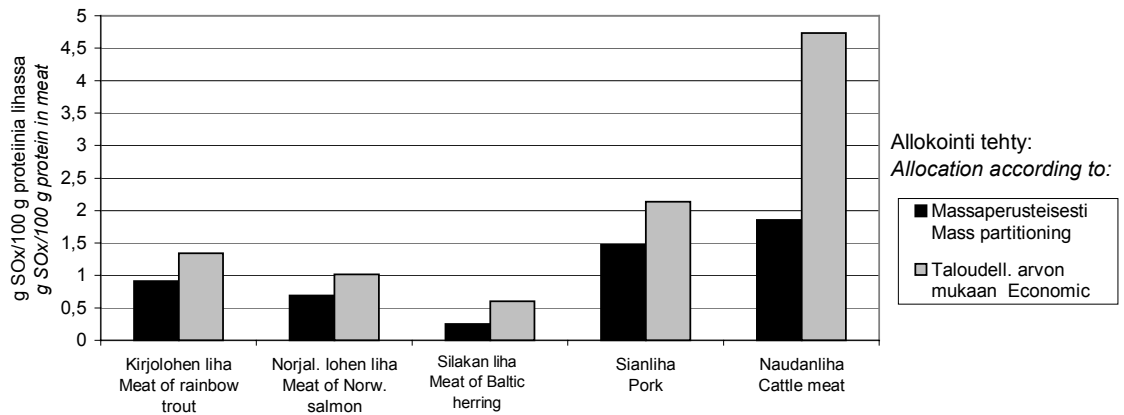
Kuva 22. Tarkasteltavista lihatuotteista aiheutuvat ammoniakkipäästöt tuotettua 100 grammaa proteiinia kohti. Allokointi pää- ja sivutuotteiden kesken on tehty massaperusteisesti ja taloudellisen arvon mukaan.

Fig. 22. NH₃-emissions into air per 100 g protein produced in meats. Allocation is made according to mass partitioning and economic value.



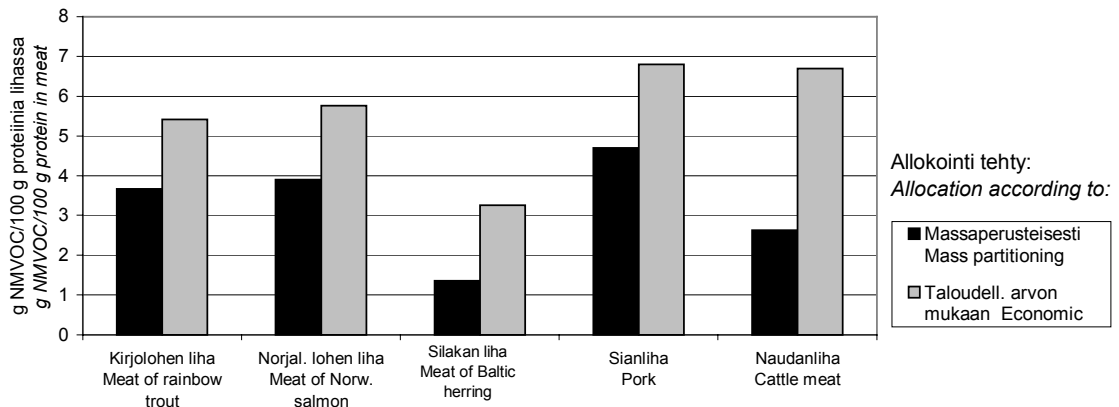
Kuva 23. Tarkasteltavista lihatuotteista aiheutuvat typen oksidipäästöt tuotettua 100 grammaa proteiinia kohti. Allokointi pää- ja sivutuotteiden kesken on tehty massaperusteisesti ja taloudellisen arvon mukaan.

Fig. 23. NO_x-emissions into air per 100 g protein produced in meats. Allocation is made according to mass partitioning and economic value.



Kuva 24. Tarkasteltavista lihatuotteista aiheutuvat rikkidioksidipäästöt tuotettua 100 grammaa proteiinia kohti. Allokointi pää- ja sivutuotteiden kesken on tehty massaperusteisesti ja taloudellisen arvon mukaan.

Fig. 24. SO_x-emissions into air per 100 g protein produced in meats. Allocation is made according to mass partitioning and economic value.



Kuva 25. Tarkasteltavista lihatuotteista aiheutuvat haihtuvien orgaanisten yhdisteiden (ei metaania) päästöt tuotettua 100 grammaa proteiinia kohti. Allokointi pää- ja sivutuotteiden kesken on tehty massaperusteisesti ja taloudellisen arvon mukaan.

Fig. 25. NMVOC-emissions into air per 100 g protein produced in meats. Allocation is made according to mass partitioning and economic value.

3.4 Kirjoloheen tuotejärjestelmään liittyvien kuormitustekijöiden herkkyystarkastelu

Kaikkien kirjoloheen tuotantoon liittyvien tutkittujen muuttujien päästöt ovat suoraan verrannolliset rehukertoimeen, mikä sinänsä ei ole kovin yllättävää, sillä lisääntynyt rehun kulutus lisää myös tarvetta rehun ja sen raaka-aineiden kuljetuksiin ja valmistukseen (kuvat 26–30). Rehukertoimen merkittävyys on oleellista tehtäessä tulosten epävarmuustarkastelua. Useimpina vuosina virallisten kuormitustilastojen pohjana olevan kasvattajien ilmoittaman rehun kulutuksen ja KTTK:n tilastoiman rehun valmistuksen ja kulutuksen välillä on ollut selvä ero (taulukko 19). Vuoden 1998 KTTK:n luku ei sisällä tuontirehun määrää, eikä vuoden 1999 luku aivan kaikkea Suomeen tuotua rehua. Ero virallisen tilaston ja todellisen rehun kulutuksen välillä voi siis olla vielä hieman suurempi kuin taulukossa 19. Ruokinnan osalta erilaisista tuotantotavoista tutkittiin rehukertoimen merkitystä ilma- ja vesipäästöihin (taulukko 20, kuvat 26–30).

Taulukko 19. Rehun määrä vuosina 1995-99 kalankasvattajien velvoiteilmoitusten (virallinen tilasto) ja KTTK:n tilastojen mukaan (Rankanen 2000, Wideskog 2000, Kaukoranta 1998, 2000, Mäkinen ja Kaukoranta 1998). KTTK:n tilasto koskee rehun valmistusta ja maahantuontia.

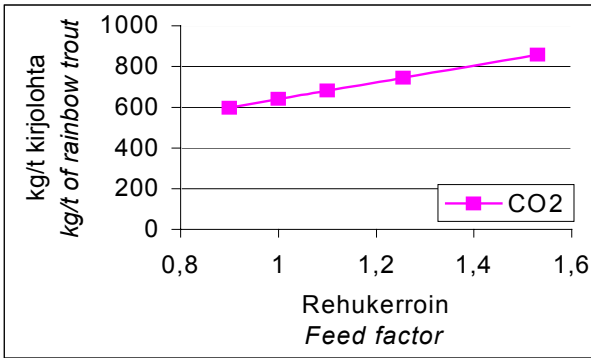
Table 19. Feed consumption in Finland based on fish farmers' own obligatory reporting (official statistics) and based on statistics of feed manufacturing and importing made by KTTK (The Plant Production Inspection Centre).

Vuosi <i>Year</i>	Rehun kulutus (1000 tonnia) <i>Feed consumption (1000 tons)</i>	
	Virallinen tilasto <i>Official statistics</i>	KTTK
1995	22,6	33
1996	23,5	32
1997	20,4	29
1998	19,9	23,5
1999	20,3	23,4

Taulukko 20. Kirjoloheen tuotannon elinkaaren aikaiset ilma-(_a) ja vesipäästöt (_w) (kg/t perkaamatonta kalaa) erilaisilla rehukertoimilla. Tyypillisen kirjoloheen tuotantotavan, eli virallisen tilaston mukainen, rehukerroin on 1,255 (lihavoitu teksti) ja KTTK:n rehunvalmistus- ja tuontitilastojen mukainen rehukerroin on 1,53.

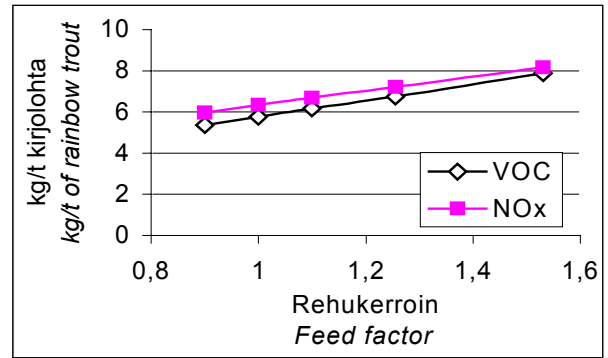
Table 20. Main emissions into air (_a) and waters (_w) (kg/t from ungutted fish) from typical rainbow trout production method based on different feed factors. The feed factor in official statistics is 1,255 (bold text type) and the feed factor based on the statistics of KTTK is 1,53.

Muuttuja <i>Variable</i>	Päästö (kg/t perkaamatonta kalaa) <i>Emission (kg/t of ungutted fish)</i>				
	0,9	1,0	1,1	1,255	1,53
CH ₄ _a	1,00	1,09	1,18	1,32	1,57
CO ₂ _a	598	640	681	745	857
N ₂ O_a	0,36	0,40	0,44	0,50	0,61
NH ₃ _a	0,26	0,28	0,31	0,36	0,43
NO _x _a	5,98	6,35	6,69	7,23	8,19
SO _x _a	1,29	1,41	1,51	1,68	1,97
VOC_a	5,37	5,77	6,17	6,77	7,87
N_w	37,97	45,09	51,62	59,80	80,76
P_w	4,29	5,30	6,09	7,49	9,92



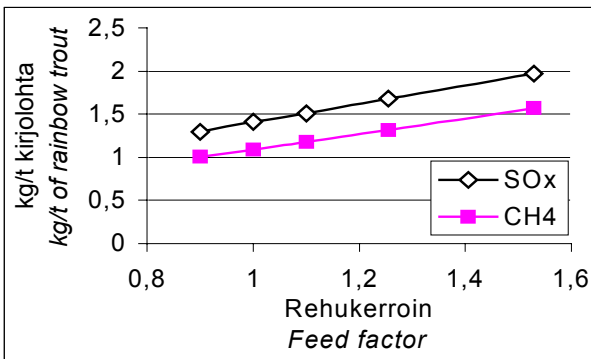
Kuva 26. Rehukertoimen vaikutus kirjoloihen tuotannon hiilidioksidi- ja metaanipäästöihin (kg/t perkaamatonta kalaa).

Fig. 26. Effect of feed factor on CO_2 and CH_4 emissions (kg/t of ungutted fish) from rainbow trout production.



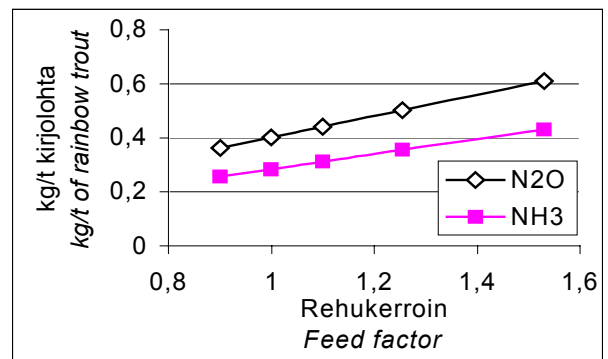
Kuva 27. Rehukertoimen vaikutus kirjoloihen tuotannon hiilivety- (ei metaani) ja typpioksidipäästöt ilmaan (kg/t perkaamatonta kalaa).

Fig. 27. Effect of feed factor on NMVOC- and NO_x -emissions (kg/t of ungutted fish) from rainbow trout production.



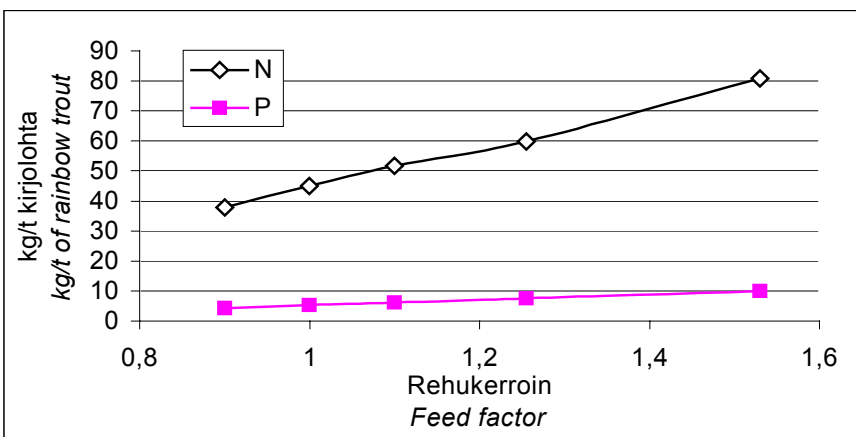
Kuva 28. Rehukertoimen vaikutus kirjoloihen tuotannon metaani- ja rikkioksidien päästöihin (kg/t perkaamatonta kalaa).

Fig. 28. Effect of feed factor on CH_4 - and SO_x -emissions (kg/t of ungutted fish) from rainbow trout production.



Kuva 29. Rehukertoimen vaikutus kirjoloihen tuotannon typpioksiduuli- ja ammoniakki-päästöihin (kg/t perkaamatonta kalaa).

Fig. 29. Effect of feed factor on N_2O - and NH_3 -emissions (kg/t of ungutted fish) from rainbow trout production.



Kuva 30. Rehukertoimen vaikutus kirjoloihen tuotannon typpi- ja fosforipäästöihin (kg/t perkaamatonta kalaa).

Fig. 30. Effect of feed factor on N- and P-emissions into waters (kg/t of ungutted fish) from rainbow trout production.

Merkittävä tekijä tutkittavan tuotejärjestelmän ilmapäästöjä tarkasteltaessa on kalajauhon ja –öljyn raaka-aineiden kalastus. Polttoaineen kulutukselle on esitetty varsin erilaisia arvoja: esimerkiksi suomalaisen silakan kalastuksen polttoaineen kulutus (Lillsunde 2000) on pienempi kuin tanskalaisen sillin (Christensen ja Ritter 2000). On kuitenkin oletettavaa, että polttoaineen kulutus olisi suomalaisessa kalastuksessa suurempi kuin valtamerikalastuksessa, mikä johtuu kalastusalusten pienemmästä koosta ja näin ollen myös pienemmistä saalismääristä. Tässä tutkimuksessa on käytetty tanskalaisen tutkimuksen arvoja, koska suurin osa Suomessa käytettävästä kalajauhosta ja –öljystä on peräisin Tanskasta. Seuraavissa taulukoissa on vertailtu tuotejärjestelmän kokonaiskuorimituksia tietyille ilmapäästöille.

Rehun valmistuksen merkitystä on selvitetty seuraavasti: rehun valmistustiedot ovat kolmen rehua myyvän yrityksen keskiarvo. Seuraavassa on tehty tarkasteluja eniten ja vähiten energiaa kuluttavien tuotantomenetelmien ilmapäästöistä (taulukko 21). Myös energianlähteellä on vaikutusta päästöihin. Kaikkein suurin vaikutus tällä on VOC-päästöihin, jotka voivat nousta jopa kaksinkertaisiksi. Tämä johtuu siitä, että eräs rehu-tehtaista käyttää pääosin hiilienergiaa. CO₂-päästöissä vaihtelu tällä menetelmällä laskeuttaessa on 39 % ja SO_x-päästöissä 36 %.

Taulukko 21. Rehun valmistuksen energiankulutuksen herkkyytarkastelu (kg/t perkaamatonta kalaa).

Table 21. Sensitivity assessment of energy consumption of feed production (kg/t of ungutted fish).

Muuttuja <i>Variable</i>	Tyypillinen kirjoloheen tuotantotapa <i>Typical rainbow trout production method</i>	Rehun valmistus pie- nimmällä energian ku- lutuksella <i>Feed production with minimum energy con- sumption</i>	Rehun valmistus suu- rimmalla energian kulu- tuksella <i>Feed production with maximum energy con- sumption</i>
CH ₄ _a	1,31	1,32	1,35
CO ₂ _a	718	745	791
N ₂ O_a	0,50	0,50	0,52
NH ₃ _a	0,36	0,36	0,36
NO _x _a	7,20	7,23	7,33
SO _x _a	1,64	1,68	1,74
VOC_a	5,33	6,77	9,18

Kalastuksen aiheuttamat päästöt vaihtelevat riippuen siitä, missä kalastetaan ja mitä kalastetaan. Tutkimuksessa on islantilaisia tietoja kalajauhon ja –öljyn raaka-aineeksi tarkoitettujen kalan kalastamisesta (Magnusson 2000). Ohessa (taulukko 22) on laskettu koko tuotejärjestelmän ilmapäästöt käyttämällä Lillsunden (2001a) tietoja suomalaisesta silakan kalastuksesta ja Ranteen (1994) laskelmia troolauksen energiankulutuksesta (2,7 MJ/kg). Tuloksista havaitaan, että kalastuksen tiedonlähteellä on erittäin suuri vaikutus hiilidioksidipäästön suuruuteen, ja lisäksi myös typpi- ja rikkioksidien päästöihin.

Taulukko 22. Kalarehun raaka-aineen kalastuksen erilaisten lähtötietojen vaikutus kirjolo-
lohen tuotannon kokonaispäästöihin (kg/t perkaamatonta kalaa).

Table 22. Effect of different emission data of fish feed raw material fishing on the total
emissions from rainbow trout production (kg/t of ungutted fish).

Muuttuja <i>Variable</i>	Tyypillinen kirjolo- lohen tuotantotapa <i>Typical rainbow trout production method</i>	Tyypillinen kirjolo- lohen tuotantotapa, rehuraaka- aineen kalastustietoina käytetty silakan kalastus- tietoja <i>Typical rainbow trout production method when data of Baltic herring fishing is used.</i>	Tyypillinen kirjolo- lohen tuotantotapa, rehuraaka- aineen kalastustietoina käytetty Ranteen (1994) troolaukselle esittämiä tietoja. <i>Typical rainbow trout production method when data of trawling (Ranne 1994) is used.</i>
CH ₄ _a	1,32	1,32	1,32
CO ₂ _a	1 490	745	1 192
N ₂ O_a	0,50	0,50	0,54
NH ₃ _a	0,36	0,36	0,36
NO _x _a	21,76	7,23	13,42
SO _x _a	2,10	1,68	1,73
VOC_a	9,98	6,77	7,78

Soijan kasvatuksen epävarmuustekijöitä tutkittiin käyttämällä vehnänviljelyn kuormi-
tustietoja soijankasvatukseen niin, että päästöt viljeltyyn pinta-alaan nähden ovat samat.
Tuloksena typpioksiduulipäästö nousi 53 % ja ammoniakkipäästö nousi 100 %. Muissa
päästöissä muutokset olivat alle 2 %. Soijaruohon prosessoinnista mm. energiankulu-
tustiedot ovat suunnilleen samansuuruisia useissa eri kirjallisuuslähteissä, joten vaihte-
luväli on varsin pieni. Soijatiivisteiden valmistuksesta käytetyt tiedot perustuvat taas yk-
sinomaan arvioihin ja voivat näin ollen olla hyvinkin epätarkkoja. Epävarmuusarvioin-
neissa kaksinkertaistettiin kaikki soijatiivisteiden valmistuksen arvioidut syötteet ja suori-
tettiin laskelmat uudestaan. Tuloksissa VOC-päästöt kasvoivat 13 %:lla johtuen pääosin
siitä, että soijantuotannon lämpöenergianlähteeksi oli arvoitu hiili. N₂O- ja SO_x-päästöt
nousivat 2-3 %:lla, muuten erot eivät olleet merkittäviä. Kalajauhon ja -öljyn valmistuk-
sesta oli käytettävissä tietoja kahdelta valmistajalta. Energiankulutustiedot vastasivat
suuruudeltaan hyvin toisiaan, joten epävarmuustekijät arvioitiin pieneksi. Islannissa on
käytetty polttoaineena myös kevyttä polttoöljyä maakaasun sijaan (Magnusson 2000),
joten herkkyytarkastelussa laskettiin, onko sillä merkitystä (taulukko 23). Havaittiin,
että käytettäessä polttoöljyä maakaasun sijasta kalajauhon valmistuksessa metaanipääs-
töt vähenevät 80 %, mutta hiilidioksidipäästöt nousevat 41 % ja NO_x-päästöt nousevat
99 %.

Poikaslaitosten ja pakkausten osuus kokonaiskuormituksesta on niin pieni, etteivät pie-
net epävarmuudet niitä koskevissa lähtötiedoissa ole merkityksellisiä kokonaistuloksia
ajatellen.

Taulukko 23. Kalajauhon ja –öljyn valmistuksen energianlähteen vaikutus kirjolohenkasvatuksen koko elinkaaren aikaisiin ilmapäästöihin (kg/t perkaamatonta kalaa).

Table 23. Effect of energy source of fish meal and oil production on atmospheric emissions from the life-cycle of rainbow trout production (kg/t of ungutted fish).

Muuttuja <i>Variable</i>	Kalajauhon valmistuksen energianlähde <i>Energy source of fish meal and oil production</i>	
	Maakaasu <i>Natural gas</i>	Kevyt polttoöljy <i>Light fuel oil</i>
CH ₄ _a	1,32	0,26
CO ₂ _a	745	1 158
N ₂ O_a	0,50	0,50
NH ₃ _a	0,36	0,36
NO _x _a	7,23	14,76
SO _x _a	1,68	1,65
VOC_a	6,77	6,52

Epävarmuustarkasteluissa havaittiin, että tulosten epävarmuus tutkituissa ilmapäästöparametreissä on yli 50 %. Ravinnepäästöjen osalta epävarmuus on suoraan verrannollinen rehukertoimeen. Tutkimuksessa on käytetty rehukertoimena virallisen tilaston mukaista lukua 1,255, joka perustuu kalankasvattajien omiin ilmoituksiin rehun käytöstä. KTTK:n tilastoima rehun valmistusmäärä ja tuonti jaettuna kasvatetulla kalamäärällä antaa tulokseksi 1,53, mutta toisaalta rehukertoimella 1,1 toimivat laitoksetkaan eivät välttämättä ole Suomessa harvinaisia. Näin ollen fosfori- ja typpikuormituksissa epävarmuustekijä on noin 20 %.

3.5 Sian- ja naudanlihan tuotejärjestelmien kuormitustekijöihin liittyviä epävarmuuksia

Tässä tutkimuksessa on nautakarjan ja sikojen (soijantuotantoa lukuunottamatta) rehun tuotannon yhteydessä käytetty seuraavia huuhtoutuma-arvojen vaihteluvälejä: N(tot.) 10-20 kg/ha, P(tot) 0,5-1,5 kg/ha. Mainitut vaihteluvälit perustuvat eri tutkimusten tuloksiin (esim. Vuorenmaa ym. 2001, Äijö ja Tattari 2000), eikä voida varmuudella sanoa, mikä arvo vaihteluvälin sisällä kuvaisi parhaiten todellista tilannetta. Karjanlannasta ja väkilannoitteista haihtuvan ammoniakkin ja dityppioksidin määrää on arvioitu päästökerrointen pohjalta (Grönroos ym. 1998, IPCC 1996). Tässä tutkimuksessa on lähdetty siitä, että kyseisiin ilmapäästöihin sisältyy 30 %:n epävarmuus ylös- tai alaspäin.

4 YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET

4.1 Elinkaariarvioinnilla arvioidut ympäristövaikutukset

4.1.1 Tulosten esittämisestä ja tulkinnasta

Kalankasvatuksen eri tuotantotapojen ja vaihtoehtoisten elintarvikkeiden koko elinkaaren aikaisia ympäristövaikutuksia on arvioitu kohdassa 2.5 esitetyllä vaikutusarviointimallilla, jonka tuloksena saadaan ns. haittapisteitä. Haittapistemäärillä ei sinänsä ole mitään selvää kiinnekohtaa mihinkään luonnollisesti ymmärrettävään vaikutusmäärään. Ainostaan tarkasteltavien vaihtoehtojen välisillä piste-eroilla on tulosten tulkinnan kannalta merkitystä. Mitä suurempi haittapiste, sitä suurempi merkitys haitallisten vaikutusten aiheuttajana.

Haittapisteet kuvaavat ainoastaan määrättyjä vaikutusluokkia (ilmastonmuutos, happamoituminen, vesistöjen rehevöityminen, maaympäristön rehevöityminen, alailmakehän otsonin muodostuminen ja uusiutumattomien polttoaineiden väheneminen), joita aiheuttaville kuormitustekijöille on löytynyt laskentaan tarvittavat lähtötiedot. Elinkaariarvioinnin vaikutusarviointimenetelmien haittapisteitä arvioidaan niihin vaikutusluokkiin nähden, jotka malli kattaa. Myös tässä työssä käytetty DAIA-menetelmä arvioi vain osan niistä kalankasvatuksen ja muun elintarviketuotannon aiheuttamista vaikutuksista, joilla kuvitellaan olevan merkitystä työn tavoitteiden kannalta. DAIA-mallin ulkopuolelle jäävien luokkien osalta on tehty tuotanto- ja tuotevaihtoehtojen eroja selvittävää arviointia luvussa 4.2.

Haittapisteiden taustalla ovat karakterisointikertoimet, joilla eri kuormitustekijöiden keskinäinen merkitys kunkin vaikutusluokan seurausten aiheuttajana pystytään arvioimaan. Laskemalla kullekin tuotteelle vaikutusluokkaindikaattoriarvot (yhtälö 2, kohta 2.5.2) voidaan eri tuotteiden paremmuutta verratta kunkin vaikutusluokan suhteen. Tällöin kuitenkin herää kysymys siitä, kuinka eri vaikutusluokka-arvot suhtautuvat toisiinsa. Onko ilmastonmuutosta kuvaavat indikaattoriarvot tärkeämpiä kuin rehevöitymisen? Eräs tapa lähestyä tätä ongelmaa on jakaa tarkasteltavien tuotteiden vaikutusluokkaindikaattoriarvot niitä vastaavilla Suomen vaikutusluokkaindikaattoriarvoilla. Tällaiset tulokset kertovat suoraan minkä prosenttiosuuden koko Suomen aiheuttamista haitoista ko. tuotteet aiheuttavat. Koska tällaiset ns. **normalisoidut** tulokset ovat väkisinkin erittäin pieniä, ne kerrotaan sopivalla vakiolla lukemisen helpottamiseksi. Usein elinkaariarvioinneissa vaikutusarviointi viedäänkin vain tälle ns. karakterisointitasolle. Lopputuloksena saadaan kussakin vaikutusluokassa lukuarvoja, joilla on sama suhteellinen asteikko. Jos esimerkiksi rehevöitymistä kuvaava normalisoitu lukuarvo on kolme kertaa niin suuri kuin vastaavan tuotteen ilmastonmuutosta kuvaava normalisoitu lukuarvo, täytyy ilmastonmuutoshaittaa arvostaa kolme kertaa niin paljon kuin rehevöitymishaittaa, jotta rehevöitymisen ja ilmastonmuutoksen indikaattoriarvot olisivat merkityksellään yhtä suuret. Kun lukijalle esitetään normalisoidut tulokset, lukija voi arvioida eri vaikutusluokkien tärkeyttä antamalla mielessään erilaisia painokertoimia kullekin vaikutusluokalle. Vaikutusluokan tärkeyttä kuvaava painokertoimen tulee kuitenkin kuvata koko Suomen aiheuttamia haittoja ko. vaikutusluokassa. Vaikutusluokkien painokertoimen väliset suhteet eri vaikutusluokkien kesken kuvaavat siis sitä näkemystä, miten ”päätöksentekijä” suhtautuu ko. vaikutusluokkien haittojen vähentämiseen Suomen kuormitustekijöiden osalta.

Jotta tulosten käsittely olisi johtopäätösten kanssa helpommin esitettävissä, työssä on käytetty valmiita oletuspainokertoimia. Eri vaikutusluokkien karakterisoidut tiedot on

yhteismitallistettu toisiinsa nähden eli laskettu haittapisteiksi vaikutusluokkien normalisointitekijöiden ja vaikutusluokkien painokerrointen avulla. Painokertoimien arvot on saatu asiantuntijoiden näkemysten eli arvottamisen perusteella (ks. kohdat 2.5.2 ja 4.1.3), minkä takia vaikutusluokkatietojen yhteismitallistamiseen liittyy subjektivisuutta. Käytännössä vaikutusluokkien painot ratkaisevat sen, kuinka eri vaikutusluokkien vaikutuspisteet asettuvat toisiinsa nähden. Tämän takia kohdassa 4.1.3 on luonnehdittu herkkyysanalyysin avulla sitä, kuinka tulokset muuttuvat vaikutusluokkapainojen vaihdellessa. Luvussa 4.1.2 esitetyt haittapisteet perustuvat arvottamisessa saatujen keskimääraisten vaikutusluokkapainojen käyttöön.

Koska mallien päästöjen laskentaperusteet ovat lähtökohdiltaan Suomeen sidotut, ne soveltuvat sitä huonommin, mitä kauempana Suomesta päästöjä synnyttävä toiminto sijaitsee. Vaikutusarvioinnin virheen suuntaa ja suuruutta pohditaan tulosten yhteydessä ja haarukoidaan herkkyysanalyysin avulla luvussa 4.1.3, mikäli tuotteen tuotanto sisältää merkittävässä määrin kaukana ulkomailla tapahtuvaa päästötoimintaa. Luvun 4.1.3 yhteydessä tarkastellaan myös sitä, millä tavalla typen kulkeutumiskerroin vaikuttaa kirjolohen ympäristövaikutusprofiiliin. Tarkastelu perustuu luvussa 2.5.2 esitettyihin skenaarioihin.

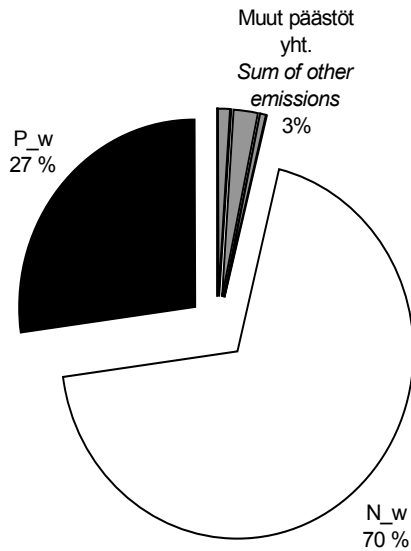
Tulokset on esitetty erilaisten kirjolohen kasvatustapojen osalta suhteellisina haittapisteeroina kirjolohitonnia kohti. Eri lihatuotteiden välisessä vertailussa tulokset on pääasiassa esitetty taloudellisen arvon mukaan tehdyn allokoinnin pohjalta ja laskettuna syötävän osan sataa proteiinigrammaa kohti. Vaikka eri lihatuotteita on pyritty yhteismitallistamaan ottamalla toiminnalliseksi yksiköksi sata grammaa lihan proteiinia, eivät toisiaan proteiinisällöltään vastaavat lihamäärät esimerkiksi kirjolohen lihaa ja sianlihaa ole ravintona toisiaan vastaavia elintarvikkeita. Vaikka proteiinisältö on sama, muiden lihassa olevien ravintoaineiden, kuten rasvojen ja vitamiinien, pitoisuudet ovat erilaiset. Lisäksi tuotteet ovat erilaisia kulinarististen ominaisuuksien osalta.

Tulosten esittämisen yhteydessä on tarkasteltu eri allokoointitapojen ja eri toiminnallisten yksiköiden vaikutusta lopputuloksiin. Haittapisteiden pohjalta esitettävät tulokset kuvaavat ympäristövaikutuseroja vain tiettyjen vaikutusluokkien osalta. Elinkaariarvioinnin mukaisen ympäristövaikutusten arvioinnin ulkopuolelle jääneitä vaikutuksia on tarkasteltu luvussa 4.2.

4.1.2 Tulokset

Kirjolohi

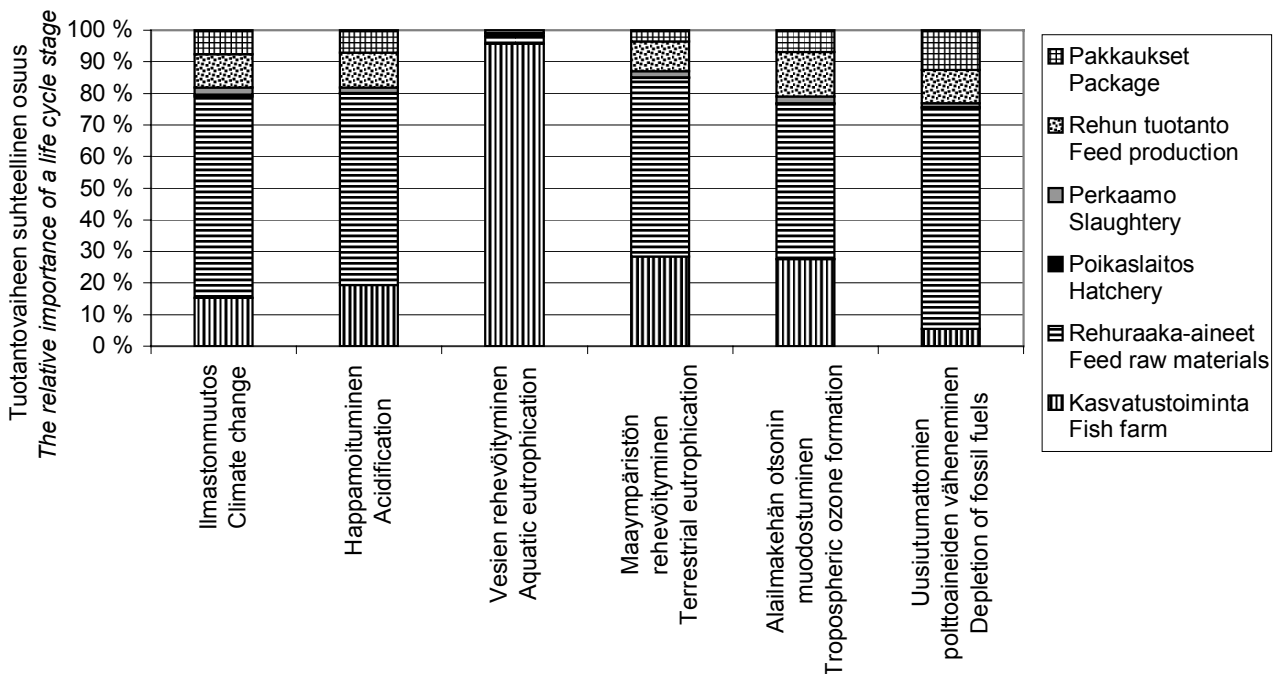
Kirjolohentuotannon haittapisteet on laskettu käyttämällä taulukossa 2 esitettyjä rehevöitymisen kulkeutumis- ja vaikutuskertoimia eri yksikköprosesseille. Typpi ja fosfori ovat selvästi merkittävimmät päästöt vaikutusten aiheuttajina, kun taas ilmapäästöjen merkitys on hyvin pieni (kuva 31). Muiden vaikutusluokkien kuin rehevöitymisen kohdalla raaka-aineiden valmistuksen ja rehun tuotannon merkitys on pääsääntöisesti itse kasvatustoimintaa merkittävämpi. Uusiutumattomien polttoaineiden vähenemisen kohdalla myös pakkausten valmistaminen nousee esille. (Kuva 32)



Kuva 31. Eri kuormitustekijöiden osuudet tyypillisen kirjolohentuotannon kokonaishaittapisteistä.

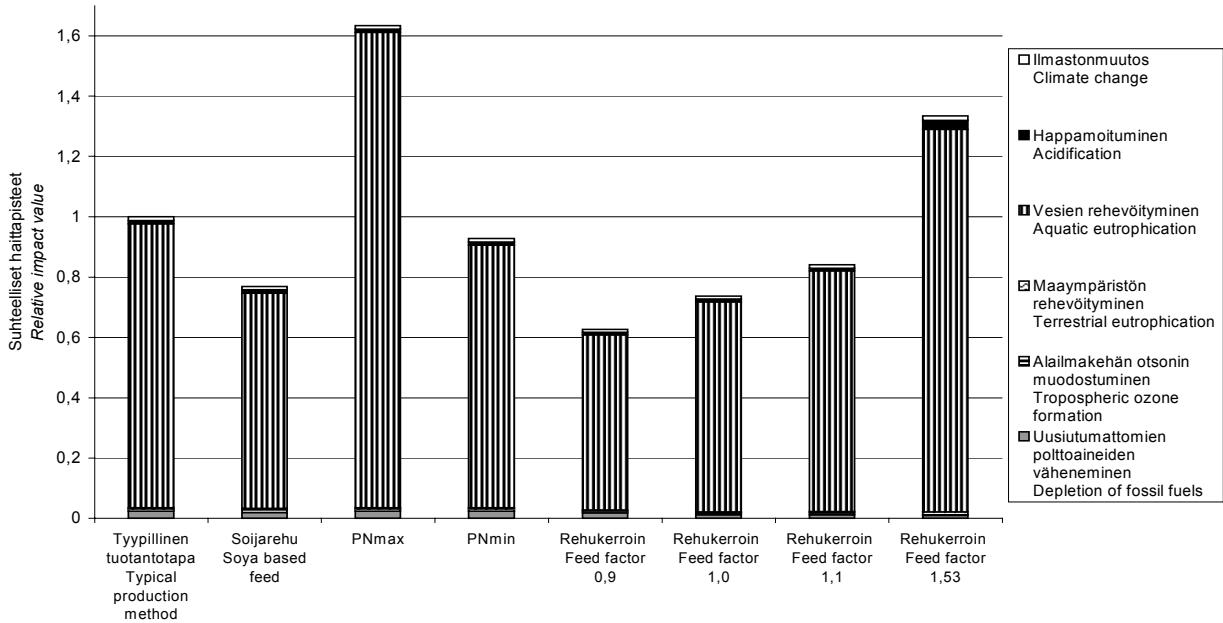
Fig. 31 Contributions of different emissions to the total impact value of the typical rainbow trout production.

Ruokinta- ja tuotantostrategialla on luonnollisesti selvä riippuvuus haittapisteiden muodostumiseen. Rehukertoimen merkitys haittapisteissä tulisi inventaariotulosten mukaan olla lineaarinen. Tämä on havaittavissa laskettaessa kirjolohenkasvatuksen kokonaishaittapisteet ja rehukertoimen muutosten vaikutukset haittapisteisiin. Ruokinnalla on selvä vaikutus rehevöittävien päästöjen muodostumiseen ja sitä kautta haittapisteisiin. Sillä, mitä rehukerrointa käytetään laskelmien pohjana, on selvä merkitys lopputuloksen kannalta varsinkin silloin, kun kirjolohta verrataan muihin elintarvikkeisiin. Soijapitoisen rehun käytöllä saavutetaan selvää etua kasvatustoiminnan ravinnepäästöjen vähentämisessä. (Kuva 33)



Kuva 32. Tyypillisen kirjolohen tuotantotavan tuotantovaiheiden aiheuttama haittaosuus eri ympäristövaikutusluokissa.

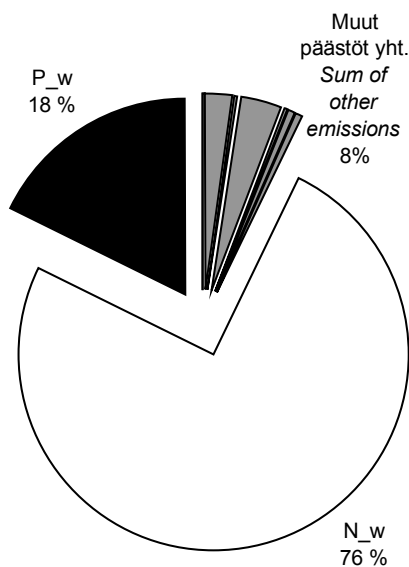
Fig. 32. Relative importance of different life cycle stages of the typical rainbow trout production to the total impacts of different impact categories.



Kuva 33. Ruokintastrategian (ks. selitykset luku 2.3.2) merkitys kirjolohentutannon kokonaishaittapisteisiin (suhteelliset haittapisteet). Kalankasvatuksessa käytetty rehukerroin on 1,25.

Fig. 33. Contributions of different feeding strategies to the total environmental impact value caused by the typical rainbow trout production (relative impact values used). The feed factor of fish farming is 1.25.

Tutkittaessa eri tuotantotapojen vaikutusta haittapisteiden kertymään havaitaan, että ravinnekuormitukset ovat edelleen ratkaisevassa roolissa TTKK:n umpikassiflotaatiokokeen ympäristökuormituksissa, vaikka energiankulutus kasvattamalla on huomattavasti suurempi ja erityisesti fosfori- mutta myös tyypikuormitus pienempi kuin verkkokassikasvatuksessa (kuva 34).

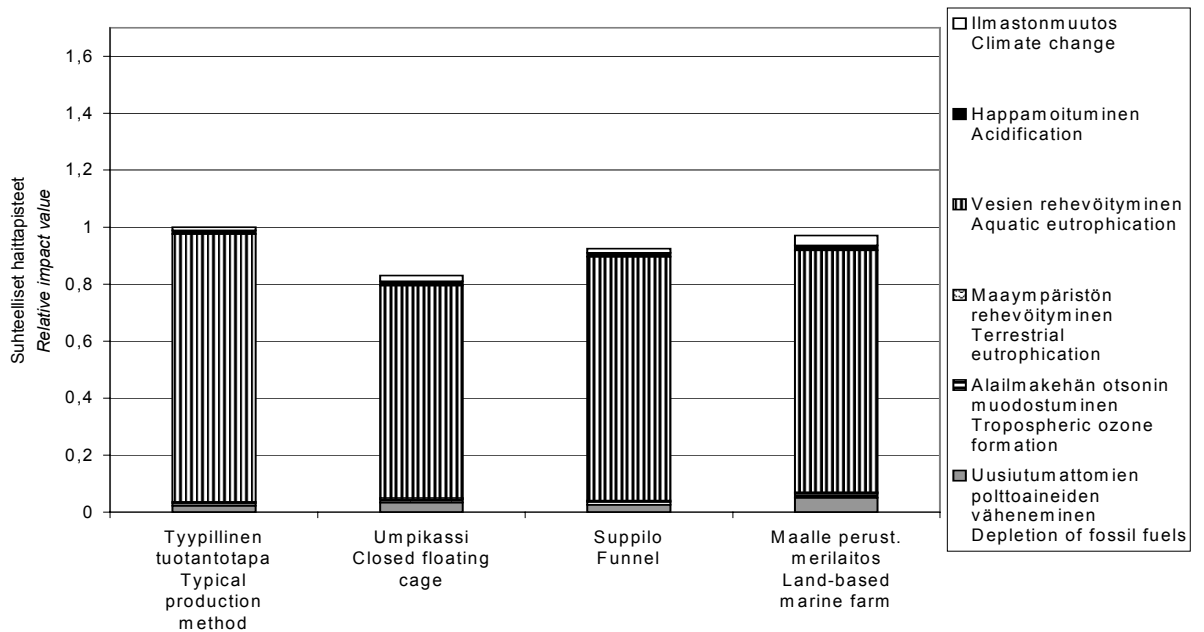


Kuva 34. Eri kuormitustekijöiden osuudet kirjolohen tuotannon kokonaishaittapisteistä TTKK:n umpikassi-flotaatiokokeen mukaista kasvatusten menetelmää käytettäessä.

Fig. 34. Contributions of emissions to the total impact value caused by rainbow trout production based on closed floating cage.

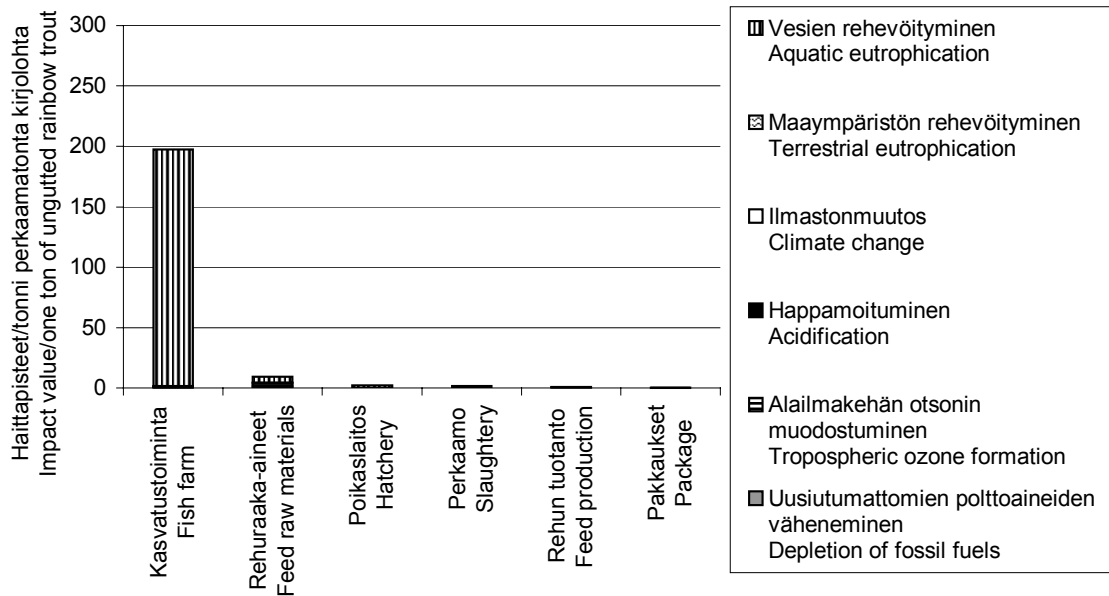
Eri tuotantotapojen osalta ei ole havaittavissa suurta kokonaishaittapiste-eroa tyypilliseen tuotantotapaan verrattuna (kuva 35). Umpikassilaitoksen kohdalla ero on vajaan parinkymmenen prosentin luokkaa, muilla ero on pienempi. Erityisesti kasvatuksesta veteen tulevat fosforipäästöt pienenevät siirryttäessä tyypillisestä kasvatustavasta muihin menetelmiin. Haittapisteiden muodostumiseen vaikuttavat eniten typpi- ja fosforipäästöt veteen. Tästä syystä kasvatusvaiheessa ulkoisin menetelmin ravinnekuormitusta vähentävät tuotantotavat – huolimatta siitä, että ne kuluttavat enemmän energiaa kuin tyypillinen tuotantotapa – saavat pienempiä haittapisteitä kuin tyypillinen tuotantotapa.

Kuvassa 36 on esitetty tyypillisen kirjolohen tuotantotavan haittapisteet elinkaarivaiheittain. Kalankasvatustoiminta ja siinä veteen menevät ravinnepäästöt hallitsevat kirjolohen tuotannon ympäristövaikutusprofiilia.



Kuva 35 Erialaisten kirjolohen tuotantotapojen suhteelliset kokonaishaittaerot (tyypillinen tuotantotapa = 1).

Fig. 35. Relative impact values of different rainbow trout production methods (typical rainbow trout production method = 1).



Kuva 36. Kirjolohen eri tuotantovaiheiden merkitys vaikutusten aiheuttajana.

Fig. 36. Contributions of different production stages to the total environmental impact value caused by rainbow trout production.

Kala- ja lihatuotteiden tulosten vertailua

Kirjoloji ja Norjassa kasvatettu merilohi

Norjalaisen merilohen kasvatuksen aiheuttamia ympäristövaikutuksia voidaan lähestyä kuvan 36 avulla, vaikka Norjassa ympäristöolosuhteet poikkeavat Suomen olosuhteista. Ilmapäästöjen suhteen norjalainen lohi ei juurikaan eroa suomalaisesta kirjolohesta. Norjassa kasvatetun kirjolohen tuotannon ilmapäästöjen vaikutusalue ei suuresti poikkea kirjolohen tuotannon ilmapäästöjen vaikutusalueesta, koska suurin osa monista ilmapäästöistä aiheutuu rehuraaka-aineiden valmistuksesta ja hankinnasta. Raaka-ainelähteet ovat kummankin tuotannon osalta käytännössä samat vehnäajauhoa lukuun ottamatta. Tämän takia ilmastonmuutoksen, happamoitumisen, alailmakehän otsonin muodostumisen ja maaympäristön rehevöitymisen haittapisteet norjalaisen lohen tuotannossa vastaavat suomalaisen kirjolohen tuotannon haittapisteiden suuruusluokkaa ko. vaikutusluokkien osalta. Sama koskee uusiutumattomien polttoaineiden vähenemisen vaikutusluokkaa. Sen sijaan vesistöjen ravinnepäästöjen aiheuttama vaste meren rehevöitymisessä on aivan erilainen Atlantin rannikolla kuin Itämeressä. Rehevöitymistä ei pidetä juurikaan ongelmana Norjassa (ks. liite 2). Norjassa kasvatetun lohen rehevöitymisen haittapisteet ovat huomattavasti pienemmät kuin kuvassa 36 esitetyt haittapisteet. Tämä merkitsee myös sitä, että elinkaariarvioinnissa tarkasteltujen vaikutusten suhteen norjalainen lohi on selvästi vähemmän ympäristöä kuormittavaa. Elinkaariarvioinnissa mukana olevat vaikutusluokat eivät kata kuitenkaan kaikkia kirjoloheen ja norjalaiseen loheen liittyviä ympäristövaikutuksia (ks. kohta 4.2).

Kirjolohen liha, silakan liha, sianliha ja naudanliha

Taulukossa 25 on esitetty vaikutusarvioinnin tulokset tarkasteltavien lihatuotteiden osalta siten, että nähdään eri allokointitapojen ja toiminnallisten yksiköiden käytön vaiku-

tukset lihatuotteiden välisiin ympäristövaikutuseroihin. Laskelmissa on otettu huomioon eri lihatuotteiden tuotannosta aiheutuvien päästöjen epävarmuudet, joita sisältyy varsinkin naudan- ja sianlihaan (ks. luku 3.5). Kirjoloihen osalta veteen kohdistuviin ravinnepäästöarvioihin (taulukko 8 kohdassa 3.2.1) on oletettu sisältyvän ± 20 % epävarmuus. Taulukosta nähdään, että sianlihan kokonaishaittapisteiden yläraja on pienempi kuin kirjoloihen lihan ja naudanlihan kokonaishaittapisteiden alaraja riippumatta siitä kummalla allokointitavalla tulokset lasketaan, ts. sianliha aiheuttaa näistä kolmesta lihatuotteesta vähiten ympäristövaikutuksia kun tarkasteltavana on ilmastonmuutos, happamoituminen, alailmakehän otsonin muodostuminen, rehevöityminen ja fossiilisten polttoaineiden väheneminen.

Johtopäätösten tekeminen kirjoloihen lihan ja naudanlihan ympäristövaikutusten osalta on hankalampaa. Kummankin tuotteen kokonaishaittapisteiden ääripäät leikkaavat yhteisellä alueella kun vertailun lähtökohtana on massaperiaatteen mukainen allokointi. Tuotettua 100 grammaa proteiinia ja 1000 kilojoulea energiaa kohti arvioitaessa naudanlihan kokonaishaittapisteiden minimi- ja maksimihaittapisteet kun allokointi on tehty taloudellisen arvon mukaan. Naudanlihan ja kirjoloihen lihan välistä vertailua hankaloittaa myös se, että tämän tutkimuksen yhteydessä tehty naudanlihan elinkaaritarkastelu koskee vain **erikoistunutta naudanlihantuotantoa**, joka toimii maidontuotannosta erillään. Tilastojen mukaan noin 30 % Suomessa tuotetusta naudanlihasta on peräisin lypsylehmien teurastuksesta ja loput muista naudoista. Karkeasti arvioiden tällaisen muun reitin lihan tuoteyksikköä kohti laskettu kokonaishaittapistemäärä ko. vaikutusluokkien osalta on noin 30 % pienempi kuin erikoistuneen naudanlihan tuotannon kokonaishaittapistemäärä. Taustalla on oletus, että maidon tuotannon kokonaishaittapisteet voidaan allokoida maidon ja naudan kesken osittamalla 10 % haittapisteistä naudanlihalle (lypsylehmästä saatavat pää- ja sivutuotteet maitoa lukuun ottamatta ovat noin 25 kiloa tuhatta maitolitraa kohti). Tämä merkitsee sitä, että Suomessa keskimääräisen naudanlihan kokonaishaittapisteet ovat noin 90 % taulukon 25 naudanlihan kokonaishaittapisteistä.

Tulosten tulkinnassa on huomattava, että tässä yhteydessä tarkastellaan vain rajattua ympäristövaikutuskokonaisuutta (vrt. kohta 4.2) ja vain tiettyjä ravitsemuksellisia näkökohtia.

Silakan lihan kohdalla tilanne on erilainen verrattuna muihin tuotteisiin. Kalastuksen kautta poistuu merkittäviä määriä typpeä ja fosforia merestä, mikä vaikuttaa ympäristövaikutustarkastelussa siten, että silakan saama kokonaishaittapistemäärä on negatiivinen. Silakan liha on selvästi paras ympäristövaikutusten kannalta (vrt. myös kohta 4.2).

Kirjoloihen tuotannon päästöhaitat syntyvät pääasiassa kasvatuslaitoksella, kun taas sian- ja naudanlihan tuotannon haitoista merkittävä osa syntyy välillisesti rehuviljelyn seurauksena. Kirjoloihen tuotannon päästöt on siten luonteeltaan pistekuormitusta, sian- ja naudanlihan tuotannon päästöt puolestaan enemmän hajakuormitusta. Pistekuormituksen seurauksena kalankasvatuksen haitat ilmenevät selvemmin kasvatuslaitoksen välittömässä läheisyydessä.

Sian- ja naudanlihan tuotannon ympäristövaikutusprofiilit eroavat myös kirjoloihen ympäristövaikutusprofiilista siinä mielessä, että veteen menevien ravinnepäästöjen lisäksi haittapisteistä merkittävän osan muodostavat dityppioksidi- ja ammoniakkipäästöt ilmaan.

Taulukko 25. Kirjolohen lihan ja muiden lihatuotteiden suhteelliset haittapisteet tuotettua 100 grammaa proteiinia ja 1000 kilojoulea energiaa kohti (haittapiste on 1 kirjolohen liha keskimääräisellä ravinnekuormitusarvolla).

Table 25. Relative impact values per 100 gram protein and 1000 kJ energy produced in meat of rainbow trout and other meat products (impact value caused by typical rainbow trout production with average nutrient load into water is 1). (Ilmastonmuutos=Climate change, Happamoituminen=Acidification, Vesien rehevöityminen=Aquatic eutrophication, Maaympäristön rehevöityminen=Terrestrial eutrophication, Alailmakehän otsonin muodostuminen=Tropospheric ozone formation, Uusiutumatt. polttoaineiden väh.=Depletion of fossil fuels).

Allokointitapa <i>Allocation method</i>	Kirjolohen liha <i>Meat of rainbow trout</i>	Silakan liha <i>Meat of Baltic herring</i>	Naudanliha <i>Meat of cattle</i>	Sianliha <i>Pork</i>
--	---	---	-------------------------------------	-------------------------

MASSAPERUSTEINEN ALLOKOINTI

ALLÖCATION ACCORDING TO MASS PARTITIONING

Toiminnallinen yksikkö: 100 g proteiinia lihassa

Functional unit: 100 g protein in meat

Ilmastonmuutos	0,01	0,01	0,08	0,05
Happamoituminen	0,01	0,01	0,20-0,28	0,07
Vesien rehevöityminen	0,82-1,05	-0,52	0,29-0,42	0,22-0,29
Maaympäristön rehevöityminen	0,00	0,00	0,07-0,09	0,02
Alailmakehän otsonin muodost.	0,01	0,01	0,01	0,02
Uusiutumatt. polttoaineiden väh.	0,02	0,01	0,02	0,03
YHTEENSÄ TOTAL	0,88-1,11	-0,50	0,67-0,89	0,41-0,48

Toiminnallinen yksikkö: 1000 kJ energiaa lihassa

Functional unit: 1000 kJ energy in meat

Ilmastonmuutos	0,01	0,01	0,11	0,04
Happamoituminen	0,01	0,01	0,27-0,37	0,06
Vesien rehevöityminen	0,82-1,05	-0,82	0,40-0,56	0,20-0,26
Maaympäristön rehevöityminen	0,00	0,01	0,09-0,13	0,02
Alailmakehän otsonin muodost.	0,01	0,01	0,02	0,01-0,02
Uusiutumatt. polttoaineiden väh.	0,02	0,01	0,03	0,03
YHTEENSÄ TOTAL	0,88-1,11	-0,77	0,91-1,21	0,37-0,43

TALOUDELLISEN ARVON MUKAINEN ALLOKOINTI

ALLOcATION ACCORDING TO ECONOMIC VALUE

Toiminnallinen yksikkö: 100 g proteiinia lihassa

Functional unit: 100 g protein in meat

Ilmastonmuutos	0,01	0,01	0,14	0,05
Happamoituminen	0,01	0,01	0,34-0,48	0,07
Vesien rehevöityminen	0,82-1,05	-0,85	0,51-0,72	0,22-0,29
Maaympäristön rehevöityminen	0,00	0,01	0,12-0,16	0,02
Alailmakehän otsonin muodost.	0,01	0,01	0,02	0,02
Uusiutumatt. polttoaineiden väh.	0,02	0,01	0,04	0,03
YHTEENSÄ TOTAL	0,88-1,11	-0,80	1,16-1,55	0,40-0,47

Toiminnallinen yksikkö: 1000 kJ energiaa lihassa

Functional unit: 1000 kJ energy in meat

Ilmastonmuutos	0,01	0,02	0,18	0,04
Happamoituminen	0,01	0,02	0,46-0,65	0,06
Vesien rehevöityminen	0,82-1,05	-1,33	0,68-0,97	0,19-0,26
Maaympäristön rehevöityminen	0,00	0,01	0,16-0,22	0,02
Alailmakehän otsonin muodost.	0,01	0,02	0,03	0,01-0,02
Uusiutumatt. polttoaineiden väh.	0,02	0,02	0,05	0,03
YHTEENSÄ TOTAL	0,88-1,11	-1,25	1,57-2,08	0,36-0,42

4.1.3 Tulosten luotettavuus

Yleistä

Kuormitustekijöiden arvioiden luotettavuudella on oma merkitys vaikutusarvioinnin tuloksiin, mikä on nähtävissä taulukossa 25. Kuormitustekijöistä ympäristövaikutustarkastelun kannalta merkittävimpiä ovat arviot veteen huuhtoutuvista typpi- ja fosforipäästöistä. Kalankasvatuksesta peräisin olevat ravinnepäästöt voidaan arvioida luotettavammin kuin maataloudesta peräisin olevat päästöt, sillä peltoviljelyn huuhtoutumien arviointiin liittyy huomattava määrä epävarmuuksia. Tässä tutkimuksessa on nautakarjan ja sikojen rehun tuotannon yhteydessä (soijantuotantoa lukuun ottamatta) käytetty seuraavia huuhtoutuma-arvojen vaihteluvälejä: N(tot.) 10-20 kg/ha, P(tot) 0,5-1,5 kg/ha. Mainitut vaihteluvälit perustuvat eri tutkimusten tuloksiin (esim. Vuorenmaa ym. 2001, Äijö ja Tattari 2000), eikä voida varmuudella sanoa, mikä arvo vaihteluvälin sisällä kuvaisi parhaiten todellista tilannetta. Kirjoloheen osalta kuormitustekijöiden epävarmuuksia on tarkasteltu luvussa 3.4.

Karakterisointikertoimet määräävät yhdessä päästöarvioiden kanssa vaikutusluokkaindikaattoriarvojen ja normalisointitekijöiden suuruuden. Vaikutusluokkaindikaattoriarvot paljastavat eri päästömuuttujien potentiaalisen merkityksen ko. vaikutusluokan vaikutusten aiheuttajana. Vaikutusluokkien normalisointitekijät ja painot muovaavat puolestaan mallin kokonaishaittapisteiden tulokset. Normalisointitekijät perustuvat pitkälti Suomen kokonaispäästöarviointiin, minkä takia normalisointitekijöiden epävarmuudet eivät ole tulosten herkkyystarkastelun kannalta keskeinen kohde. Sen sijaan vaikutusluokkapainot ovat, sillä ne ovat jo luonteeltaan subjektiivisia. Lisäksi tiedetään, että arviointimallin puumaisen rakenteen perusteella hierarkian yläpäässä olevat tekijät, vaikutusluokkapainot, vaikuttavat mallin tuloksiin eniten (ks. Seppälä 1997, 1999a).

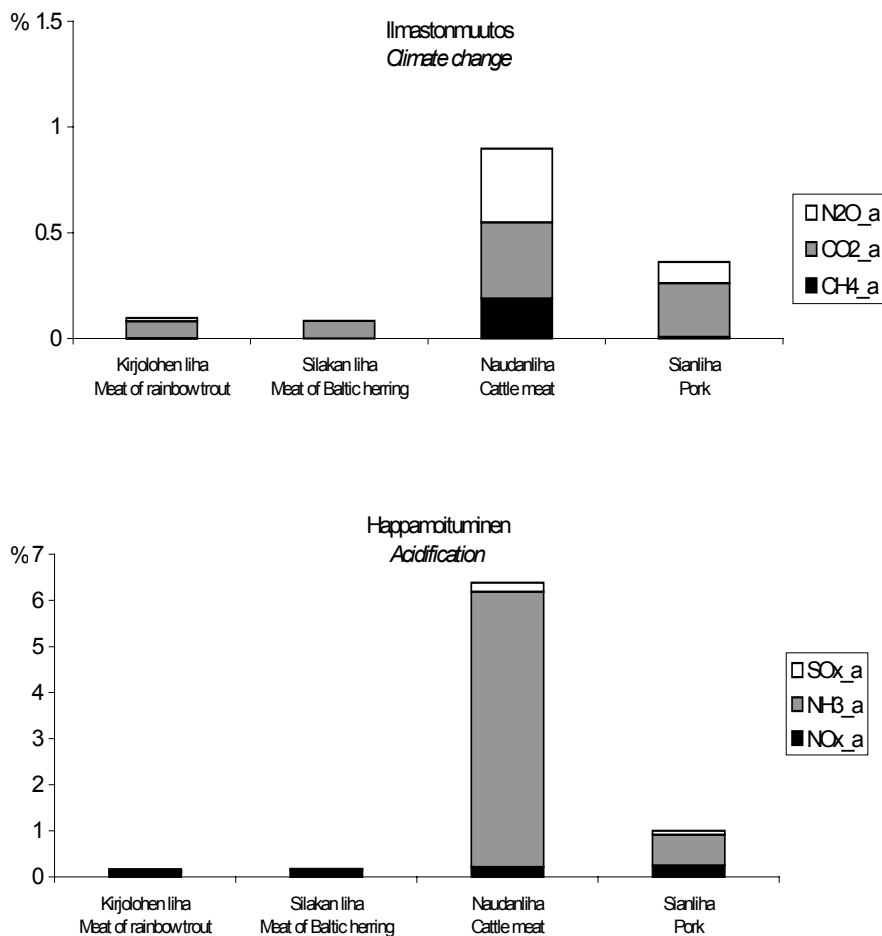
Normalisoinnin vaikutus lopputulokseen

Kun kunkin tuotteen vaikutusluokkaindikaattoriarvot jaetaan niitä vastaavilla koko Suomen päästöillä lasketuilla vaikutusluokkaindikaattoriarvoilla (= ns. normalisointitekijällä), saadaan näkyviin eri tuotteiden suhteellinen merkitys koko Suomen päästöjen vaikutusten aiheuttajana kussakin vaikutusluokassa. Kuvasta 40a nähdään, että naudanliha aiheuttaa suuremman osuuden Suomen happamoittavista päästöistä kuin ilmastonmuutosta aiheuttavista päästöistä. Samalla nähdään mikä merkitys eri päästötekijöillä on happamoitumishaitan ja ilmastonmuutoksen aiheuttamisessa. Kuva paljastaa myös sen, että kirjoloheen lihan merkitys ko. vaikutusluokkien aiheuttajana on vähäinen naudan- ja sianlihaan verrattuna.

Normalisointi ei mahdollista suoraan eri vaikutusluokkien tietojen vertailua, koska eri vaikutusluokkien haitat koetaan merkitykseltään erilaisiksi. Normalisoitujen lukuarvojen perusteella voidaan kuitenkin tehdä alustavia arvioita eri vaikutusluokkien merkityksestä. Esimerkiksi kuvan 40a tapauksessa ilmastonmuutos on naudanlihan kannalta yhtä merkityksellinen kuin happamoituminen, jos ilmastonmuutoksen tärkeyspaino on noin 6 kertaa suurempi kuin happamoitumisen tärkeyspaino. Tällä tärkeyspainolla ymmärretään vaikutusarviointimallissa olevaa painokerrointa. Arvottomistutkimuksissa ilmastonmuutoksen ja happamoitumisen painokerrointen suuruusero on ollut vain kaksinkertainen. Jos hyväksymme tällaisen painokerrointen välisen suhteen, happamoituminen on merkitykseltään lähes kolminkertainen

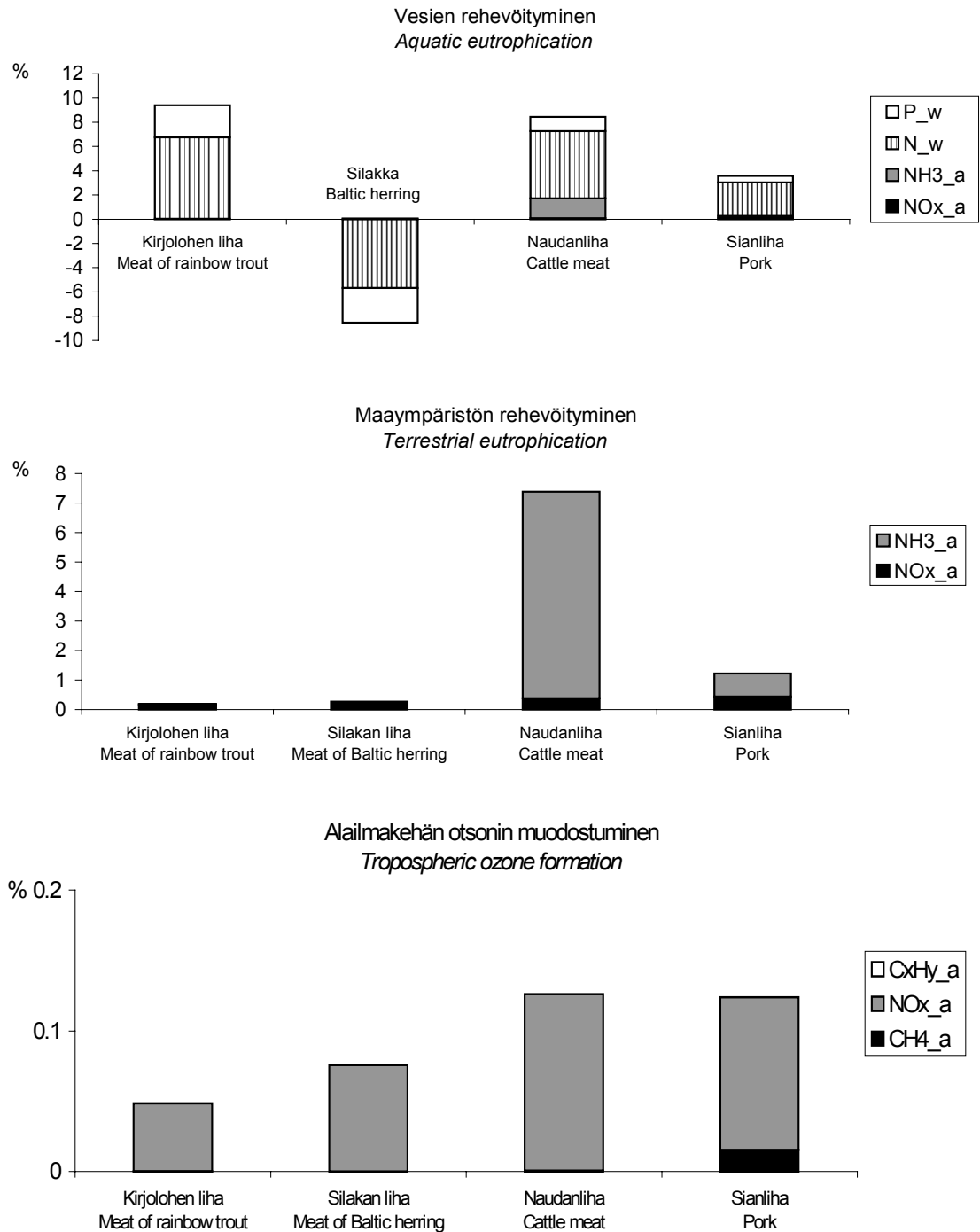
ilmastomuutokseen nähden naudanlihan tapauksessa (vrt. taulukko 25). Toisin sanoen sellaiset vaikutusluokat, joissa normalisoidut lukuarvot ovat hyvin pieniä, ne eivät voi olla tärkeitä ko. tuotteen ympäristövaikutusprofiilissa.

Kuvan 40 normalisoiduista tuloksista voidaan päätellä, että vesiin menevillä typpi- ja fosforipäästöillä ja sitä kautta vaikutusluokalla ”vesistöjen rehevöityminen” on selvästi suurin vaikutus siihen, millaiseksi kirjolohon lihan kokonaishaittapisteet muodostuvat. Syy tähän on se, että kirjolohon tuotannon rehevöittävien päästöjen osuus koko maan rehevöittävästä päästöistä on huomattavasti suurempi kuin esimerkiksi kalankasvatuksen ilmastonmuutosta aiheuttavien päästöjen osuus koko maan ilmastonmuutosta aiheuttavista päästöistä. Toisin sanoen, kirjolohon tuotannon rehevöittävien päästöjen vähentäminen on suhteellisesti huomattavasti tärkeämpää kuin muihin vaikutusluokkiin liittyvien päästöjen vähentäminen.



Kuva 40a. Kirjolohon lihan, silakan lihan, sianlihan ja naudanlihan tuotannon merkitys prosentteina ilmastonmuutosta ja happamoitumista aiheuttavien päästöjen aiheuttajana Suomessa, jos kunkin tuotteen tuotantomäärä on kymmenen tuhatta tonnia proteiinia (huomaa y-akselien skaalaerot). Havainnollisuuden parantamiseksi ei tuoteyksikkökohtaisia päästöjä ei ole tässä tarkastelussa käsitelty vaihteluväleinä, vaan vaihteluvälien puolivälin arvoja on käytetty.

Fig. 40a. Contributions of different meat products containing 10 000 tonne protein to the total impact category results of climate change and acidification caused by the Finnish emissions (note the different scales of y axis).



Kuva 40b. Kirjoloheh lihan, silakan lihan, sianlihan ja naudanlihan tuotannon merkitys prosentteina rehevöitymistä ja alailmakehän muodostumista aiheuttavien päästöjen aiheuttajana Suomessa, jos kunkin tuotteen tuotantomäärä on kymmenen tuhatta tonnia proteiinia (huomaa y-akselien skaalaerot). Havainnollisuuden parantamiseksi ei tuoteyksikkökohtaisia päästöjä ei ole tässä tarkastelussa käsitelty vaihteluväleinä, vaan vaihteluvälien puolivälin arvoja on käytetty.

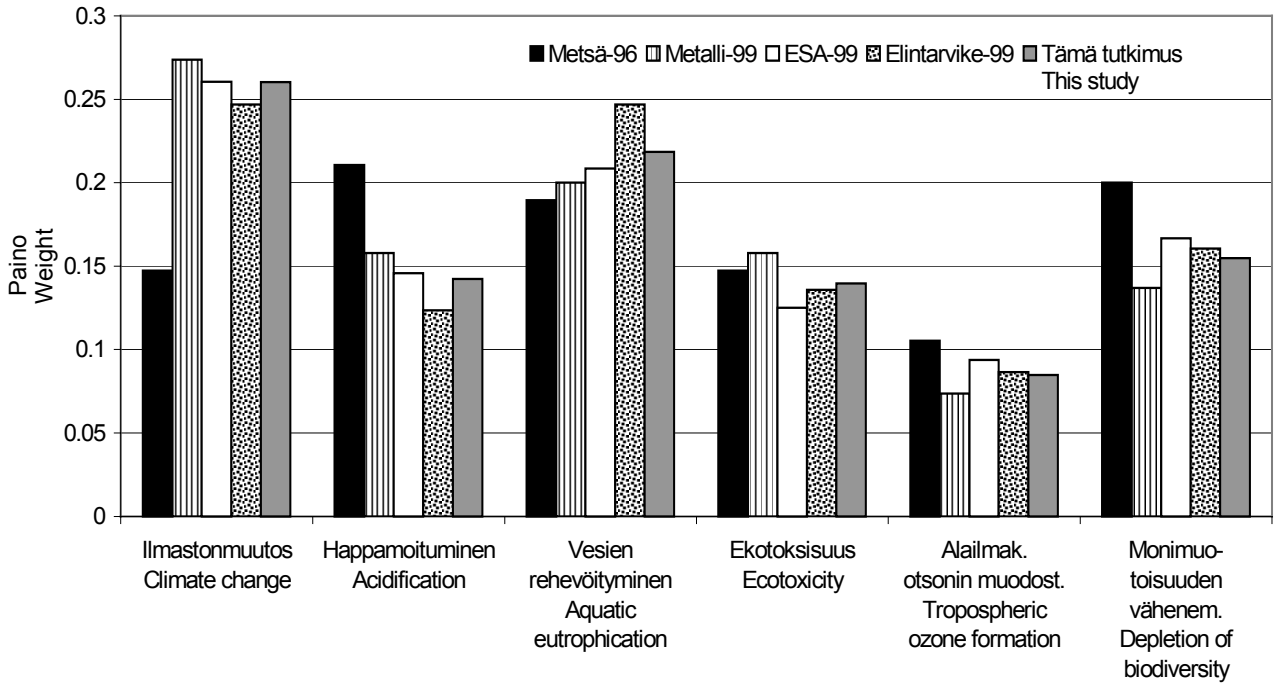
Fig. 40b. Contributions of different meat products containing 10 000 tonne protein to the total impact category results of eutrophication caused by the Finnish emissions (note the different scales of y axis).

Kuvan 40 tulokset on laskettu taloudellisen allokoinnin perusteella ja ne koskevat 100 grammaa proteiinia lihassa. On selvää, että tulokset muuttuisivat jonkin verran, jos laskea olisi tehty massaperiaatteen mukaisella allokoinnilla ja tuotettua 1000 kilojoulea energiaa kohti. Yleiskuva säilyisi kuitenkin samanlaisena.

Vaikutusluokkainojen vaikutus lopputulokseen

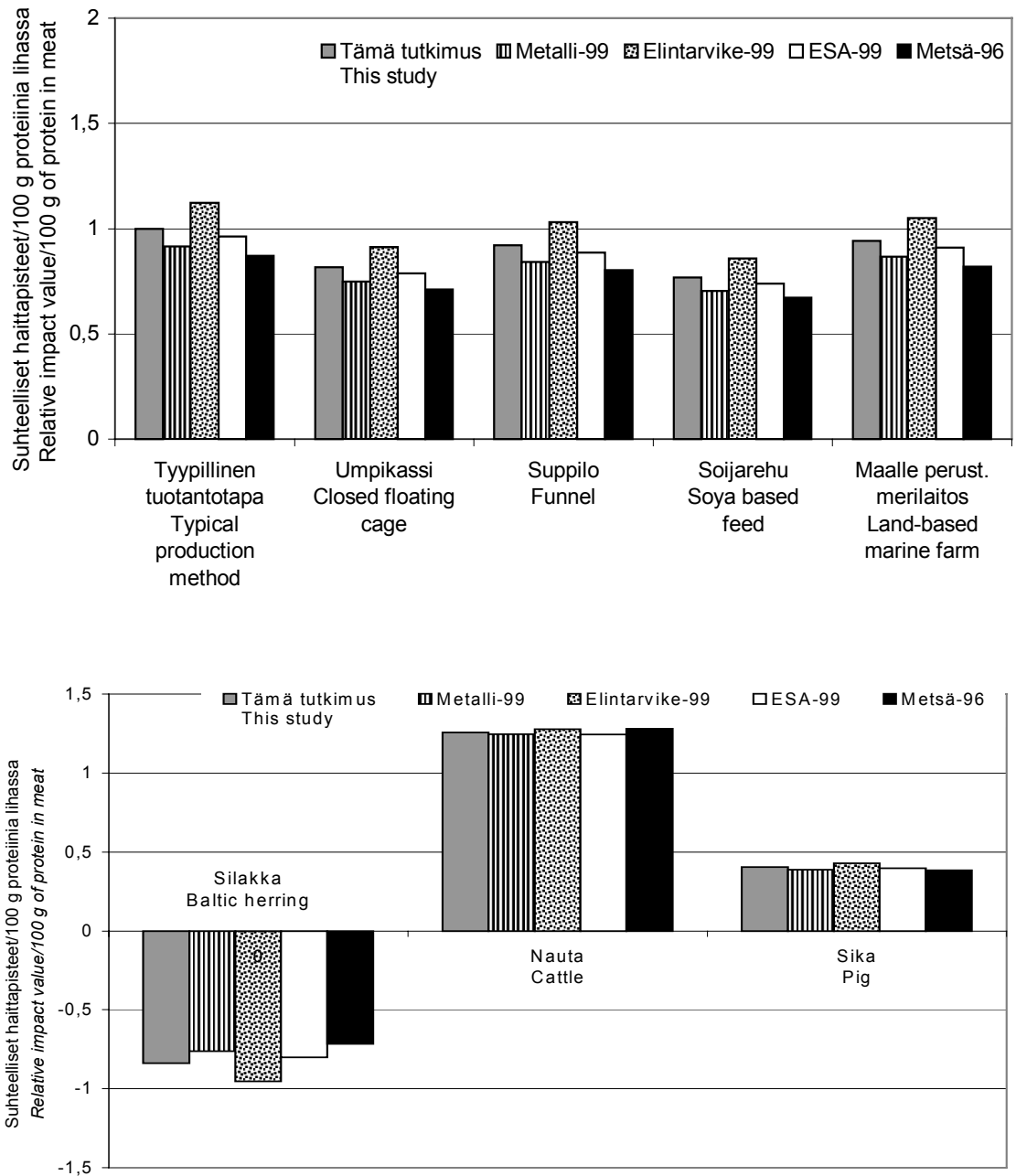
Kuten edellisessä luvussa todettiin, kuvassa 40 havainnollistetun normalisoinnin vaikutuksen lisäksi ympäristövaikutustarkastelun tuloksiin vaikuttavat myös vaikutusluokkainot. Luvussa 4.1 tehdyt vaikutusarviointilaskelmat perustuivat vaikutusluokkien väliisiin keskiarvopainoihin, jotka on laskettu kolmessa eri tutkimuksessa käytetyistä painoista. Kyseisten kolmen tutkimuksen yhteydessä saadut painot olivat melko lähellä toisiaan: suuria eroja tavanomaisen ja luonnonmukaisen maataloustuotannon vertailututkimuksessa (Grönroos ja Seppälä 2000), Suomen metallien jalostusteollisuuden elinkaaritarkastelussa (Seppälä ym. 2000) ja Etelä-Savon alueellisen ympäristöanalyysissä (Tenhunen ja Seppälä 2000) käytettyjen painojen välillä ei ole, mutta muutama vuosi sitten metsäteollisuuden elinkaaritarkastelun (Seppälä ja Jouttijärvi 1997) yhteydessä tehdyn arvottamisen tulokset eroavat jonkin verran uudemmissa (kuva 41). Aikaisemmassa arvottamisessa varsinkin ilmastonmuutoksen ja rehevöitymisen merkitys on arvioitu vähämerkityksellisemmäksi kuin nykyisissä arvioissa, vastaavasti aikaisemmin on painotettu happamoitumista ja monimuotoisuuden säilymistä nykyistä enemmän. Eroja aiheuttaa todennäköisemmin näkemysten muuttuminen muutaman vuoden sisällä, toisaalta arvottamisjoukolla on myös merkitystä.

Vaikutusarviointimallin tulokset eivät käytännössä muutu, kun arviointimallin tulokset lasketaan muista tutkimuksista saaduilla painoilla. Kuvassa 42 on havainnollistettu tulosten muutosta, kun malli on ajettu eri tutkimuksissa saaduilla keskiarvopainoilla. Tarkastelu on tässä yhteydessä rajattu koskemaan vain ilmastonmuutoksen, happamoitumisen, alailmakehän otsonin muodostumisen ja vesien rehevöitymisen vaikutuspisteitä, koska näille vaikutusluokille löytyy painokertoimet ko. arvottamistutkimuksissa. Tarkastelun tuloksista näkyy, että rehevöitymiselle annetun painon arvon muuttaminen ei vaikuta eri kalankasvatusvaihtoehtojen väliseen paremmuusjärjestykseen kuin vasta hyvin pienillä rehevöitymisen painokertoimen arvoilla, mitkä eivät voi tulla – Suomessa – käytännössä kyseeseen suuren asiantuntijajoukon arvottaessa vaikutusluokkien tärkeyttä toisiinsa nähden. Vertailtaessa eri lihatuotteita keskenään havaitaan se, että alhaisilla rehevöitymisen painokertoimen arvoilla erityisesti naudanlihan tuottaminen on kalankasvatusta haitallisempaa, koska metaani- ja dityppioksidien vaikutus tulee selvemmin näkyviin (kuva 43). Sianliha näyttää kirjolohen lihaan verrattuna olevan haitallisempi vain pienillä vesien rehevöitymisen painokertoimilla. Eri lihatuotteiden vaikutuserojen muuttumista rehevöitymisen painokertoimen muuttuessa on tarkasteltu kohdentamalla haittapisteet taloudellisen arvon mukaisen allokoinnin perusteella lihan sadalle proteiini-grammalle.

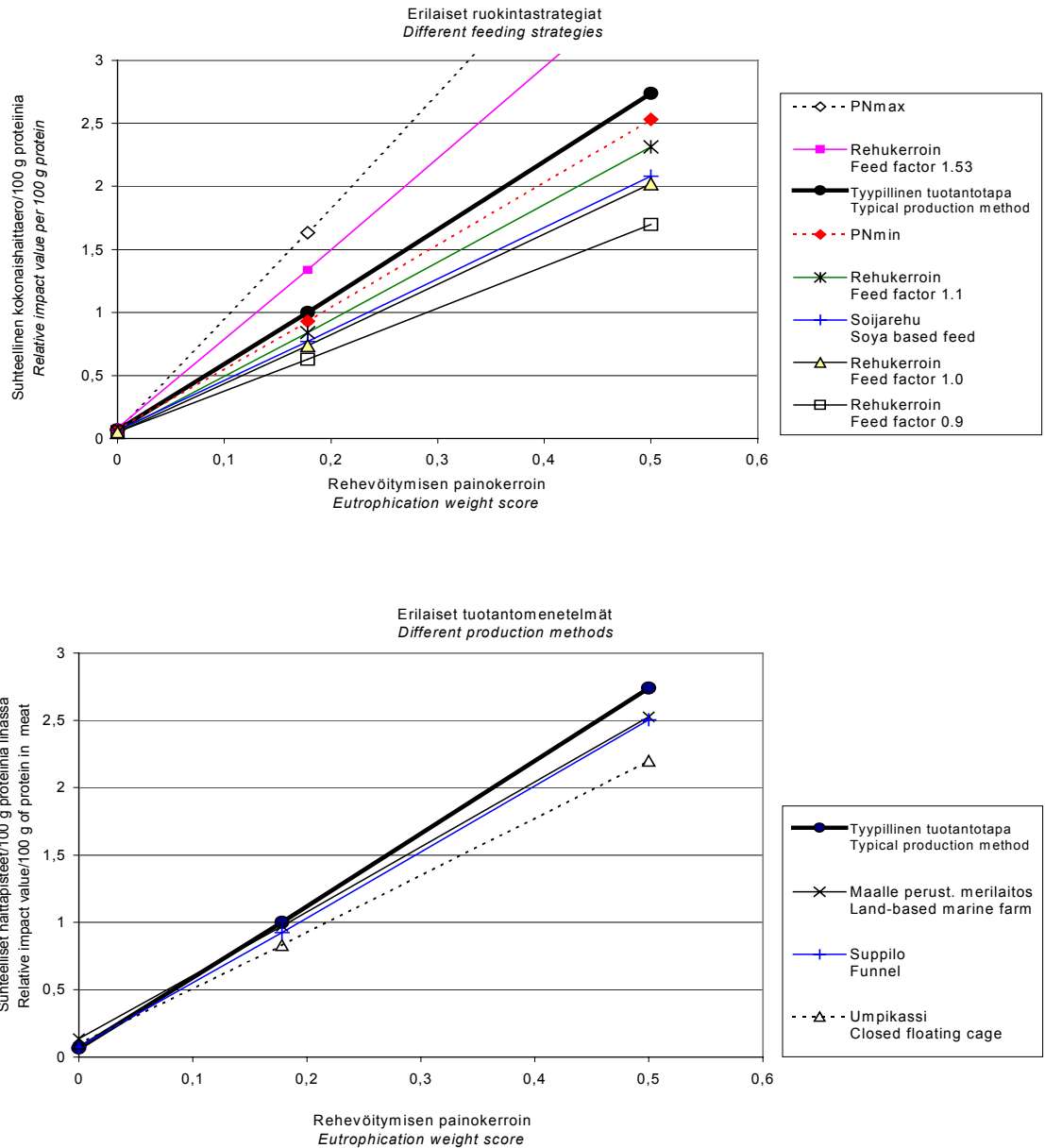


Kuva 41. Ympäristövaikutusluokkien valtakunnalliset keskiarvopainot eri tutkimuksissa: Metsä – 96: Metsäteollisuuden elinkaaritarkastelu (Seppälä ja Jouttijärvi 1997), Metalli –99: Metallien jalostusteollisuuden elinkaaritarkastelu (Seppälä ym. 2000), ESA –99: Etelä-Savon alueellinen ympäristöanalyysi (Tenhunen ja Seppälä 2000), Elintarvike –99: tavanomaisen ja luonnonmukaisen maataloustuotannon vertailututkimus (Grönroos ja Seppälä 2000).

Fig. 41. Weights of different impact categories obtained from different studies: Metsä –96: Life Cycle Assessment study of the Finnish Forest Industry (Seppälä and Jouttijärvi 1997), Metalli –99: Life Cycle Assessment Study of the Finnish Metals Industry (Seppälä et al. 2000), ESA –99: Regional Analysis of the Environmental Impacts of Etelä-Savo (Tenhunen and Seppälä 2000), Elintarvike –99: Life Cycle Assessment Study of Milk and Rye Bread Production (Grönroos and Seppälä 2000).

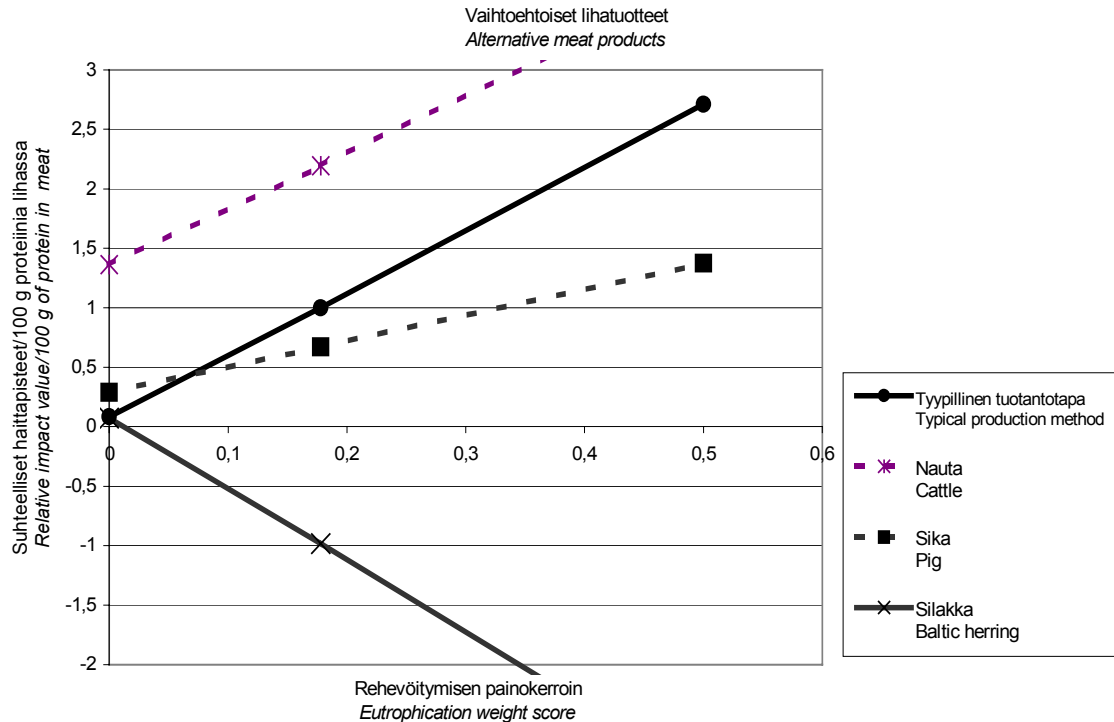


Kuva 42. Suhteelliset haittapisteet eri vaikutusluokkien painoilla kirjolohen eri tuotantotavoille (yläkuva) ja vaihtoehtoisille tuotteille (alakuva). Mukana vaikutukset ilmastonmuutokseen, happamoitumiseen, rehevöitymiseen ja alailmakehän otsonin muodostumiseen. Havainnollisuuden parantamiseksi ei tuoteyksikkökohtaisia päästöjä ei ole tässä tarkastelussa käsitelty vaihteluväleinä, vaan vaihteluvälien puolivälin arvoja on käytetty. *Fig. 42. Relative impact values of different rainbow trout production methods and product alternatives calculated by different weight scores of impact categories obtained from the different studies. The impact categories included are: climate change, acidification, eutrophication and tropospheric ozone formation.*



Kuva 43a. Vesien rehevöitymisen painokertoimen muutoksen (0, 0,18 (=oletusarvo), 0,5) vaikutus eri tuotantovaihtoehtojen suhteellisiin kokonaishaittapisteisiin (tyypillinen kirjolohen tuotantotapa oletusarvolla on 1). Tarkastelussa lasketaan kuormitustekijöiden haittapisteet muuttaen rehevöitymisen painoa muiden vaikutusluokkien painojen suhteiden säilyessä ennallaan.

Fig. 43a. Effects of changes in weight score of aquatic eutrophication (0, 0.18 (=default value), 0.5) on the relative impact values of the different rainbow trout production methods (the typical production method of rainbow trout with default value of eutrophication weight = 1). Here, the weight score of eutrophication is changed while the proportions of weights of the other impact categories remain constant.



Kuva 43b. Vesien rehevöitymisen painokertoimen muutoksen (0, 0,18 (=oletusarvo), 0,5) vaikutus eri lihatuotteiden suhteellisiin kokonaishaittapisteisiin (kirjolohen liha oletusarvolla on 1). Tarkastelussa lasketaan kuormitustekijöiden haittapisteet muuttaen rehevöitymisen painoa muiden vaikutusluokkien painoihin nähden. Tämä kuva esittää tilannetta, jossa kirjolohen tuoteyksikkökohtaiseksi vesiin päätyvän typen ja fosforin päästöksi on arvioitu vaihteluvälin alapään arvot, ja sian- ja naudanlihan vastaaviksi arvoiksi on valittu vaihteluvälin yläpään arvot. Kuva siis esittää kirjolohen lihan ja sianlihan viivojen risteymäkohdassa sitä rehevöitymisen painokertoimen suurinta arvoa, jonka voimassa ollessa kirjolohi voisi teoriassa olla sianlihaa kokonaisvaikutuksiltaan parempi.

Fig. 43b. Effects of changes in weight score of aquatic eutrophication (0, 0.18 (=default value), 0.5) on the relative impact values of the different meat products (the typical production method of rainbow trout with default value of eutrophication weight = 1). Here, the weight score of eutrophication is changed while the proportions of weights of the other impact categories remain constant.

Tuotannon maantieteellisen sijainnin vaikutus lopputulokseen

Tutkimuksessa käytetty ympäristövaikutusten arviointimalli kykenee käsittelemään vain Suomessa tapahtuvia päästöjä. Kalankasvatukseen liittyy kuitenkin toimintoja, jotka tapahtuvat ulkomailla, kuten eräiden rehuraaka-aineiden tuotanto. Käytännössä, kun vaikutustarkasteluja tehdään, ulkomailla tapahtuvat päästöt on käsiteltävä siten kuin ne tapahtuisivat Suomessa. Tästä ei aiheudu suurta virhettä tuloksiin, jos ulkomailla tapahtuvien päästöjen osuus tuotannon kokonaispäästöistä on pieni. Oma lukunsa on Norjassa tapahtuva lohenkasvatus, jonka osalta ei voida esittää suomalaisen kirjolohen kanssa vertailukelpoisia vaikutusarviointituloksia juuri siitä syystä, että tuotanto ja siten päästöt tapahtuvat pääosin muualla kuin Suomessa.

Suomalaisen kalankasvatuksen koko tuotantoketjun aiheuttamasta vesiin kohdistuvasta kuormituksesta selvästi suurin osa tapahtuu Suomessa. Ilmaan kohdistuvista päästöistä sen sijaan vastaa suurelta osin rehun raaka-aineiden – kalajauho ja –öljy -tuotanto, joka tapahtuu muualla kuin Suomessa, pääosin Islannissa, Tanskassa ja Norjassa. Esimerkiksi kirjolohen kasvatuksen koko tuotantoketjun typenoksidipäästöistä noin 80 % ja rikki-dioksidipäästöistä noin 90 % aiheutuu Suomen rajojen ulkopuolella olevasta toiminnasta.

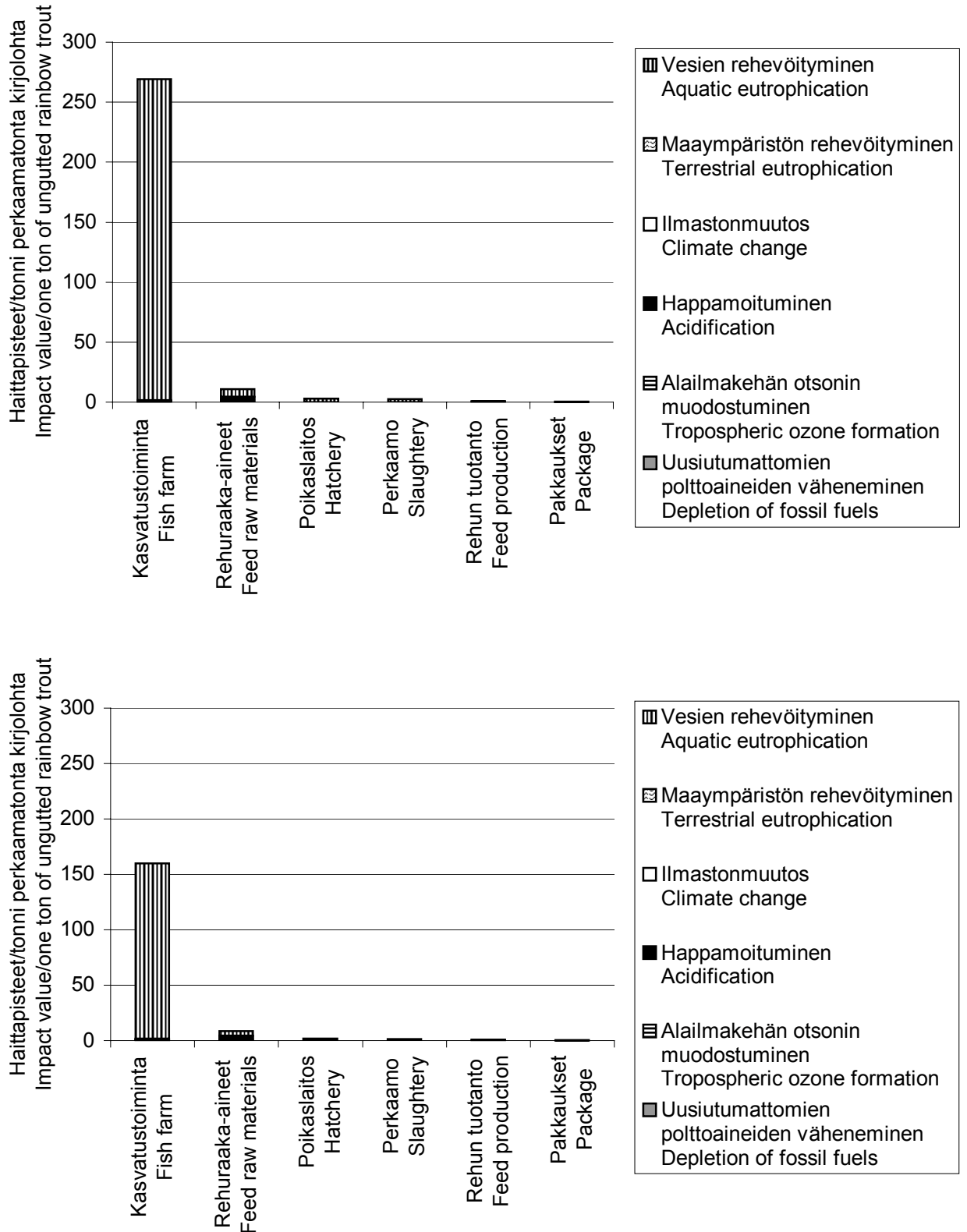
Koska ulkomailla tapahtuvat ilmakehään kohdistuvat päästöt käsitellään ympäristövaikutusarvioinnissa siten kuin ne tapahtuisivat Suomessa, niiden merkitys tulee jonkin verran arvioiduiksi väärin ilmastonmuutosta aiheuttavia päästöjä lukuun ottamatta. Koska vesiin kohdistuvilla rehevöittäville päästöillä on kuitenkin selvästi suurin merkitys kirjolohen kasvatuksen aiheuttamien kokonaisympäristövaikutusten kannalta (vrt. kuva 40), ei ilmapäästöjen maantieteellisen sijainnin huomioon ottamatta jättäminen käytännössä vaikuta esimerkiksi eri tuotteiden väliseen ympäristövaikutusvertailuun.

Vesien rehevöitymisen vaikutusarviointimallien merkitys lopputulokseen

Luvussa 4.1 tehdyt vaikutusarviointilaskelmat pohjautuvat ns. perusmallin mukaiseen typen kulkeutumista kuvaavaan skenaarioon (ks. luku 2.5.2). Se on eräänlainen keskiarvo kahdesta skenaariosta, joista ensimmäisessä lähdetään siitä, että Suomen kaikki sisävedet ovat fosforirajoitteisia. Toisessa skenaariossa lähtökohta on päinvastainen: kaikki veteen päätyvä typpi lisää rehevöitymistä.

Kun rehevöitymisen laskennan lähtökohtana on perusmalli, kirjolohen ympäristövaikutusprofiili näyttää kuvassa 36 esitetyn kaltaiselta. Jos lähdetään skenaarion 1 mukaisesta tilanteesta, näyttää kirjolohen ympäristövaikutusprofiili kuvan 44 yläkuvassa esitetyn kaltaiselta. Kuvan 44 alakuva esittää tilanteen skenaarion 2 mukaisena. Skenaario 1:n mukaisessa tilanteessa kirjolohitonin saama haittapistemäärä on suurempi kuin skenaarion 2:n tapauksessa. Kirjolohen ympäristövaikutusprofiili säilyy kuitenkin kummassakin mallitarkastelussa perusmallin mukaisena.

Skenaario 1, joka tiettävästi aliarvioi typpipäästöjen merkitystä vesien rehevöitymisen aiheuttajana, johtaa tulokseen, jossa kirjolohen lihan ja naudanlihan paremmuus elinkaariarviointimallin mukaisten ympäristövaikutusten kannalta jää epäselväksi (taulukko 26). Sen sijaan malliskenaarion 2 heikentää jonkin verran naudanlihan asemaa kirjolohen lihaan nähden. Kummassakin skenaariossa sianliha on tuotettua 100 grammaa proteiinia ja 1000 kilojoulea energiaa kohti arvioituna parempi kirjolohen lihaan ja naudanlihaan verrattuna.



Kuva 44. Kirjolohen ympäristövaikutusprofiilit vaikutusarviointimallin rehevöitymisskenaariolla 1 (yläkuva) ja 2 (alakuva) laskettuna. Perusmallin mukainen tilanne on esitetty kuvassa 36.

Fig. 44. The total environmental impact profile of rainbow trout production calculated according to model scenario 1 (the upper figure) and model scenario 2 (the lower figure) of aquatic eutrophication. The profile caused by the basic model is presented in Figure 36.

Taulukko 26. Kirjoloihen lihan ja muiden lihatuotteiden suhteelliset kokonaishaittapisteet tuotettua 100 grammaa proteiinia ja 1000 kilojoulea energiaa kohti (kirjoloihen lihan haittapiste keskimääräisellä ravinnekuormitusarvolla perusskenaariossa = 1).

Table 26. *Relative impact values per 100 gram protein and 1000 kJ energy produced in meat of rainbow trout and other meat products (impact value caused by typical rainbow trout production with average nutrient load into water is 1).*

REHEVÖITYMISEN LASKENTAMALLI <i>Calculation model of aquatic eutrophication</i>	Kirjoloihen liha <i>Meat of rain- bow trout</i>	Silakan liha <i>Meat of Baltic herring</i>	Naudanliha <i>Meat of cattle</i>	Sianliha <i>Pork</i>
Allokointitapa <i>Allocation method</i>				
Toiminallinen yksikkö <i>Functional unit</i>				
PERUSMALLI <i>Basic model</i>				
Massaperusteinen allokointi <i>Allocation according to mass partitioning</i>				
100 g proteiinia lihassa <i>100 g protein in meat</i>	0,88-1,11	-0,49-0,50	0,67-0,89	0,41-0,48
1000 kJ energiaa lihassa <i>1000 kJ energy in meat</i>	0,88-1,11	-0,76-0,78	0,91-1,21	0,37-0,43
Taloudellisen arvon mukainen allokointi <i>Allocation according to economic value</i>				
100 g proteiinia lihassa	0,88-1,11	-0,79-0,81	1,16-1,55	0,40-0,47
1000 kJ energiaa lihassa	0,88-1,11	-1,24-1,26	1,57-2,08	0,36-0,42
SKENAARIO 1 <i>Scenario 1</i>				
Massaperusteinen allokointi				
100 g proteiinia lihassa	1,17-1,44	-0,61-0,75	0,58-0,99	0,36-0,54
1000 kJ energiaa lihassa	1,17-1,44	-0,96-1,17	0,79-1,33	0,33-0,49
Taloudellisen arvon mukainen allokointi				
100 g proteiinia lihassa	1,17-1,44	-1,00-1,21	1,01-1,71	0,36-0,53
1000 kJ energiaa lihassa	1,17-1,44	-1,56-1,90	1,36-2,30	0,32-0,47
SKENAARIO 2 <i>Scenario 2</i>				
Massaperusteinen allokointi				
100 g proteiinia lihassa	0,72-0,93	-0,37-0,43	0,59-1,00	0,36-0,52
1000 kJ energiaa lihassa	0,72-0,93	-0,58-0,67	0,80-1,35	0,32-0,47
Taloudellisen arvon mukainen allokointi				
100 g proteiinia lihassa	0,72-0,93	-0,60-0,69	1,03-1,73	0,35-0,51
1000 kJ energiaa lihassa	0,72-0,93	-0,94-1,08	1,38-2,33	0,31-0,46

4.2 Muut ympäristövaikutukset

Tässä luvussa arvioidaan tarkastelussa mukana olevien tuotejärjestelmien aiheuttamia ympäristövaikutuksia, joita ei pystytä käsittelemään elinkaariarvioinnissa käytetyllä ympäristövaikutusarviointimallilla. Tällaisten vaikutusten tiedot ovat tyypillisesti sellaisia, että niihin liittyvät haitat ovat vaikeasti kvantifioitavissa tai haittojen syyseuraussuhteet ovat epäselvät.

4.2.1 Luonnon monimuotoisuus

Luonnon monimuotoisuus eli biodiversiteetti tarkoittaa kaikkea elollisen luonnon eri tasoilla esiintyvää vaihtelua. Käsite jaetaan kolmeen osaan: lajin sisäiseen geneettiseen vaihteluun, lajirunsauteen ja ekosysteemien moninaisuuteen. Ekologiset toiminnot ovat myös olennainen osa monimuotoisuutta. Monimuotoisuuden muutoksia aiheuttavat tekijät on vaikeasti kvantifioitavissa.

Ihmistoiminnan vaikutukset monimuotoisuuteen johtuvat etenkin maankäyttöön liittyvistä tekijöistä. Päästöjen suorat ja välilliset vaikutukset monimuotoisuuteen on yleisesti arvioitu huomattavasti vähäisemmäksi kuin maankäyttöön liittyvien tekijöiden aiheuttamat vaikutukset. Esimerkiksi Suomen uhanalaisten lajien osalta päästöjen merkitys lajien vähenemiseen on arvioitu olevan 10 % suuruusluokkaa (Ympäristöministeriö 1997). Tosin kasvihuoneilmiö, joka on seurausta kasvihuonekaasupäästöistä, aiheuttaa myös Suomen luonnon monimuotoisuudelle yhä suuremman uhkakuvan.

Tässä yhteydessä luonnon monimuotoisuuden vaikutusluokan alla ei käsitellä päästöistä aiheutuvia vaikutuksia monimuotoisuuteen. Haitallisten aineiden vaikutukset monimuotoisuuteen otetaan huomioon ekotoksisten vaikutusten yhteydessä (kohta 4.2.4). Luvussa 4.1.2 esitetyt ilmastomuutoksen, happamoitumisen, alailmakehän otsonin muodostumisen ja rehevöitymisen haittapisteet puolestaan antavat kuvan eri tuotejärjestelmien ja tuotteiden suhteellisista eroista monimuotoisuushaittojen aiheuttajana kunkin vaikutusluokan osalta. Elinkaariarviointimallin mukainen vaikutusarviointimalli lähtee siitä, että kunkin vaikutusluokan yhteydessä ko. päästötekijöiden haitat monimuotoisuuteen on mukana muiden seurausten ohella. Malli pystyy vain haarukoimaan tuotteiden ja tuotejärjestelmien suhteellisia eroja monimuotoisuuden vähenemisen aiheuttajana kussakin vaikutusluokassa, mutta mallin avulla ei saada selvyyttä eri vaikutusluokkien välisestä merkityserosta monimuotoisuuden vähenemiseen.

Vesiympäristöön liittyvät monimuotoisuusvaikutukset

Karkulaisongelma ja kalasairaudet

Suomessa kalankasvatuslaitoksilla esiintyy useita kalatauteja, joista jotkut voivat levitä luonnonkaloihin. Tässä yhteydessä käsitellään niistä tärkeimpiä. Bakteeriperäistä munuaistautia eli BKDtä aiheuttaa *Renibacterium salmoninarum*-bakteeri. Herkimpiä lajeja ovat lohi, nieriät ja kirjolohi. Bakteeri tuhoaa munuaiskudosta vaikeuttaen kalan eritystoimintaa ja veren muodostusta. BKD aiheuttaa tasaista kuolleisuutta kasvattamoissa. Lääkkeiden teho bakteeria vastaan on huono. Bakteeriperäistä munuaistautia on tavattu moinissa Euroopan ja muun maailman maissa. Suomessa

BKD-tautia esiintyy merialueen laitoksissa ja viime vuosina muutamilla sisämaan kirjolohilaitoksilla. Rokotetta BKD-tautia vastaan ei ole. (Maa- ja metsätalousministeriö 2001)

Gyrodactylus salaris -lohiloinen on Pohjois-Lappia lukuun ottamatta tavallinen kalojen iholoinen koko Suomessa. Suomessa levinneisyyden rajana on maaselän vedenjakaja. Loisesta ei ole haittaa maaselän eteläpuolisten, itämereen laskevien jokien lohenpoikasille. (Maa- ja metsätalousministeriö 2001)

VHS, eli virusperäisen verenvuotoseptikemian aiheuttaa rhabdovirus. Tauti on pääasias-
sa kirjolohen tauti, mutta voi tarttua myös muihin kalalajeihin. Kirjolohen lisäksi virusta
voi kantaa mm. taimen, harjus, siika, hauki, kolmipiikki, silakka sekä molemmat kam-
pelalajimme. Suomessa VHS-tauti tavattiin ensi kerran keväällä 2000. Virus löydettiin
ensin kirjolohen kasvattamossa Ahvenanmaan Kumlingessa, sekä myöhemmin usean
sadan kilometrin päästä Kymenlaakson Pyhtäältä. Kalat tuhottiin taudin leviämisen eh-
käisemiseksi ja laitosten massiivisista tyhjäsoperaatioista luovuttiin. Vuonna 2001 tau-
tia todettiin uusilta laitoksilta Ahvenanamaalta ja Pyhtäältä. Rokote tautia vastaan on
kehitteillä. (Maa- ja metsätalousministeriö 2001)

Karkulaisongelmaa ei ole pidetty Suomessa kovin vakavana ongelmana. Verkkokasseis-
ta karkuun päässeiden kirjolohien lisääntymistä luonnonolosuhteissa ei ole juurikaan to-
dettu, joten kalankasvatus ei karkaamisien kautta ole uhka suomalaiselle kalakannalle
suoranaisesti, eikä myöskään geneettisen perimän kautta. Myöskään kalankasvatuksessa
käytettävien antibioottien ja rokotteiden ei tiedetä vaarantavan luonnonkalakantojen ter-
veyttä. Erilaisilla suomalaisilla kalankasvatusmenetelmillä ei siten ole eroja karku-
laisongelman suhteen, lukuun ottamatta maalle rakennettuja merilaitoksia, joista kaloja
ei pääse karkuun ollenkaan.

Sen sijaan Norjassa karkuun päässeet lohet ovat muodostaneet uhan Atlantin lohen
luonnonvaraiselle geneettiselle kannalle. Karkulaisongelmaa pidetäänkin Norjassa yhte-
nä vakavimpana kalankasvatuksen aiheuttamana ympäristöongelmana. Vuosittain ka-
lanviljelylaitoksilta karkaavien lohien määrä ylittää nykyisin kalastettavan määrän luon-
nonlohta Norjassa (Skaala 1994, Direktoratet for Naturforvalting 1999). Esim. joulu-
tammikuussa 1988-89 karkasi Norjan rannikolla 1,2 miljoonaa lohta (Hindar 1992).
Vuoden 1997 karkulaismäärä oli 434 000 lohta ja 152 000 kirjolohta (Aalvik 1999) ja
kalastuskaudella 1999/2000 saaliiksi saatiin 35 000 kg kasvattamoilta karannutta lohta,
kun koko maan lohisaalis vuonna 1999 oli 821 000 kg (Official statistics of Norway
2000). WWF on luokitellut Atlantin lohen uhanalaiseksi lajiksi (Anon. 2000a). Verkkoo-
altaista karkaavat lohet saattavat heikentää luonnonlohen perimää, minkä johdosta kas-
vatuksessa on ehdotettu käytettäväksi steriilejä poikasia. Haittojen torjumiseksi jokien
puskurikyky olisi saatava mahdollisimman hyväksi vahvistamalla luonnonvaraisia lohik-
antoja kalastusta säätelemällä (Länsman ja Niemelä 1998).

Tutkimukset luonnonlohen populaatioista Norjassa 1989-96 osoittivat, että rannikon
lohensaaliista 34-54 % on kasvatettua lohta, vuonoissa 10-21 %. Jokiin kasvatettuja
lohia nousee vähemmän, niiden osuus on 4-7 %, mutta kutuparvissa niiden osuus on 21-
38 % (Direktoratet for Naturforvalting 1999). Tenovuonon kahdella
verkkoallaskasvattamolla oli vuonna 1998 toimiluvat yhteensä 1 000 tonnin tuotantoon.
Se on enemmän kuin Norjan koko lohisaalis ja on myös uhka Tenojoen ja Näättämojoen
lohikannoille. Kalasairauksia Tenojoen ja Näättämojoen lohista ei ole toistaiseksi
löydetty, mutta mm. poikassirtojen mukana kalasairausriskit lisääntyvät (Länsman ja
Niemelä 1998). Kaikkein suurin karkaamisista aiheutuva kalasairauksien leviämisen

uhka aiheutuu lohitaista sekä *Gyrodactylus salaris*-loisesta, joka on aiheuttanut Atlantin lohien smolteille erittäin korkeaa kuolleisuutta. Varsinkin lohitaista pidetään suoranaisena uhkana luonnonvaraisille kalakannoille. Erityisesti jatkuvasti vuonoissa aikaa viettävät meritaimen ja nieria ovat alttiita lohitaileille, mutta lisäksi myös kutua edeltävälle vaellukselle lähteille lohille vaikutukset voivat olla dramaattiset (Direktoratet for Naturforvalting 1999, Kent 1994). Norjassa tämä loinen tavattiin ensimmäisen kerran vuonna 1975, jonka jälkeen se on tuhonnut lohikannan noin 40 joesta. Pohjoisin joki on Skibotten, joka sijaitsee Suomen käsivarren tuntumassa (NOU 1999).

Tutkimustulosten mukaan on mahdotonta tunnistaa geneettisesti yksittäistä karannutta lohia luonnonolosuhteissa ja näin ollen myös osoittaa tieteellisesti karanneiden lohien geneettistä merkitystä luonnonkannalle. Tähän tarvittaisiin kasvatettujen lohien geenimerkintää. Norjassa kokeiltiin geenimerkittyjen lohien vapauttamista kahdelle luonnonlohen kutupaikalle. Toisessa seurattiin videolla vapautettujen ja luonnonlohen kutukäytännön tyyntymistä, toisessa taas pyydystettiin nuoria lohiksiilöitä kudun jälkeen. Kokeiden mukaan hautomon lohien lisääntymiskapasiteetti verrattuna luonnonloheen on noin 25-30 %. Luonnonlohi-populaatioissa havaittiin geneettisiä muutoksia, mutta havaintokauden aikana kasvatuslohen perimää kantaneiden kalojen osuus väheni. Näin siis on olettavaa, etteivät karanneiden lohien jälkeläiset ole yhtä kilpailukykyisiä kuin luonnonlohen (Skaala 1994).

Liika- ja hukkakalastus

Kalastus voi aiheuttaa haittaa luonnon monimuotoisuudelle monella tavalla (esim. Tasker ym. 2001). Kalakannat saattavat heikentää liikakalastuksen seurauksena. Erityisesti pohjatroulin käyttöön liittyy haitallisia vaikutuksia pohjaeliöstölle. Lisäksi kalastuksessa saattaa sivusaaliina olla muita lajeja, jotka käyttämättöminä joutuvat kuolleena takaisin mereen. Rehukalan pyynnissä hukkakala ei kuitenkaan ole ongelma.

Suomalaisen kalarehuteollisuuden käyttämä kalaraaka-aine on ulkomaista (Ahvonen ym. 1997). Kalajauhon osuus rehun painosta vaihtelee 30-50 % välillä lähinnä rehun soijapitoisuudesta riippuen (Ranne 1995, Norrgård 1999). Kalaöljy, jota on rehun painosta noin 25-30 % (Ranne 1995, Norrgård 1999), saadaan kalajauhon valmistuksen yhteydessä samoista raaka-aineista kuin kalajauho.

Kalajauhoa tuodaan Suomeen Tanskasta, Norjasta ja Islannista (Rintaharri 1999), joiden kalastusvedet sijoittuvat Pohjois-Atlantille. Vaikka näillä vesialueilla kalastus onkin hyvin valvottua ja säännösteltyä, saattaa näilläkin alueilla esiintyä rehukalan kalastukseen liittyviä epäedullisia ympäristövaikutuksia. Suomalaisen kirjolohen ja Norjassa kasvatetun lohien rehukalan kalastuksen aiheuttamat mahdolliset epäedulliset vaikutukset kalakantoihin sekä pohjaeliöstöön tulisi selvittää.

Todettakoon, että Suomessa silakan pyynti on säännösteltyä, eikä pyynti ylitä kannan uusiutumista. Lähes puolet silakkasaaliista saadaan pohjatroulauksella (Lillsunde 2001). Silakan pohjatroulauksen vaikutukset pohjaeliöstöön ovat ilmeisesti vähäisemmät kuin esimerkiksi Pohjanmeren pohjatroulauksen vaikutukset, koska silakan pohjatroulaus Itämerellä toteutetaan eri tavalla kuin pohjatroulaus keskimäärin Pohjanmerellä (Hildén 2001).

Maaympäristöön liittyvät monimuotoisuusvaikutukset

Maatalousympäristöllä voidaan katsoa olevan Suomen tapaisessa maassa luontoa rikastuttava vaikutus. Peltojen häviäminen ja umpeenkasvu yksipuolistaa eläin- ja kasvilajistoamme sekä ekosysteemikokonaisuutta. Kotieläintuotanto varaa suuria peltoalueita, minkä takia nämä tuotantotoiminnat omalta osaltaan aiheuttavat myös hyötyjä monimuotoisuuden kannalta Suomessa (Tiainen 2001).

Peltoalan määrän ohella luonnon monimuotoisuuteen vaikuttaa luonnollisesti se, kuinka peltojen viljelykierron sekä muokkaus- ja kasvinsuojelutoimenpiteet toteutetaan (ks. myös kohta 4.2.5). Kokonaisarvioon vaikuttaa myös se, mikä on vaihtoehtoinen maankäyttömuoto, jos peltoala ei palvele kotieläintuotantoa. Lisäksi uuden peltoalueen käyttöönoton vaikutukset riippuvat olennaisesti siitä, millaisesta maankäyttömuodosta tila on pois. Tässä työssä on lähdetty siitä, että nykyisen peltoalamme säilyttäminen nykyisissä kotieläintuotantoa palvelevassa muodoissaan on kokonaisuudessaan luonnon monimuotoisuuden kannalta parempi asia kuin se, että peltojen käyttö yksipuolistuu tai pellot häviää kokonaan maatalouskäytöstä (vrt. Pitkänen ja Tiainen 2001).

Noin puolet käytettävästä olevasta peltopinta-alasta (noin miljoona hehtaaria) on valjastettu palvelemaan Suomessa rehuviljan tuotantoa. Jonkinlaisen käsityksen eri tuotejärjestelmien/tuotteiden osuudesta tämän maankäyttömuotoon liittyviin vaikutuksiin saa tarkastelemalla eri tuotteiden tarvitsemää ohra-, kaura- ja vehnäperäistä kokonaisrehuysikkömäärää (ry) toisiinsa. Kilo kirjolohen lihaa vaatii noin 0,3 ry, kilo silakan lihaa 0 ry, kilo sianlihaa noin 5 ry ja kilo naudanlihaa noin 9 ry. Kirjolohen kokonaisrehuysikkössä on mukana vain rehun vehnäjauhoja vastaava osuus. Kyseiset kokonaisrehuysikkömäärät antavat kuvan suuruusluokkaeroista eri tuotteiden vaatimasta rehupeltoalasta. Naudanlihan tuottamiseen tarvittavaa peltoalaa lisää vielä säilörehu, jonka vaatima peltoala on noin 1,3 kertaa suurempi kuin naudanlihan tuottamiseen tarvittavien ohra- ja kaurapeltojen pinta-ala. Todettakoon, että tässä yhteydessä naudanlihan rehuyksikkötarve kuvaa vain lihantuotantoon erikoistuneen eläimen tarvetta. Lypsylehmän rehuyksikkömäärä lihantuotantoon nähden on tästä vain kymmenesosa, mikäli laskennan perusteeksi otetaan luvussa 4.1.3 esitetyt allokoitisaännöt.

Käytännössä Suomen rehuviljapellot palvelevat maidontuotantoa sekä naudan- että sianlihan tuotantoa muun kotieläintuotannon osuuden ollessa alle 20 % koko rehuviljapeltoalasta. Noin 30 % peltoalastamme on nurmea, joka kytkeytyy kiinteästi maitotalouteen. Noin 30 % naudanlihasta on peräisin lypsylehmistä. Lisäksi noin 10 % peltoalasta on kesantoa, joka kytkeytyy välillisesti maitotalouteen ja rehuviljatuotantoon. Sianlihan tuotannon rehutarpeeseen ja peltojemme rehuantuotantoon perustuvan karkean arvion mukaan Suomen peltoalasta noin 10 % palvelee sianlihan tuotantoa (Nikander 2001). Naudanlihan suhteen puhutaan vähintäänkin samoista suuruusluokista.

Kalarehussa oleva soijatiiviste, jonka osuus rehun kokonaispainosta vaihtelee 8-20 % (Ranne 1995, Norrgård 1999), on myös maataloustuote. Kaikki kalanrehuteollisuuden käyttämä soijatiiviste, joka valmistetaan soijapavusta erottamalla hiilihydraatit pois, tuodaan ulkomailta. Soijatiiviste ostetaan maailman markkinoilta, minkä takia sen alkuperään liittyvän viljelykäytännön vaikutukset eivät ole kunnolla tiedossa. Soijaa käytetään myös sian rehussa (n. 13 % rehun kokonaispainosta). Nautojen rehussa soijaa käytetään vuositasona vain kymmenesosa sian rehun sisältämästä määrästä (Nikander 2001). Soijaa tulee Suomeen etelästä, jossa peltoekosysteemin merkitys monimuotoisuuteen on toisenlainen kuin Suomessa.

4.2.2 Eettiset ongelmat

Eläinten hyvinvointi

Ympäristövaikutukset jostakin toiminnasta voidaan katsoa olevan jo sinällään eettisiä ongelmia. Myös kalan kalastukseen ja kasvatukseen voidaan katsoa liittyvän asioita, joista on mahdollista löytää eettisiä ulottuvuuksia. Kaikkeen eläinten pitoon liittyvä eläinsuojelu liittyy myös kalankasvatukseen ja kalojen kohteluun kasvatuksessa ja perkausvaiheessa. Mikään mainituista näkökohdista ei ole vielä mainittavassa määrin ollut esillä suomalaisessa keskustelussa.

Eläinten hyvinvoinnin kannalta on oleellista, että eläimet saavat toteuttaa luonnollisia käyttäytymismallejaan ja että kasvatusolosuhteet ja kohtelu ovat asianmukaiset. Eläimille ei saa aiheuttaa tarpeetonta tuskaa. Sekä kalan- että lihantuotannossa eläimiä pidetään kasvatusta varten tietyssä suljetussa ympäristössä, mikä rajoittaa niiden liikkumista ja käyttäytymistä. Lihantuotannossa kasvatusolot voivat vaihdella tapauskohtaisesti suhteellisesti enemmän kuin kalankasvatuksessa. Kotieläinten hyvinvointikysymyksiin on ylipäätään kiinnitetty huomiota enemmän kuin kalojen. Eläinsuojelulaki kuitenkin koskee myös kalankasvatusta ja kalastusta.

Puuttuminen luontaiseen ravintoon

Eettisenä kysymyksenä voidaan pitää myös eläinten ruokintaa. Soija ja muut kasvisperäiset ravintoaineet (vehnä jauho) eivät ole kirjolohen ja kasvatetun merilohen luontaista ravintoa, koska ne ovat petokaloja. Näin on huolimatta siitä, että kala saa ravintoainestarpeensa täyteen kasvisruokavaliollakin.

Nautakarjan rehussa käytetty liha-luujauho ei kuulu nautojen luontaiseen ravintoon, koska naudat ovat kasvisyöjiä. BSE-taudin myötä liha-luujauhon käytöstä on luovuttu.

Kalarehussa olevaan soijaan liittyy myös geenimuuntelun tuomat epäluulot. Yli puolet maailmanmarkkinoilla olevasta soijusta on geenimuunneltua alkuperää (Elkington ja Hailes 2001).

Vastaava soijankäyttöongelma liittyy sian- ja naudanlihan tuotantoon. Lihakiloa kohti arvioituna käytetty soijan määrä naudanlihassa on kirjolohen lihaan ja sian lihaan nähden hyvin pientä. Sianlihakilon tuottamiseen käytetään kolme kertaa enemmän soijaa kuin kilon kirjolohen lihan tuottamiseen.

4.2.3 Antibioottien ja rokotteiden käyttö

Kalankasvatuksessa käytetään antibiootteja joidenkin bakteeritautien hoidossa. Eräiden tautien ennaltaehkäisyssä voidaan kuitenkin käyttää rokotteita.

Kaloille kehitettyjä rokotteita käytetään nimenomaan lohikalojen furunkuloosin ja vibriosin ennaltaehkäisyssä. Rokotteilla kala immunisoidaan taudinaiheuttajabakteereja vastaan. Rokotteiden käyttömäärät ovat olleet viime vuosina kasvaneet (Rimaila-Pärnänen 1999), mikä on selvästi vähentänyt antibioottien käyttömääriä (Orakoski 1999). Rokotteista ei jää jäämiä kalaan. Kalasta ei myöskään rokotuksen jälkeen erity mitään, mikä voisi vaikuttaa ympäristöön. Kalojen lääkerehuissa on

käytetty aikaisemmin oksitetrasykliiniä, oksoliinihappoa ja sulfatrimetopriimiä (Heinimaa 1992, Vennerström 1999).

Lääkerehujen tehdasvalmistus tilastoidaan, mutta kalankasvattajien itsensä rehuun sekoittamasta antibioottimäärästä ei ole koko maata kattavia tilastoja, vaikka jokaisesta rehuun sekoitettavasta, eläinlääkärin määräämästä antibioottimäärästä menee tieto läänineläinlääkärille. Parviainen (1999) arvioi tämän määrän olevan 100-150 kg aktiivista ainetta vuodessa. Antibioottien käyttömäärät ovat toistaiseksi olleet Suomessa korkeampia kuin Norjassa (taulukko 27), mutta toisaalta Tanskassa antibiootteja käytettiin aktiiviaineena peräti 260 g/t vuonna 1999 (Wallach 2000).

Lääkerehujen sisältämä antibioottimäärä oli vuonna 1998 yhteensä 385,7 kg aktiivista ainetta ja 381,2 kg vuonna 1999 (Rankanen 2000). Vuonna 2000 lääkerehujen aktiivisten aineiden käyttömäärä (noin 229 kg) oli enää n. 60 % edellisten vuosien tasosta (Turunen 2001).

Lääketehtaissa tapahtuva antibioottien valmistusprosessi ei liene ympäristökuormitusten kannalta merkittävä, eikä siitä ole tietoja saatavilla (Orakoski 1999).

Eläinlääkintä- ja elintarvikelaitoksen tutkimusten mukaan kasvatetussa kalassa ei ollut vuonna 1999 havaittavissa lääke- tai torjunta-ainejäämiä, eikä myöskään raskasmetalleja tai kiellettyjä kasvunestäjiä.

Taulukko 27. Lääkerehujen sisältämien antibioottien käyttö Suomessa ja Norjassa (kg/tonni perkaamatonta kalaa) vuonna 1999 (Rankanen 2000, Aalvik 1999).

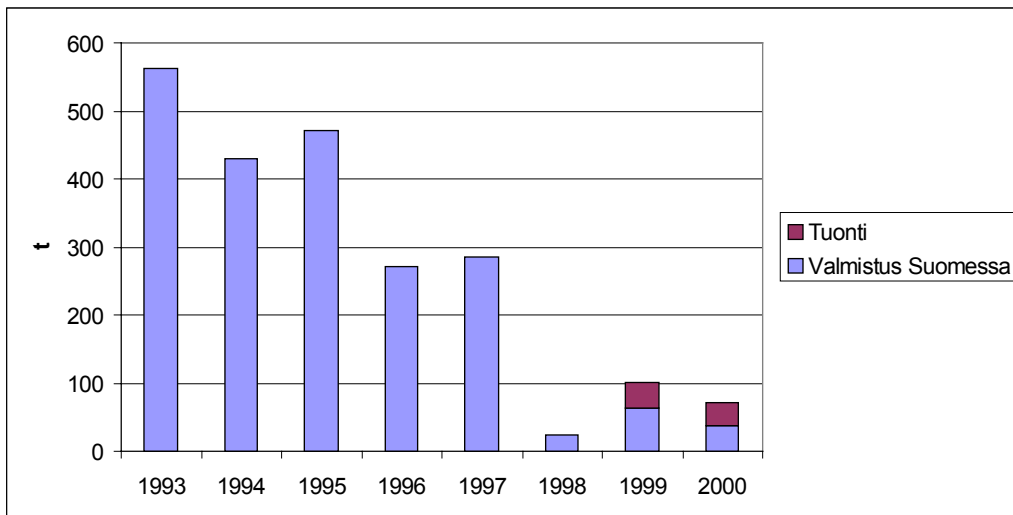
Table 27. Antibiotics in medicinal feed used (kg/ton of ungutted fish) in Finland and Norway in 1999 (Rankanen 2000, Aalvik 1999).

Antibiootti <i>Antibiotics</i>	Antibioottien käyttö, g/t <i>Use of antibiotics, g/t</i>	
	Suomi <i>Finland</i>	Norja <i>Norway</i>
Oksitetrasykliini <i>Oxytetracycline</i>	4,5	0,06
Oksoliinihappo <i>Oxolinic acid</i>	2,5	1,2
Sulfidiatsiini <i>Sulphadiazine</i>	14,8	0
Trimetopriimi <i>Trimethoprim</i>	5,2	0
Florfenikoli <i>Florfenicol</i>	0	0,16
Flumekiini <i>Flumequine</i>	0	0,017

Antibioottilääkitystä annetaan kaloille vain tiettyjen bakteeritautien hoitoon. Sairaiden kalojen ruokahalu on heikko ja on arvioitu, että noin 20-30 % annetusta lääkerahun lääkemäärästä imeytyy kalan suolistosta elimistöön kalan vähentyneen ruokahalun ja lääkerahun huonon maittavuuden takia. Osuus vaihtelee antibiootista riippuen: joistakin antibiooteista alle 1 % jää imeytymättä kun taas Suomessa yleisimmin käytössä olevasta oksitetrasykliinistä jää imeytymättä yli 90 % (Wihlman 1999). Lääkitys pyritään aina aloittamaan mahdollisimman varhaisessa vaiheessa kun altaassa näkyy sairaita kaloja. Kalojen antibioottihoito on koko parven hoitoa ns. massahoitoa, jossa myös terveet kalat syövät samaa rehua. Varsinaisen hukkaan menevän lääkerahun määrä on vähäinen, mutta antibioottien erilaisesta imeytymisestä johtuen ulosteiden mukana joutuu antibiootteja ympäristöön.

Antibioottien käyttömäärät ovat jatkuvasti pienentyneet Suomessa (kuva 47). Vuodesta 1998 lähtien lääkerehuja on alettu tuomaan ulkomailta. Vuoden 1999 lääkerahujen käyttö oli yhteensä 100,95 tonnia, josta tuontirehua oli 37,4 tonnia ja kotimaassa valmistettua rehua 63,55 tonnia (Rankanen 2000).

Nykyisin käytössä olevien aineiden toksiset vaikutukset merieliöstöön näyttävät olevan pienet. Monet aineet eivät hajoa helposti ja akkumuloituvat tästä johtuen sedimenttikerrokseen siellä, missä veden vaihtuvuus on vähäinen (Ervik ym. 1993). Seurauksena antibioottien akkumuloitumisesta sedimenttiin on havaittu bakteeripitoisuuksien vähenemistä sekä sedimenttikerroksen hajoamista. Oksitetrasykliinin puoliintumisaika sedimentissä on 10 vuotta, eli aine on varsin pysyvä (Jacobsen ja Bergling 1988, ref. Braaten 1992), mutta suomalaisen tutkimuksen mukaan vain 9-419 päivää. Puoliintumisaikaan vaikuttaa virtausnopeus (Björklund ym. 1990, ref. Braaten 1992). Lisäksi oksitetrasykliinipitoisuuksiin sedimentissä vaikuttavat oksitetrasykliinin määrä ja sedimenttiin



Kuva 47. Kalojen lääkerahujen valmistus ja tuonti Suomessa vuosina 1993-99 (Kasvin-
tuotannon tarkastuskeskus 2001). Vuoden 1998 lukuarvo pitää sisällä myös tuonnin.

*Fig. 47. Medicinal feed manufactured in Finland and imported to Finland in 1993-99 (Kasvin-
tuotannon tarkastuskeskus 2001). The value of year 1998 also includes the im-
port.*

joutuva osuus sekä se pohjan pinta-ala ja syvyys, johon oksitetrasykliini on kertynyt. Selvää korrelaatiota ei ole osoitettavissa kalanviljelyssä käytetyillä antibiooteilla ja lääkejäämien esiintymisellä sedimentissä. Pitoisuudet ovat vaihdelleet riippuen todennäköisesti tutkimusolosuhteista ja menetelmistä: yleensä alle 10 µg/g, mutta eräissä tutkimuksissa jopa 185-285 µg/g. Sedimentistä todettujen lääkeainejäämien esiintyminen on paikallinen ilmiö.

Antibiootteja sisältävien rehujen käyttö saattaa aiheuttaa antibiooteille vastustuskykyisten bakteerikantojen lisääntymistä kalankasvatuslaitoksilla sekä synnyttää antibioottiresistenttejä bakteerikantoja mm. simpukoissa, äyriäisissä ja luonnonkaloissa (Wihlman 1999b). Kuitenkaan ei ole havaittu, että resistentit bakteerikannat aiheuttaisivat helpommin tautia kuin ei-resistentit kannat (Direktoratet for Naturforvalting 1999). Tutkimuksissa on myös mitattu lääkejäämiä kasvattamoiden ympäriltä luonnonkaloista (Mäkelä 1999, Remes 1999). Pitoisuudet ovat varsin pieniä verrattuna esim. ihmisten pitoisuuksiin heidän ollessaan antibioottikuurilla, joten tällaisten kalojen syömisestä ole ihmiselle todennäköisesti mitään haittaa (poikkeuksena erityisryhmät, jotka ovat allergisia joillekin antibiooteille) (Rimaila-Pärnänen 2001).

Suomessa rehuun sekoitettuja antibiootteja käytetään sikojen lääkityksessä nykyään vähän. Hoito on yleensä täsmähoitoa, jolloin antibiootti annetaan pistoksena sairaalle eläimelle. Vuonna 1999 sikojen lääkerahun aktiivisen aineen määrä oli 278 kg (Turunen 2000) eli keskimäärin 3,4 kg/milj. kg sianlihaa. Vastaavasti vuonna 1999 kirjolohen kasvatuksen lääkerahun aktiivisen aineen määrä oli 381 kg (Turunen 2000) eli 40 kg/milj. kg kirjolohen lihaa ja vuonna 2000 noin 23 kg/milj. kg kirjolohen lihaa.

Naudoille annetaan antibiootit aina joko pistoksena lihakseen tai suoneen. Myös sikojen ja nautojen antibioottilääkityksen seurauksena resistenttien bakteerikantojen muodostumisen riski voi kasvaa. Toisaalta sikojen ja nautojen antibioottien käytön riskien voidaan katsoa olevan pienempiä kuin kirjolohen kasvatuksen antibioottien käytön riskien, koska lääkitys kohdentuu selvästi vain sairaisiin sikoihin ja nautoihin eikä antibiootteja joudu suoraan vesiympäristöön.

4.2.4 Toksiset vaikutukset

Ekotoksiset vaikutukset vesistöön

Antifouling-materiaalit

Verkkokassikasvatuslaitokset käyttävät vaihtelevia määriä antifouling-materiaalia verkkokassien kunnostukseen. Suomessa antifouling-aineiden tehoaineena on yleensä kupari. Aineiden kulutus vaihtelee huomattavasti, sillä osalla laitoksista kassit värjätään vuosittain, osalla joka toinen vuosi ja osalla verkkokassit kunnostetaan pelkällä pesulla. Materiaalin kulutus voi olla 2-10 l/t tuotettua kirjolohta (Sjöblom 1999, Husell 1999). Käytön seurauksena raskasmetallipitoisuudet nousevat pohjasedimentissä kalankasvattamon läheisyydessä (Uotila 1991). Tuotteen Cu₂O-pitoisuuden on havaittu olevan noin 10-20 paino-% (Erkkilä 1999), eli noin 750 g/t tuotettua kirjolohta. Norjalaisen tutkimuksen mukaan verkkokasseihin jää kuparia 15 % kassin käyttöiän aikana ja 85 % joutuu vesistöön (SFT 1998), joten vesistökuormitus on noin 640 g tuotettua kirjolohitonnia kohti. Antifouling-materiaalin valmistusprosessin päästöistä ei ole saatavilla tietoja. Suomessa antifouling-materiaalin käyttömääriä ei tilastoida. Koska

antifouling-materiaalin käyttömäärät vaihtelevat suuresti laitoksittain ja markkinoilla on useita tuotteita, on hyvin hankalaa esittää muuta kuin suuntaa antavia arvoja antifouling-materiaalin käytöstä aiheutuvista päästöistä.

Antifouling-materiaalin käyttö ei Norjassa ole kokonaisuutena laskenut, vaikka tavoitteena olikin vähentää luontoon päätyvän kuparin määrää 80 % vuoden 1991 tasosta. Käyttömäärät eivät ole myöskään nousseet, vaikka tuotantomäärät ovat kasvaneet: Vuonna 1991 käytettiin 119 tonnia ja vuonna 1998 174 tonnia (Sandnes ja Ervik 1999), siis 427,5 g/t kalaa. Kuparikuormaksi Norjassa vuonna 1997 on saatu 217 tonnia (SFT 1998), eli 0,64 kg tuotettua kalatonna kohti. Antifouling-materiaalin käytön haittavaikutuksia pidetään Norjassa merkittävänä ympäristöongelmana (Direktoratet for Naturforvalting 1999).

Kupari-ionit ovat myrkyllisiä monille meressä eläville organismeille ja kertymistä on todettu tapahtuvan esim. leviin, nilviäisiin ja äyriäisiin (Tiltnes ja Skullerud 1987, Moe ja Skeie 1988, Johnsen ym. 1996, ref. Direktoratet for Naturforvalting 1999). Haitallisia, mutta ei tappavia vaikutuksia on todettu erittäin alhaisilla kuparikonsentraatioilla. Tutkimukset ovat osoittaneet alhaisempaa biodiversiteettiä kuparin saastuttamissa sedimenttikerroksissa (Rygg 1985, Direktoratet for Naturforvalting 1999). Kuparin toksiset vaikutukset vaihtelevat suolapitoisuuden, pH:n ja kuparia sitovien komponenttien määrän suhteen. Kupari ei rikastu ravintoketjussa (Nikunen ym. 2001).

Uotila (1991) on tutkinut kalankasvatuslietteen metallipitoisuuksia ja leviämistä. Selvästi eniten kalankasvatus vaikutti sinkkipitoisuuteen: kalankasvatuslaitoksen välittömässä läheisyydessä pohjasedimentin sinkkipitoisuus oli 400 ppm ja 20 metrin päässä kasvattamosta 150 ppm. Yli 20 cm:n syvyydessä pitoisuudet olivat samoja. Lindeströmin (1988) mukaan kalakuolemat kalanviljelylaitosten lähellä lisääntyvät juuri sinkin vuoksi (ref. Uotila 1991). Palmin (1985) mukaan Suomenlahden sinkkipitoisuudet ovat niin korkealla, että silakan kutu saattaa vaarantua (ref. Uotila 1991). Kuparipitoisuuksien on myös havaittu olevan korkeita kasvattamojen lähellä. Korkeimmat pitoisuudet ovat olleet kasvatuslaitoksen kohdalla 120 ppm, kun 20 metrin päässä kasvattamossa pitoisuudet ovat noin 20-30 ppm. Kupari liukenee sinkin tavoin veteen ja sitoutuu lopulta kalaan. Suurin osa kuparista tulee kasvattamolla käytetyistä antifouling-materiaaleista, sinkin suurin lähde taas on rehu. Lisäksi rauta- ja mangaanipitoisuuksien on havaittu nousseen, kadmium-, kromi- lyijy- ja nikkelipitoisuuksissa ei havaittu eroja. Raskasmetallit jäävät pääasiassa kalankasvatuslaitosten alapuolelle. Liette leviää noin 1,5 hehtaarin alueelle: kasvattamon alle sedimentoituu 1 800 g/m² vuosittain, 20-30 metrin päähän alle 200 g/m², kun kyseessä on kasvattamo, jonka vuosittainen lietteentuotanto on 4,5 t tai 10 % käytetyn rehun määrästä. Teoreettisen mallin mukaan suljetuissa lahdissa 80 % lietteestä päätyy kalankasvattamon alle ja 65 metriä on maksimietäisyys minne liete leviää. Avomerren reunalla vastaavat luvut ovat 65 % ja 250 metriä. Myös koetulokset tukevat näitä käsityksiä. Joissain paikoissa kasvattamon alla olevan sedimentin orgaanisen aineksen osuudet olivat korkeita, yli 30 % (Uotila 1991).

Desinfiointiaineet

Desinfiointiaineita käytetään mm. kalankuljetuskaluston pesemiseen (Erkamo 1992, Heinimaa 1992). Myös kotieläinten tuotannossa käytetään pesu- ja puhdistusaineita ja jätevesien käsittelymenetelmästä riippuu, millaisia vaikutuksia niillä on ympäristöön.

Lohitain torjuntaan käytetään Norjassa diklorvosta. Sitä ei käytetä Suomessa, koska Suomessa lohitäi ei ole ongelma. Norjassa lohitäi ja sen torjuntaan käytettävät hitaasti hajoavat aineet taas kuuluvat kolmen tärkeimmän ympäristöongelman joukkoon. Lisäksi formaliini ja muut desinfiointiaineet koetaan Norjassa ympäristöongelmaksi, johon on kiinnitettävä huomiota (Direktoratet for Naturforvaltning 1999). Muita Norjassa käytettyjä aineita desinfiointiin, loisten torjuntaan ym. ovat benzokaine, klorbutanoli, metakaine, metomidate, azametifos, deltamethrin, cypermetrin, diflurobenzuron, teflbenzuron, teflubenzuron, emamectin benzioat, praziquante, flebendazol ja malakiittivihreä (ks. myös liite 2).

Kasvinsuojeluaineet

Kalankasvatuksen ja sian- ja naudanlihan tuotanto edellyttää rehuviljan viljelyä, jossa käytetään kasvinsuojeluaineita. Kasvinsuojeluaineiden haitallisia aineosia kulkeutuu pelloilta vesiympäristöön. Kalankasvatuksen ja sian- ja naudanlihan tuotannon kasvinsuojeluaineiden aiheuttamat ekotoksikologisten vesistöhaittojen voi ajatella jakaantuvan kotimaassa eri tuotteiden kesken niiden vaatiman kokonaisrehuysikön suhteessa (ks. seuraava kohta).

Ekotoksiset vaikutukset maaympäristöön

Sian- ja naudanlihan tuotannossa tarvittavan rehuviljan viljely vaatii enemmän viljelypinta-alaa kuin kirjolohen kasvatuksessa tarvittavan rehun viljely (ks. kohta 4.2.2 ”Maaympäristöön liittyvät monimuotoisuusvaikutukset”). Rehuntuotannossa käytettävien kasvinsuojeluaineiden haittojen voi ajatella jakaantuvan kotimaassa eri tuotteiden kesken niiden vaatiman ohra-, kaura- ja vehnäperäisen kokonaisrehuysikön suhteessa eli lihakilon tuottaminen vaatii kasvinsuojeluaineita seuraavasti: kirjolohi 0,3, silakka 0, sianliha 5 ja naudanliha 9.

Kasvinsuojeluaineiden käytön vaikutukset näkyvät etenkin kohteena olevan peltomaan ja sen piennaralueen eliölajien köyhtymisenä. Tilanne ei ole olennaisesti ilmeisesti muuttunut viimeisen kymmenen vuoden aikana Suomen pelloilla, vaikka torjunta-aineiden tehoaineiksi muutetut kasvinsuojeluaineiden levitysmäärät ovatkin selvästi vähentyneet maamme pelloilla aikaisempaan käytäntöön nähden. Nykyisin käytössä olevien kasvinsuojeluaineiden ”tehoaineysikkö” on vaikutuksiltaan aivan eri luokkaa kuin vanhojen kasvinsuojeluaineiden ”tehoaineysikköt” (Seppälä 2001). Viime aikainen tutkimus (Kurppa ja Laitinen 2000) kuitenkin on osoittanut, että kasvinsuojeluaineet eivät välttämättä hajoakaan Suomen kylmissä olosuhteissa niin nopeasti kuin aikaisemmin on uskottu ja siten tehoaineiden haitalliset vaikutukset ulottuvat helposti peltoekosysteemien ulkopuolelle. Todettakoon, että torjunta-aineiden jäämiä tavataan suomalaisissa elintarvikkeissa erittäin harvoin. Torjunta-aineiden saanti on Suomessa hyvin pientä. Vuonna 2000 noin 91 % torjunta-aineiden saannista saatiin maahantuoduista elintarvikkeista. Kotimaisista tuotteista saatiin torjunta-aineista 9 prosenttia. Saannin kannalta merkittäviä kotimaisia tuotteita olivat vehnä, kaura sekä mansikka (Penttilä ym. 2001).

Työterveys

Työterveysnäkökulmasta katsottuna suomalaisessa lihantuotannossa viljelijät todennäköisesti altistuvat keskimäärin enemmän haitallisille aineille rehuviljatuotannon torjunta-aineiden käytön seurauksena verrattuna kalankasvatuksessa toimiviin

työntekijöihin. Toisaalta antifouling-materiaalien käsittelyyn kalankasvatuslaitosten yhteydessä saattaa liittyä terveydellisiä riskejä. Lisäksi Norjassa lohen kasvatus toiminnan seurauksena levinneen lohitäin torjuntaan käytetyt aineet voivat aiheuttaa myös terveydellistä haittaa etenkin kalankasvatuslaitosten työntekijöille.

4.2.5 Vesistön hapen kulumisen orgaanisen kuormituksen seurauksena

Kalankasvatuslaitoksesta aiheutuu vesistöön orgaanista kuormitusta, joka muodostuu ulosteista ja ylijäämäruoasta. Orgaaninen aines kulkeutuu meren pohjaan laitoksen alapuolelle ja saattaa aiheuttaa pohjasedimentin läheisyydessä vesieliöiden kannalta haitallisessa määrin hapen kulumista.

Norjassa on tutkittu kalankasvatuksen aiheuttaman orgaanisen kuormituksen vaikutuksia pohjasedimenttiin. SFT(1998):n tavoitteisiin kuuluu myös orgaanisen jätteen määrän vähentäminen. Matalilla alueilla laitossedimentin kuormittamat vesimassat vaihtuvat ja ilmastuvat tehokkaasti, jolloin hapenpuutetta ei esiinny. Orgaanisen aineksen hajoaminen sedimentissä riippuu pääasiassa jätteen koostumuksesta, sedimentaatio-nopeudesta, lämpötilasta, pohjan happipitoisuudesta ja faunasta (Hansen 1994). Jätteiden kertyminen sedimenttiin lisää sekä aerobista että anaerobista hajoamista (Hansen ym. 1990, Holmer ja Kristensen 1992).

Kalankasvatus syvemmillä, kerrostuneilla alueilla voi johtaa pohjakerroksen lisääntyneeseen hapenkulutukseen laitossedimenttikerroksen biokemiallisen hajoamisen seurauksena (Aure ja Stigebrandt 1990). Verkkoallaslaitosten kuormitukseen on Norjassa jouduttu kiinnittämään huomiota toisella tavalla kuin Suomessa suuremman tuotannon ja toisenlaisten olosuhteiden vuoksi. Tällöin on ollut kyse lietteen kerääntymisen aiheuttamasta haitallisesta madaltumisesta, lietteestä leviävien bakteerien aiheuttamista kidesmuutoksista sekä anaerobisessa pohjalietteessä tapahtuvasta sulfaatin pelkistymisen tuottaman rikkivedyn myrkyllisyydestä kaloille. Makeassa vedessä rikkivedyn sijasta syntyy vastaavissa olosuhteissa metaania. On selvittämättä, voiko vastaavia haittoja yhtä suuressa määrin ilmetä Suomen rannikon olosuhteissa (Mäkinen 1983). Rikkivedyn muodostumista on Norjassa pyritty estämään käyttämällä ns. virrankehittäviä levittämään lietettä laajemmalle alueelle. Varsinaista kuormitusta tämä toimenpide ei kuitenkaan pienennä. Toinen norjalaisten käyttämä keino on ollut kasvatuspaikan ajoittainen vaihtaminen. Tällöin vanha paikka joko imuruopataan tai jätetään luontaisen puhdistumisen varaan.

Virtaavissa ja tehokkaasti sekoittuvissa vesissä kalankasvatus aiheuttaa harvoin happiongelmia. Ongelmallisia alueita ovat sen sijaan pienet kerrostuneet järviaaltaat ja kynnysten eristämät syvänteet suojaisilla saaristoalueilla (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988). Vähähappisilla pohjilla pohjaeläimistön biomassa vähenee murto-osaan puhtaan pohjan tasosta. Hapettomilla pohjilla elää vain mikrobeja, jotka hitaasti hajottavat sulfaatin sisältämää happea hyväkseen käyttäen pohjaan kerrostunutta eloperäistä ainesta ja tuottavat myrkyllisiä kaasuja, esim. rikkivetyä tai metaania (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988, Persson 1987, Midlen ja Redding 1998). Norjalaisissa tutkimuksissa on verkkoallaskasvatuksessa mitattu rikkivedyn maksimipitoisuudeksi 0,3 µg/l, kun tappava pitoisuus on 1 µg/l (Storebakken ja Olsen 1982, ref. Persson 1987). Rehevöitymisen aiheuttama talvinen happikato voi järviaaltoissa aiheuttaa äkillistä valikoivaa kuolevuutta kalalajistossa ja muuttaa näin nopeastikin järvien lajisuhteita (Tammi 1996). Merialueilla happipitoisuudet laskevat vain erittäin epäsuotuisissa oloissa, sen sijaan pohjien muutokset ja perustuotannon kasvu ovat

jossain määrin verrattavissa makean veden alueella havaittaviin muutoksiin (Mäkinen 1983).

Kalankasvatuslaitosten orgaanisen kuormitusten laskemiseen ei ole kansainvälisesti hyväksytyjä menetelmiä. Kalat erittävät veteen typpeä ja fosforia massasuhteessa 7:1. Tämä on myös meren orgaanisen aineksen ravinnesuhde. Mittauksista on pääteltävissä, että 10 % sedimenttikerroksen orgaanisesta aineksesta hajoaa vuosittain. Näin ollen kestää 15 vuotta kalankasvatuslaitoksen lopettamisesta, ennen kuin sedimenttikerros saavuttaa 80 % teoreettisesta tasapainotilastaan. Sedimenttikerroksen massan pitäisi pienentyä nopeasti kalankasvatuslaitoksen lopettamisen jälkeen. (Aure ja Stigebrandt 1990.) Rosenthal ym. (1988) ovat arvioineet liukoisen BHK:n kuormitukseksi 2,6 kg/t/d tanskalaisella kirjolohilaitoksella ja laskeutuvan BHK:n osuudeksi 6 kg/t/d. Altailta lähtevän veden fosfori-, ym. pitoisuuksia on mahdollista mitata ja niistä tehdään kuormituseurantoja.

Naudanlihan tuotannossa syntyy orgaanista kuormitusta vesistöön lannan levityksen seurauksena. Osa säilörehun puristusnesteteistä ja lantaloiden valumavesistä (esim. vuotojen ja onnettomuuksien seurauksena) päätyy myös vesistöön. Oisittain samat lähteet liittyvät myös sianlihan tuotantoon. Lisäksi lypsylehmien, joista osasta saadaan lihaa, maitohuonejätevedet toimivat orgaanisen kuormituksen lähteinä.

Sian- ja naudanlihojen tuotantoihin liittyvistä orgaanisista kuormituksista ei ole olemassa valtakunnallisia arvioita. Niiden esiintyminen vaihtelee kulloistenkin teknisten ratkaisujen mukaan. Ne ovat luonteeltaan hajakuormitusta, eikä niistä aiheudu samanlaisia paikallisia kuormituskasauksia vesistöön kuin kalankasvatuksesta. Tästä syystä tuoteyksikkökohtaisesti arvioituna kirjolohen lihan tuotanto aiheuttaa enemmän orgaaniseen kuormitukseen liittyviä happihaittoja vesistöissä kuin naudan- ja sianlihojen tuotannot aiheuttavat.

4.2.6 Eroosio

Eroosiolla tarkoitetaan maa-aineksen kulkeutumisena alkuperäiseltä paikaltaan sateen, virtaavan veden, jään, lämpötilanvaihtelun tai tuulen vaikutuksesta. Kirjolohen, sianlihan ja naudanlihan tuotannon eroosiovaikutukset liittyvät peltoalueilta vesistöihin tulevaan kiintoainekuormaan, joka aiheuttaa vesien sameutumista ja pohjaosien liettymistä. Sameutuminen ja liettyminen muuttavat eliöiden elinolosuhteita ja heikentävät vesistöjen virkistyskäyttöä. Eroosio on kuitenkin yleensä määrällisesti vähäistä Suomessa (Puustinen 1999). Suomessa eroosiovaikutusten voidaan ajatella jakaantuvan eri tuotteiden tarvitseman ohra-, kaura- ja vehnäperäisen kokonaisrehuysikkömäärään (ry) suhteessa. Kilo kirjolohen lihaa vaatii noin 0,3 ry, kilo silakan lihaa 0 ry, kilo sianlihaa noin 5 ry ja kilo naudanlihaa noin 9 ry.

Runsas 10 % kalarehusta on soijaa, jonka alkuperämaa vaihtelee kulloisenkin maailmanmarkkinatilanteen mukaan. Soijan viljelyn eroosiovaikutuksista ei ole tarkkaa käsitystä, mutta oletettavasti se on tuoteyksikköä kohti suurempi kuin vehnä/ohrakiloa kohti aiheutuva eroosio. Sianlihakiloa kohti soijan viljelyn eroosiovaikutukset ovat yli kolminkertaiset kirjolohen lihakiloon nähden.

4.2.7 Maisema

Ranta-asukkaat saattavat kokea kalankasvatuslaitosten heikentävän ympäristön maisema-arvoa. Myös suurten kotieläinyksiköiden tuotantorakennukset voivat aiheuttaa maisemallista häiriötä. Todennäköistä kuitenkin on, että kalankasvatuslaitosten maisemahaitta koetaan suuremmaksi kuin kotieläinten tuotantoon tarkoitettujen rakennusten. Norjassa kalankasvattamoiden aiheuttamat maisemahaitat koettaneen pienemmiksi kuin Suomessa, koska Suomessa kalankasvatus on selvemmin samoilla alueilla vapaa-ajan asutuksen ja virkistyskäytön kanssa (ks. esim. Pehkuri 1999, Varjopuro ja Furman 2000).

Kotieläintuotantoon ja kalankasvatukseen liittyy myös rehun tuottamisen aiheuttamat maisemavaikutukset. Kotieläintuotannossa rehu saatetaan tuottaa samalla tilalla kuin millä eläimiä kasvatetaan, jolloin rehuntuotanto on oleellinen osa lihantuotantoa. Tilojen erikoistumistarpeen myötä väkirehu ostetaan kuitenkin yhä enemmän muualta. Sian- ja naudanlihan tuotannon vaikutukset maamme peltomaisemaan ovat suuret, koska merkittävä osa peltopinta-alastamme on joko suoraan tai välillisesti kytketty lihantuotantoon. Peltomaan säilyminen koetaan maisemaa parantavana ja viihtyvyyttä lisäävänä tekijänä (Hietala-Koivu ym. 1999). Sian- ja naudanlihan tuotannon voimakas kytkeytyminen peltoalamme käyttöön merkitsee sitä, että tältä osin ko. tuotejärjestelmät saavat huomattavasti suuremmat ympäristöhyödyt kirjolohen kasvatukseen nähden (ks. kohta 4.2.2 ”Maaympäristöön liittyvät monimuotoisuusvaikutukset”).

Kalankasvatuksessa rehu tuotetaan täysin muualla kuin itse kalankasvatuslaitoksen toiminnan yhteydessä. Kasvatetun kirjolohen rehu koostuu suurelta osin kalaperäisistä raaka-aineista, joiden tuottamisella on vaikutuksia maisemaan lähinnä vain kalastuksen sekä kalajauhoa ja –öljyä valmistavien laitosten aiheuttaman haitan kautta. Kasvipärisien rehuraaka-aineiden tuottaminen tapahtuu vain osin Suomessa.

4.2.8 Haju

Kalan perkaamoihin saattaa liittyä hajuhaittoja, joista ei ole olemassa tutkittua tietoa. Hajuhaittojen suuruuteen vaikuttaa muun muassa se, kuinka epämiellyttäväksi hajuaistimus koetaan ja kuinka paljon ihmisiä altistuu hajuhaitalle. Keskimäärin perkaamot eivät sijoitu lähelle varsinaista asutusta, minkä takia hajuhaittojen voidaan katsoa olevan kirjolohen tuotannossa erittäin pieni ympäristöhaitta.

Kotieläinsuojien hajuhaittoja ei ole toistaiseksi tutkittu kovin paljon (Arnold 2001). Sikaloiden ja lannan levityksen hajuhaitat koskettavat kuitenkin suurta määrää ihmisiä Suomessa, minkä takia sian- ja naudanlihan tuotannon hajuhaittojen voidaan katsoa olevan selvästi suuremmat kuin kirjolohen tuotannon hajuhaittojen.

4.2.9 Jätteet

Jätteet varaavat tilaa kaatopaikoilla ja aiheuttavat mahdollisesti päästöjä ympäristöön. Materiaalin toimittaminen kaatopaikalle merkitsee myös luonnonvarojen kulutusta.

Pääasialliset kiinteät jätteet kalankasvatuksesta ovat perkausjätteet ja kuolleet kalat. Kalajäte on märkää orgaanista jätettä. Paras käyttökohde sille on rehu maatalouskäyttöön. Norjassa kuolleista kaloista on käytetty hyödyksi vuonna 1996 noin 70-80 % (Direktoratet for Naturforvalting 1999). Kalankasvatuksen perkausjätteet päätyvät suurimmaksi osaksi turkiseläinten ravinnoksi. Fileointijätteistä huomattava osa päätyy ihmisravinnoksi. Näitä jätteitä ei esimerkiksi Norjassa pidetä varsinaisina

ympäristöongelmia aiheuttavina jätteinä. Lisäksi rehusäkit sekä kalojen pakkauksiin käytettävät styrox-laatikot päätyvät lopulta jätteeksi. Kiinteitä jätteitä syntyy myös rehun ja sen raaka-aineiden tuotannosta.

Perkuujätteitä Atlantin lohesta muodostuu 12 % (Gjedrem 1986, Austreng ja Meland 1977, Larsson 1983, ref. Braaten 1992, Aalvik 1999, 2000). Ritolan ym. (2001) mukaan suomalaisen kirjolohen perkuussa perkuujätteitä muodostuu noin 9 % perkaamattoman kalan massasta (ei sisällä mätiä. Sisäelinten, kun mukana on myös mäti, osuus perkaamattoman kalan massasta on noin 17 %). Vuonna 1995 perkuujätteistä meni Norjassa hyötykäyttöön 91 % (Sandnes ja Ervik 1999), Suomessa taas turkiseläinten ravinnoksi menevä osuus on noin 80 % (Mustajärvi 1999).

Kalankasvatuksen käytöstä poistetut verkkokassit pitävät sisällään ympäristölle haitallisia antifouling-aineita ja ovat siksi ongelmajätettä.

Hullun lehmän taudin takia naudanlihan tuotannon teurasjätteistä tehtävää lihaluujauhoa ei tällä hetkellä saa käyttää ihmisravinnoksi kasvatettavien eläinten ravintona (Suokko 2001). Tämä aiheuttaa ongelmia teurasjätteiden sijoittamisen kannalta. Periaatteessa kaikki lihaluujauho pystyttäisiin käyttämään turkiseläinten ravinnoksi (Lahtinen 2001), mutta kotimaisen lihaluujauhon typpi- ja fosforipitoisuudet ovat turkistuottajien mielestä liian korkeita tähän tarkoitukseen. Toisaalta ruotsalaista lihaluujauhoa on käytetty jo aikaisemmin turkiseläinten ruokintaan (Suokko 2001). Lihaluujauhon käyttökielto on voimassa toistaiseksi puoli vuotta ja on epäselvää mitä sen jälkeen tapahtuu. Tällä hetkellä valmistettava lihaluujauho päätyy varastoon, mutta osa siitä on myös poltettu. (Lahtinen 2001)

Naudan- ja sianlihan tuotannossa syntyy eri elinkaarivaiheissa muun muassa pakkausjätteitä sekä ongelmajätettä. Pakkausjätteitä ovat esimerkiksi kasvinsuojeluaine- ja rehunsäilöntäkanisterit, lannoitesäkit ja säilörehun varastoinnissa käytetyt käärintämuovit. Ongelmajätettä ovat muun muassa akut, jäteöljyt, käyttämättä jääneet torjunta-aineet ja lääkkeet sekä loisteputket. Ongelmajätteet saadaan nykyään ilmeisesti lähes kaikki kerättyä tiloilta pois. Lannoitesäkkimuovista suuri osa kerätään ja uusiokäytetään, mutta rehumuovi joudutaan yleensä toimittamaan kaatopaikoille. Säilörehun tekeminen paalirehuna on yleistymässä nopeaa tahtia, ja sitä mukaa myös muoviongelma kasvaa.

Myös kotieläintiloilla itsestään kuolleet eläimet muodostavat usein ongelman. Ne katsotaan riskejä aiheuttavaksi jätteeksi, joka voidaan kuitenkin haudata jos jätettä muodostuu vähän.

4.2.10 Yhteenveto muista vaikutusluokista

Seuraavassa on esitetty taulukkomuodossa yhteenveto suomalaisen kirjolohen ja norjalaisen tuontilohen perinteisen elinkaariarviointimetodologian ulkopuolelle jääneiden vaikutusluokkien seurauseroista (taulukko 28). Vaikutusluokkien ympäristöhaittoja ei ole pyritty yhteismitallistamaan eri vaikutusluokkien kesken ja taulukosta selviää ainoastaan tutkijaryhmän subjektiivinen käsitys siitä, onko Suomessa tai Norjassa kasvatettu lohi ko. vaikutusluokan osalta huonompi tai parempi.

Luonnon monimuotoisuutta käsittelevässä luvussa 4.2.2 todettiin karkulaisten uhkaavan Atlantin lohen luonnonvaraisia kantoja. Vastaavia haittatekijöitä ei Suomessa ole. Kalankasvatukseen liittyviä eettisiä näkökohtia ei ole arvioitu tässä työssä, koska

Kalanlankasvatukseen liittyviä eettisiä näkökohtia ei ole arvioitu tässä työssä, koska aiheesta ei ole olemassa tutkittua tietoa ja siihen liittyvät näkemykset ovat hyvin arvosidonnaisia. Antibioottien käyttö on vähentynyt Norjassa ja on nykyään hyvin pientä. Suomessa antibiootteja käytetään edelleen jonkin verran. Antibioottien käytön vaikutuksista ei ole tarkkaa tietoa. Ekotoksisista haitoista tärkein on antifouling-materiaalin sisältämä kupari, mitä käytetään molemmissa maissa. Lohitain torjunnassa joudutaan Norjassa käyttämään diklorvosta. Suomessa lohitai ei ole ongelma. Norjassa on keskitytty tutkimaan orgaanisen kuorman vaikutusta pohjasedimenttiin, Suomessa taas on paneuduttu enemmän ravinnekuormituksiin. Muista päästöistä ja sijainnin vaikutuksista erilaisten päästöjen aiheuttamiin ympäristövaikutuksiin ei ole juurikaan tietoja.

Kun tarkastellaan elinkaariarvioinnin mukaisen ympäristövaikutusarvioinnin ulkopuolelle jääneitä vaikutusluokkia, näyttäisi siltä, että norjalaisen lohen kokonaishaitta muodostuu suuremmaksi kuin kotimaisen kirjolohen (taulukko 28). Karkulaisongelmassa, kalataudeissa ja antifouling –materiaalien käytön seurauksena syntyvissä ekotoksisissa vaikutuksissa norjalaisen lohen kasvatuksesta näyttäisi aiheutuvan enemmän haitallisia vaikutuksia Suomessa kasvatettuun kirjoloheseen nähden. Kyseisten vaikutusluokkien tärkeys on havaittavissa myös monista norjalaisten omista julkaisuista (mm. Direktoratet for naturforvaltning 1999). Tehty subjektiivinen arviointi on kuitenkin vain suuntaa antava, sillä vertailussa pitäisi pystyä ottamaan huomioon tuotantomäärien erot eri maiden välillä (ks. kohta 2.6). Vertailua osittain vaikeuttaa myös se, että merilohen lisäksi Norjassa kasvatetaan kolminkertainen määrä kirjolohta Suomeen nähden (vuonna 1998 noin 41 milj. kiloa) ja näidenkin vaikutukset ainakin joidenkin vaikutusluokkien osalta sekoittuvat norjalaisen lohenkasvatuksen vaikutuksiin.

Kirjolohen ja silakan välinen vertailu on taulukossa 28 esitettyjen vaikutusluokkien suhteen selkeä. Silakan kalastukseen saattaa liittyä kalajalostuksen hajuhaittoja ja pohjatroolauksen aiheuttamia vesiympäristön monimuotoisuusvaikutuksia. Muita taulukon 28 vaikutuksia ei käytännössä esiinny silakan lihan tuotannossa.

Vastaava taulukon 28 kaltainen yhteenveto kirjolohen lihan sekä sian- ja naudanlihan ympäristövaikutuksista on esitetty taulukossa 29. Tulokset on tulkittavissa lähinnä lihakilojen energia- ja proteiinisäilyntöjen näkökulmasta. Taulukon tekeminen on kuitenkin jo huomattavasti vaikeampaa, koska kirjolohifileen ja sian- ja naudanlihan vertailu tuoteyksikkökohtaisesti on jo allokointien ja tuotantotoiminnan aiheuttamien seurausten mittakaavaerojen ja erilaisuuden takia varsin hankalaa (ks. kohta 2.6). Peltoalaan liittyvien vaikutusluokkien suhteen tuotteet on kuitenkin pystytty asettamaan tärkeysjärjestykseen: vaikutukset ovat suurimmat naudanlihalla ja olemattomat kirjolohella. Kokonaisvaikutuksen arviointia hankaloittaa erityisesti se, että peltomaan käyttöön kytkeytyy sekä positiivisia että negatiivisia vaikutuksia. Lihantuotantoon kytkeytyy selvemmin maalaismaiseman ja maaseutubiotooppien säilymiseen liittyvät positiiviset vaikutukset. Vastaavanlaista luonnon monimuotoisuuden ja viihtyvyysarvojen lisääntymistä ei aiheudu kalankasvatuksesta.

Haitallisten aineiden vaikutuksia kalankasvatuksessa ja lihantuotannossa on vaikea verrata keskenään, koska kalankasvatuksen vaikutukset kohdistuvat vesiekosysteemeihin ja lihankasvatuksen ennen kaikkea maakekosysteemeihin. Käytettävät aineet ja käyttömäärät ovat myös erilaisia. Lisäksi on todennäköistä, että kalojen ja nisäkkäiden erilainen fysiologia vaikuttaa eritavalla jäämien muodostumiseen kaloilla ja nisäkkäillä.

Taulukko 28. Suomalaisen kirjolohen ja Norjassa kasvatetun merilohen ympäristövaikutukset (vaikutus/kg lohen lihaa) elinkaariarvioinnin ulkopuolisissa vaikutusluokissa (0 = ei vaikutusta, - = jonkin verran haitallisia vaikutuksia, -- = selvästi haitallisia vaikutuksia, + = vaikutukset kokonaisuudessaan positiiviset, () = vaikutusten esiintymisestä ei varmuutta tai ovat erittäin pieniä).

Vaikutusluokka	Vaikutukset	
	Suomessa kasvatettu kirjolohi	Norjassa kasvatettu merilohi
Vesiympäristöön liittyvät monimutkaisuusvaikutukset		
- karkulaisuus, geneettinen uhka luonnon lohen perimälle	0	--
- kalataudit	-	--
- liika- ja hukkakalastus	(-)	(-)
Maaympäristöön liittyvät monimuotoisuusvaikutukset		
- peltoalan käyttö Suomessa	(+)	(+)
- soijan viljely	Ei arviota	Ei arviota
Eettiset ongelmat		
- kalojen hyvinvointi	Ei arviota	Ei arviota
- puuttuminen luontaiseen ravintoon	Ei arviota	Ei arviota
Antibioottien käyttö	(-)	(0)
Ekotoksiset vaikutukset vesiympäristöön	-	-(-)
Ekotoksiset vaikutukset maaympäristöön	(-)	(-)
Toksiset työterveyteen liittyvät vaikutukset	(0)	-
Vesien hapen kulumisen orgaanisen kuormituksen seurauksena	-	-(-)
Eroosio	(-)	(-)
Haju	(0)	(0)
Jäteongelma	(0)	(-)
Maisema	(-)	0

Table 28. Effects of Finnish cultivated rainbow trout and of Norwegian cultivated salmon (impact/kg meat produced) on environmental impacts not included in life cycle impact assessments (0 = no effects, - = slight adverse effects, -- = significant adverse effects, + = positive effects, () = great uncertainty or effects are very small).

<i>Impact category</i>	<i>Effects</i>	
	<i>Finnish cultivated rainbow trout</i>	<i>Norwegian cultivated salmon</i>
<i>Impacts on biological diversity of aquatic ecosystems</i>		
- escaping cultivated fish, giving rise to a genetic threat to the natural fish populations	0	--
- fish diseases	-	--
- waste and over fishing	(-)	(-)
<i>Impacts on biological diversity of terrestrial ecosystems</i>		
- field cultivation in Finland	(+)	(+)
- cultivation of soya	No assessment	No assessment
<i>Ethic problems</i>		
- animal welfare	No assessment	No assessment
- changing of natural food	No assessment	No assessment
<i>Use of antibiotics</i>	(-)	(0)
<i>Ecotoxicological impacts on aquatic ecosystems</i>	-	-(-)
<i>Ecotoxicological impacts on terrestrial ecosystems</i>	(-)	(-)
<i>Toxic impacts on occupational health</i>	(0)	-
<i>Oxygen depletion of aquatic ecosystems due to organic load</i>	-	-(-)
<i>Erosion</i>	(-)	(-)
<i>Smell</i>	(0)	(0)
<i>Waste</i>	(0)	(-)
<i>Landscape</i>	(-)	0

Taulukko 29. Kirjoloihen lihaan sekä naudan- ja sianlihaan liittyvät ympäristövaikutukset (vaikutus/kg tuotetta) elinkaariarvioinnin vaikutusarvioinnin ulkopuolisissa vaikutusluokissa (0=eikä vaikutusta, - = jonkin verran haitallisia vaikutuksia, -- = selvästi haitallisia vaikutuksia, + = vaikutukset kokonaisuudessaan positiiviset, () = vaikutusten esiintymisestä ei varmuutta tai ovat erittäin pieniä).

Vaikutusluokka	Vaikutukset		
	Kirjoloihen liha	Naudanliha	Sianliha
Vesiympäristöön liittyvät monimuotoisuusvaikutukset (kalataudit, liika- ja hukkakalastus)	-	0	0
Maaympäristöön liittyvät monimuotoisuusvaikutukset	(+)	++	++
Eettiset ongelmat (eläinten hyvinvointi, puuttuminen luontaiseen ravintoon)	Ei arviota	Ei arviota	Ei arviota
Antibioottien käyttö	(-)	(0)	(0)
Ekotoksiset vaikutukset vesiympäristöön	-	-	-
Ekotoksiset vaikutukset maaympäristöön	(-)	--	--
Toksiset työterveyteen liittyvät vaikutukset	(0)	(-)	(-)
Vesien hapen kulumisen orgaanisen kuormituksen seurauksena	--	-	-
Eroosio	(-)	--	--
Haju	(0)	--	--
Jäteongelma	(0)	-	Ei arviota
Maisema	(-)	(+)	(++)

Table 29. Effects of Finnish cultivated rainbow, pig and cattle meat products (impact/kg meat produced) on environmental impacts not included in life cycle impact assessments (0 = no effects, - = slight adverse effects, -- = significant adverse effects, + = positive effects, () = great uncertainty or effects are very small).

<i>Impact category</i>	<i>Effects</i>		
	<i>Meat of rainbow trout</i>	<i>Cattle meat</i>	<i>Pork</i>
<i>Impacts on biological diversity of aquatic ecosystems (escaping cultivated fish, adverse effects of fishing)</i>	-	0	0
<i>Impacts on biological diversity of terrestrial ecosystems</i>	(+)	++	++
<i>Ethic problems (animal welfare, changing of natural food)</i>	<i>No assessment</i>	<i>No assessment</i>	<i>No assessment</i>
<i>Use of antibiotics</i>	(-)	(0)	(0)
<i>Ecotoxicological impacts on aquatic ecosystems</i>	-	-	-
<i>Ecotoxicological impacts on terrestrial ecosystems</i>	(-)	--	--
<i>Toxic impacts on occupational health</i>	(0)	(-)	(-)
<i>Oxygen depletion of aquatic ecosystems due to organic load</i>	--	-	-
<i>Erosion</i>	(-)	--	--
<i>Smell</i>	(0)	--	--
<i>Waste</i>	(0)	-	<i>No assessment</i>
<i>Landscape</i>	(-)	(+)	(++)

5 SOSIOEKONOMISET VAIKUTUKSET

5.1 Suomalainen kirjolohen tuotanto

Tässä yhteydessä esitettävät suomalaisen kirjolohen tuotannon tuotanto-, tulo- ja työllisyysvaikutuksia koskevat tulokset ja niihin liittyvät selitykset perustuvat Storhammarin (2001) tekemään kalankasvatuksen panostuotosanalyysiraporttiin, jossa on esitetty myös laskelmien perusteet yksityiskohtaisesti. Jotta taloudelliset tunnusluvut ja työllisyysvaikutukset olisivat helpommin verrattavissa Norjassa kasvatetun merilohen vastaaviin tuloksiin (kohta 5.2), lukuarvot on esitetty alkuperäisestä raportista poiketen tuotettua miljoonaa kalakiloa kohti.

Tulosten lähtökohtana on koko maan kalanviljelyn tuotanto vuonna 1999. Tuolloin tuotannon määrä oli Suomessa 15,3 miljoonaa kiloa ja sen arvo 43,9 miljoonaa euroa (SVT 2001a). **Tuotannon omalla arvolla** tarkoitetaan tarkasteltavaa tuotantoa (euroissa), jonka tuottamisen synnyttämiä vaikutuksia arvioidaan.

5.1.1 Tuotantovaikutukset

Kalankasvatuksen tuotannon kokonaisarvo kerrannaisvaikutuksineen on 76,6 miljoonaa euroa. Kalankasvatuksen oman tuotannon muille toimialoille aiheuttamat välittömät tuotantovaikutukset ovat 16,4 miljoonaa euroa. Lisäksi välillisiä tuotantovaikutuksia kertyy 16,3 miljoonaa euroa. Kalanviljelyn osuus (43,9 milj. €) kokonaisarvosta on siis yli puolet. Rehujen osuus kalankasvatuseritysten liikevaihdosta on ollut 1990-luvulla noin 30 %. Välillisellä tuotantovaikutuksella tarkoitetaan tarkasteltavan tuotannon tarvitsemien panosten tuottamisen (tuotannon lisäysten) aikaan saamia kerrannaisvaikutuksia, ja välittömillä vaikutuksilla tarkasteltavan tuotannon tarvitsemia panoksia eri toimialoilta (panoskertoimet).

Kalankasvatus aiheuttaa selvästi suurimman välillisen ja välittömän tuotantovaikutuksen elintarviketeollisuudessa, jolle kalanviljelyn ulkopuolisista kokonaistuotantovaikutuksista kohdentuu noin 37 % (11,9 milj. €). Seuraavaksi eniten tuotantovaikutuksia kalankasvatuksella on maa- ja metsätaloudelle (11,5 %), kuljetukselle ja liikenteelle (7,5 %), omalle toimialalle (kalanpoikasten ostaminen) (6,8 %) ja kaupan toiminnolle (6,7 %). Elintarviketeollisuuteen, kalatalouteen ja kauppaan kalankasvatuksen vaikutus on pääosin välitöntä, tosin esimerkiksi elintarviketeollisuuteen myös välillinen vaikutus on huomattavaa. Sen sijaan maa- ja metsätalouteen, kuljetuksen ja varastoinnin toimialalle sekä erittelemättömiin muihin toimialoihin välillinen vaikutus on suurempi kuin välitön. Kuljetusten välillisiä vaikutuksia voidaan olettaa tuottavan erityisesti elintarviketeollisuuden tarvitsemat rehukuljetukset (Salo ym. 2000).

Kotimaisen kirjolohen tuotannon vaikutuksiin voidaan lisätä kuljetus-jalostus-myynti - ketjun vaikutukset ("Jalostus-myynti" taulukossa 30), jotka syntyvät elintarvikeketjussa sen jälkeen kun tuote on lähtenyt kalan tuottajalta. Kotimaisen kalan arvon lisäyksenä on laskelmissa käytetty 37,8 miljoonaa euroa. Kotimaisen kirjolohen tuotannon kokonaistuotantovaikutukset ovat näin laskien 131,3 miljoonaa euroa.

Taulukko 30. Kirjoloheen tuotannon tuotantovaikutukset (1000 €/milj. kg tuotettua kirjo-lohta) Suomen kansantaloudessa vuonna 1999 (Storhammar 2001).

Table 30. The impacts on production of rainbow trout (1000 €/million kg of rainbow trout) in Finland in 1999.

Toimiala <i>Field of Activity</i>	Kasvatukse n oma arvo <i>Value of fish far- ming</i>	Välitön vaikutus <i>Direct ef- fect</i>	Välillinen vaikutus <i>Indirect effect</i>	Jalostus- myynti <i>Process- trade chain</i>	Kokonais- vaikutus <i>Total effects</i>
Elintarvike- teollisuus <i>Food industry</i>	-	568	215	276	1 059
Kalanviljely <i>Fish farming</i>	2 869	135	10	-	3 014
Kauppa <i>Trade</i>	-	93	52	243	388
Kuljetukset <i>Transports</i>	-	60	101	273	434
”Kalakauppa” <i>“Fish trade”</i>	-	-	-	2 473	2 473
Maa- ja metsätalous <i>Agriculture and forestry</i>	-	-	245	87	332
Muut toimialat <i>Other fields of activities</i>	-	217	438	229	884
Yhteensä <i>Total effects</i>	2 869	1 073	1 062	3 580	8 584

5.1.2 Tulovaikutukset

Tulovaikutukset syntyvät peruspanosten käytöstä tarkasteltavalla toimialalla sekä muille toimialoille syntyvien tuotannon lisäämisen edellyttämän peruspanosten käytön kautta. Vuoden 1999 kirjoloheen tuotannon ja myyntiketjun tulovaikutukset olivat yhteensä 74,2 miljoonaa euroa ilman tuontituotteiden käyttöä.

Kalankasvatuksen tulovaikutuksista suurin osuus muodostui toimintaylijäämästä, jonka osuus oli yli 60 % koko tulovaikutuksesta (taulukko 31). Tähän osuuteen sisältyy kalanviljelijöiden yrittäjätulo, minkä voidaan olettaa olevan aiempien tutkimusten mukaan ainakin 60 % toimintaylijäämästä alkutuotannon toimialoilla. Näillä toimialoilla yrittäjän työpanos on merkittävä. Palkkojen osuudeksi tulee 6,7 miljoonaa euroa. Tuloja kertyy kotitalouksille palkkoina ja yrittäjätulona näin laskien noin 23,6 miljoonaa euroa, josta kulutukseen menee arviolta 15,4 miljoonaa euroa valtioveron (12,5 %), kunnallisveron (18 %) ja kotitalouksien säästämisen (5 %) jälkeen.

Myyntiketjun peruspanoksista palkkojen ja ylijäämän osuudet ovat korkeammat kuin kalankasvatuksen peruspanoksista. Myyntiketjun peruspanosten pohjalta lasketut kotitalouksien bruttotulot ovat kotimaisen kalan osalta 19,4 miljoonaa euroa, joista kulutukseen jää laskennallisesti 12,8 miljoonaa euroa.

Kotimainen kalanviljely käytti vuonna 1999 tuontituotteita noin 4,6 miljoonan euron ja myyntiketju 3,3 miljoonan euron edestä. Tuontituotteiden käyttö oli siis yhteensä 0,52 miljoonaa euroa/miljoona kiloa tuotettua perkaamatonta kirjolohta.

Taulukko 31. Kotimaisen kirjolohen tuotannon tulovaikutukset (1000 €/miljoona kiloa tuotettua kirjolohta) Suomen kansantaloudessa vuonna 1999 (Storhammar 2001).

Table 31. Income effects (1000 €/million. kg of rainbow trout) on production of Finnish rainbow trout in Finland in 1999.

Peruspanos <i>Primary input</i>	Kalankasvatus ⁽¹⁾ <i>Fish farming⁽¹⁾</i>	Myyntiketju <i>Trade chain</i>	Yhteensä <i>Total effects</i>
Arvonlisävero <i>VAT</i>	6	5	11
Muu tuotevero <i>Other product taxes</i>	49	27	76
Tuotetukipalkkiot (välillisiä) <i>Product subsidies (indirect)</i>	-75	-27	-102
Palkat ja palkkiot <i>Salaries and fees</i>	443	875	1 318
Työnantajan sosiaaliturvamaksut <i>Employers' social security payments</i>	124	245	369
Muut tuotantoverot miinus tukipalkkiot <i>Other taxes on production minus subsidies</i>	-342	-22	-364
Kiinteän pääoman kuluminen <i>Consumption of fixed capital</i>	587	364	951
Toimintaylijäämä/sekätulo, netto <i>Operating surplus/mixed income</i>	1 803	789	2 592
Yhteensä <i>Total effects</i>	2 595	2 256	4 851

⁽¹⁾ Välillisine ja välittömine vaikutuksineen
Includes indirect and direct effects

5.1.3 Työllisyysvaikutukset

Alkutuotanto on edelleen merkittävä työllistäjä saaristokunnissa, vaikka alkutuotannon työpaikat ovat vähentyneet. Saaristossa toimivat yritykset ovat pääosin pienyrityksiä, jotka työllistävät yleensä alle neljä henkilöä. Yritystiheys on alueella suuri, esimerkiksi Turun alueella 5,75 yritystä 100 henkilöä kohden (Saaristomeren kehittämiskeskus r.y. 1999). Liikenneyhteydet sekä julkisten ja yksityisten palveluiden määrä heikkenee mitä kauemmaksi mennään ulkosaaristoon (Salo ym. 2000). Sama ilmiö on havaittavissa myös Ahvenanmaalla.

Kalankasvatuksen suurin työllisyysvaikutus, kuten tuotantovaikutuskin, kohdistuu elintarviketeollisuuteen. Lähes yhtä paljon työpaikkoja syntyy myös maa- ja metsätalouteen välillisten tuotantovaikutusten kautta, vaikka kokonaistuotantovaikutus

on huomattavasti pienempi kuin elintarviketeollisuuteen. Kalankasvatuksen työllisyysvaikutukset koko maassa ovat yhteensä 854 henkilötyövuotta. Tuotannon aiheuttamasta kokonaistyöllisyysvaikutuksesta kalankasvatuksen osuus on kaksi kolmannesta eli 508 henkilötyövuotta. Muille toimialoille kalanviljelyn välittömät ja välilliset työllisyysvaikutukset ovat kaikkiaan 346 henkilötyövuotta.

Kotimaan kalankasvatuksen työllisyysvaikutuksiin tulee lisätä vielä tuottajalta lähdön jälkeiset kuljetus-jalostus-myyntiketjun tuottamat vaikutukset. Näistä aiheutuvat 55 miljoonan euron tuotantovaikutukset saavat aikaan noin 635 henkilötyövuoden työllisyysvaikutuksen. Työllisyysvaikutuksissa on syytä ottaa huomioon myös tulovaikutusten kautta syntyvät työllisyysvaikutukset (332 htv). Nämä mukaan laskien kokonaistyöllisyysvaikutukseksi tulee 1 821 henkilötyövuotta. Kirjoloherentuotannon kokonaistyöllisyysvaikutukset miljoonaa kalakiloa kohti on esitetty taulukossa 32.

Taulukko 32. Kirjoloheen tuotannon kokonaistyöllisyysvaikutukset (htv/milj. kg tuotettua kirjolohta) Suomen kansantaloudessa vuonna 1999 (Storhammar 2001).

Table 32. Effect of rainbow trout production on employment of Finland (person work years/million kg of rainbow trout) in 1999.

Toimiala <i>Field of activity</i>	Kalankasvatus ⁽¹⁾ <i>Fish farming⁽¹⁾</i>	Myyntiketju <i>Trade chain</i>	Kokonaisvaikutus <i>Total effects</i>
Elintarviketeollisuus <i>Food industry</i>	4,4	1,5	5,9
Kalanviljely <i>Fish farming</i>	33,2		33,2
Kauppa <i>Trade</i>	2,5	4,3	6,8
Kuljetukset <i>Transports</i>	1,8	3,1	4,9
”Kalakauppa” <i>“Fish trade”</i>		28,5	28,5
Maa- ja metsätalous <i>Agriculture and forestry</i>	7,8	2,7	10,5
Muut toimialat <i>Other fields of activities</i>	6,0	1,4	7,4
Tulovaikutus, välillinen <i>Income effects, indirect</i>		21,7	14,8
Yhteensä <i>Total effects</i>	55,8	63,2	119,0

⁽¹⁾ Välillisine ja välittömine vaikutuksineen
Includes indirect and direct effects

5.1.4 Taloudellisten vaikutusten alueellinen näkökulma

Koko maata ajatellen kalankasvatus tai edes koko kirjoloheen tuotanto eivät kata kovinkaan suurta osaa koko maan elinkeinotoiminnasta: koko maassa kalatalouden osuus työpaikoista on 0,1 %, Varsinais-Suomessa 0,3 % ja Vakka-Suomessa 1,2 %. Vasta paikallisesti, esim. kuntatasolla kalatalouden merkitys kasvaa. Kalankasvatuksen

huomattava väheneminen tai loppuminen Saaristomerellä aiheuttaisi suuria ongelmia useissa kunnissa. Mm. Vakka-Suomen ja Turunmaan pienet kunnat hyötyvät merkittävästi kalankasvatuksesta ja siihen liittyvästä kalatuotteiden jalostuksesta. Esim. Turunmaalla kalatalouden osuus työpaikoista on 2,8 %, Dragsfjärdissä 2,6 %, Nauvossa 5,0 %, Kustavissa 7,2 % ja Houtskärissä 20,6 % (Salo ym. 2000). Varsinais-Suomen lisäksi kalankasvatus ja kalatalous ovat merkittäviä työllistäjiä Ahvenanmaalla alueen väkilukuun nähden. Sisämaassa on myös kuntia, joissa kalanviljely-yrityksillä on huomattava merkitys työllistäjänä (Salo ym. 2000).

Alueellisesti kalankasvatuksen vaikutukset kohdistuvat pääosin kuntiin, joissa kalankasvatusta harjoitetaan, vaikka esimerkiksi muille toimialoille kohdentuvista työllisyysvaikutuksista suuri osa vuotaakin näiden kuntien ja jopa seutukuntien ulkopuolelle. Näistä vaikutuksista esimerkkinä ovat Varsinais-Suomessa toimivat useat merkittävät kalanjalostusyritykset, jotka saavat huomattavan osan raaka-aineestaan Saaristomeren alueelta. Varsinais-Suomessa sijaitsee myös Rehuraisio Oy, jossa valmistetaan kalanrehua. Voidaan perustellusti esittää, että Varsinais-Suomeen on kehittynyt Suomen merkittävin kalatalouskeskittymä, jossa toimii merkittäviä kalankasvatuksen ja -jalostuksen sekä kalastuksen ja niihin liittyvien toimialojen yrityksiä (Salo ym. 2000).

5.1.5 Kalankasvatuksen merkitys lähialueen asukkaiden hyvinvoinnille

Kalankasvatustalouden lähialueen asukkaat pitävät negatiivisena piirteenä kasvatuksen aiheuttamia ympäristövaikutuksia. Erityisesti loma-asukkaat suhtautuvat kalanviljelyyn kielteisesti.

Saaristomeren alueen väestökehitys on ollut tappiollinen viime vuosina ja ennusteen mukaan väkiluvun pieneneminen tulee jatkumaan. Kalankasvattajat arvioivat, että kalankasvatuksen väheneminen tai loppuminen kokonaan vaikuttaisi merkittävästi Saaristomeren kuntien talouteen ja asukkaiden hyvinvointiin. Useimmat yrittäjät pitävät todennäköisenä, että seutukunnan työpaikat vähenisivät pysyvästi eikä korvaavien, uusien työpaikkojen syntymiseen uskota. Tuotannon huomattava laskeminen vie pohjaa myös muulta paikalliselta elinkeinotoiminnalta, ja vastaavasti tuotannon kasvu parantaa ympäristön taloudellista vireyttä.

Kalankasvatuksen työpaikkojen korvaaminen saaristossa on vaikeaa. Matkailuelinkeino on kehittynyt viime vuosina Saaristomeren alueella. Turun alueella toimii yli 200 yritystä, joiden tulonlähteenä on matkailu, ja alan ennustetaan kasvavan voimakkaasti lähivuosina. Matkailun katsotaan vaikuttavan myönteisesti saariston talouteen ja se on ollut yksi tärkeimmistä, jos ei tärkein, saariston kehittämiskohde (Varsinais-Suomen liitto 1997). Kalankasvattajien arvion mukaan matkailu ja muut elinkeinot eivät kuitenkaan työllistäisi kalankasvatuksen työllistämiä henkilöitä. Kalastuselinkeinoon elpymiseen tai yrittäjien ja työntekijöiden siirtymiseen ammattikalastajiksi kalankasvatuksen vaihtoehtona ei uskota (Salo ym. 2000).

Kuntien ja alueviranomaisten mielestä kalanviljelyllä on suuri merkitys kuntien taloudelle. Mitä pienempi kunta on ja mitä ulompana saaristossa se sijaitsee, sitä suurempi merkitys on kalankasvatuksella. Kunnissa, joissa on paljon kalanviljely-yrityksiä, kalanviljely-yrityksillä on suuri merkitys kuntien palveluihin ja verotuloihin. Kalanviljelystä saatavien verotulojen korvaaminen esimerkiksi kiinteistöveroä korottamalla on erittäin vaikeaa (Salo ym. 2000).

Kalankasvatuksen hyödyt suhteessa siitä aiheutuviin ympäristövaikutuksiin ovat siis merkittävät Saaristomeren alueella. Väestökehitys saaristossa on jo ennestään tappiollinen, eikä korvaavia työpaikkoja siellä uskota syntyvän, jos kalankasvatustoiminta vähenee. Muuttoliike saaristossa voimistuisi siis entisestään, mikä saattaisi myös heikentää palvelujen tasoa alueella. Nämä haitat saattavat olla pitkällä tähtäimellä ongelmallisia myös kalankasvatuksen ympäristövaikutuksista kärsivien kesäasukkaiden kannalta.

5.2 Norjassa kasvatettu lohi

Tässä yhteydessä esitettävät Norjasta tuodun lohien tuotanto-, tulo- ja työllisyysvaikutuksia koskevat tulokset laskentaperusteineen on raportoitu yksityiskohtaisesti Storhammarin (2001) tekemässä kalankasvatuksen panostuotosanalyysissä. Jotta taloudelliset tunnusluvut ja työllisyysvaikutukset olisivat helpommin verrattavissa suomalaisen kalankasvatuksen tuloksiin (kohta 5.1), lukuarvot on esitetty alkuperäisestä raportista poiketen tuotettua miljoonaa perkaamatonta kalakiloa kohti.

Norjalaisen lohien tuonti vuonna 1999 oli 6,7 miljoonaa kiloa perattua kalaa ja tuonnin arvo 22,4 miljoonaa euroa. Vuoden 1999 keskimääräiset vähittäismyyntihinnat ovat kokonaisuutena myytävän kalan osalta noin 5,55 €/kg ja fileenä myytävän lohien osalta noin 8,75 €/kg. Norjalaisen lohesta myydään arvion mukaan puolet kokonaisuutena ja puolet fileenä (Suomen Kalankasvattajaliitto ry 2001). Norjan lohien määränä laskelmissa käytetään vuoden 1999 tuontia, joka on edellä mainittu 6,7 miljoonaa kiloa. Norjalaisen lohien myynnin laskennallinen kokonaisarvo on noin 42 miljoonaa euroa, josta tuonnin osuus on huomattava eli noin 53 prosenttia.

5.2.1 Tuotantovaikutukset

Kalatuotannua harjoittavan yrityksen haastattelun perusteella on arvioitu, että Norjasta tuotava lohi hyödyttää välittömästi kalanjalostusta, tukku- ja vähittäiskauppaa sekä kuljetuksia. Näiden toimialojen panososuudet on pelkistetty laskelmissa tasasuuruiksi, vaikka on oletettavaa, että kaupan toimialalle luokittelevat yritykset saavat myyntiketjussa syntyvästä arvonlisäyksestä suuremman osuuden kuin muut alat, muun muassa siksi, että ne suorittavat itse myös kalan jalostusta ja kuljetuksia. Toisaalta toiminnan jakaantuminen eri toimialoille muuttaa näiden yritysten panosrakennetta pelkkää kauppaa harjoittavien yritysten panosten käytöstä. Lisäksi on otettava huomioon, että jalostuskuljetus-myynti -ketjussa välituotepanosten käyttö on selvästi vähäisempää kuin tuotannonollisessa toiminnassa - peruspanokset, palkat ja toimintaylijäämät kattavat suuren osan toiminnan panoksista. Laskelmissa välituotepanosten käyttö on oletettu suhteellisen pieneksi (25 % Suomessa tuotetusta arvosta) ja vastaavasti peruspanosten osuus suureksi (75 %, josta tuonnin osuus on huomattava).

Tuontilohien tuotantovaikutukset ovat huomattavasti pienemmät kuin vastaavan suuruisen kotimaisen viljelykalan tuotantovaikutukset. Tämä on luonnollinen tulos, koska kalan varsinainen tuotanto ja sen synnyttämät vaikutukset realisoituvat Norjassa. Tästä huolimatta tuontikalalla on välitöntä vaikutusta jalostus- ja myyntiketjussa toimiville toimialoille, laskelman mukaan yhteensä lähes 5,7 miljoonan euron arvosta.

Taulukko 33. Norjasta tuodun merilohen tuotantovaikutukset (1000 €/milj. kg lohta) Suomen kansantaloudessa vuonna 1999 (Storhammar 2001).

Table 33. The impacts on production (1000 €/milj. kg of salmon) of the imported Norwegian salmon in Finland in 1999.

Toimiala <i>Field of activity</i>	Toimialan oma arvo <i>Value of pro- duction</i>	Välitön vai- kutus <i>Direct effect</i>	Välillinen vai- kutus <i>Indirect effect</i>	Kokonais- vaikutus <i>Total effects</i>
Elintarviketeollisuus <i>Food industry</i>	-	239	58	297
Kalanviljely <i>Fish farming</i>	-	-	-	-
Kauppa <i>Trading</i>	-	239	22	261
Kuljetukset <i>Transports</i>	-	239	55	294
”Kalakauppa” <i>“Fish trade”</i>	2 460	-	-	2 460
Maa- ja metsätalous <i>Agriculture and Forestry</i>	-	-	100	100
Muut toimialat <i>Other fields of Activities</i>	-	-	265	265
Yhteensä <i>Sum</i>	2 460	717	501	3 677

Välillisten vaikutusten kautta tuotantovaikutukset kokonaisuudessaan ovat noin 10,3 miljoonaa euroa. Välillisesti eniten vaikutuksia syntyy maa- ja metsätalouden toimialalle (n. 0,84 milj. €). Kalanjalostus, tukku- ja vähittäiskauppa sekä etenkin kuljetukset ovat toimialoja, jotka hyötyvät välittömästi Norjan lohen kulutuksesta (taulukko 33). Norjasta tuodun merilohen kokonaistuotantovaikutukset Suomen kansantaloudessa on arvioitu olleen noin 29,4 miljoonaa euroa vuonna 1999.

5.2.2 Tulovaikutukset

Tuontilohen tulovaikutukset muodostuvat Suomessa myyntiketjussa. Tuontilohen tulovaikutukset Suomen kansantaloudessa olivat vuonna 1999 noin 18,5 miljoonaa euroa, kun tuontituotteiden käyttöä ei oteta huomioon. Palkat (7,2 milj. €) ja toimintaylijäämä (6,7 milj. €) muodostavat yhteensä yli 70 % tulovaikutuksista (taulukko 34). Toimintaylijäämän osuuteen sisältyy yrittäjätuloa, jonka osuudeksi on arvioitu puolet ylijäämästä eli 3,4 miljoonaa euroa. Näin laskien tuontilohen aiheuttamat kotitalouksien bruttotulot Suomessa oli 10,9 miljoonaa euroa, josta kulutukseen meni 6,9 miljoonaa euroa.

Taulukko 34. Norjasta tuodun lohien tulovaikutukset (1000 €/miljoona kiloa lohta) Suomen kansantaloudessa vuonna 1999 (Storhammar 2001).

Table 34. Income effects (1000 €/million. kg of salmon) of imported Norwegian salmon in Finland in 1999.

Peruspanos <i>Primary input</i>	Myyntiketju <i>Trade chain</i>
Arvonlisävero VAT	6
Muu tuotevero <i>Other product taxes</i>	37
Tuotetukipalkkiot <i>Product subsidies</i>	-22
Palkat ja palkkiot <i>Salaries and fees</i>	897
Työnantajan sosiaaliturvamaksut <i>Employers' social security payments</i>	242
Muut tuotantoverot miinus tukipalkkiot <i>Other taxes on production minus subsidies</i>	-18
Kiinteän pääoman kuluminen <i>Consumption of fixed capital</i>	331
Toimintaylijäämä/sekatulot, netto <i>Operating surplus/mixed income</i>	836
Yhteensä <i>Total effects</i>	2 308

Norjasta tuodun lohien tuontihinta oli vuonna 1997 22,4 miljoonaa euroa. Kun tähän lisätään kerrannaisvaikutusten aiheuttama välillinen tuonti 1,7 miljoonaa euroa saadaan tuontituotteiden käytön arvoksi 24,1 miljoonaa euroa eli 3,0 miljoonaa euroa miljoonaa lohikiloa kohti. Tämä on lähes kymmenen kertaa enemmän kuin kotimaisen kirjolohien käyttämä tuontituotteiden arvo.

5.2.3 Työllisyysvaikutukset

Norjalaisen lohien myynnin työllisyysvaikutukset olivat vuonna 1999 koko maassa yhteensä 330-342 henkilötyövuotta, joista itse myynti käsitti 227 henkilötyövuotta. Kulutus (6,7-7,2 milj. €) synnyttää keskimääräisen työpanoskerroimen (1,98) mukaan lasketuna 79-85 työpaikkaa. Näin ollen Norjasta tuodun lohien kokonaisvaikutus Suomessa oli noin 410-440 työpaikkaa eli keskimäärin 53 htv/miljoona kiloa lohta (taulukko 35).

Tulovaikutusten kautta syntyvä työllisyysvaikutus on huomattavan suuri tällaisessa puolivalmisteenä tuodun tuotteen kuljetus-jalostus-myyntiketjussa. Tuontituotteen, tässä tapauksessa norjalaisen lohien, tuotantovaikutukset jäävät pääosin tuottajamaahan. On huomattava, että Norjan lohien korvaava kotimainen tuotanto synnyttäisi vastaavan määrän työpaikkoja elintarvikeketjuun ja lisäksi varsinaisen kalanviljelyn tuottamat välittömät ja välilliset työpaikat.

Taulukko 35. Norjasta tuodun merilohen kokonaistyöllisyysvaikutukset (htv/milj. kg lohta) Suomen kansantaloudessa vuonna 1999 (Storhammar 2001).

Table 35. Effect of Norwegian cultivated salmon on employment of Finland (person work years/million kg of Norwegian salmon) in 1999.

Toimiala <i>Field of activity</i>	Tuotanto, välittömät ja välilliset <i>Production, indirect and direct</i>	Myyntiketju <i>Trade chain</i>
Elintarviketeollisuus <i>Food industry</i>	-	1,7
Kalanviljely <i>Fish farming</i>	-	
Kauppa <i>Trading</i>	-	4,5
Kuljetukset <i>Transports</i>	-	3,4
”Kalakauppa” <i>“Fish trade”</i>	-	28,4
Maa- ja metsätalous <i>Agriculture and forestry economy</i>	-	3,0
Muut toimialat <i>Other fields of activities</i>	-	1,8
Tulovaikutus, välillinen <i>Income effects, indirect</i>	-	10,2
Yhteensä <i>Sum</i>	-	53,0

5.3 Silakan kalastus

Kalatalous ja erityisesti kalastus on ollut perinteinen elinkeino saaristossa. Verrattaessa silakan kalastusta kirjolohen tuotantoon on huomioitava, että viime vuosikymmenen aikana ammattikalastus on vähentynyt jyrkästi koko maassa. Poikkeuksena ovat olleet Ahvenanmaa ja Varsinais-Suomi, joissa ammattikalastajien määrä on pysynyt melko vakaana viime vuosina. Varsinais-Suomen ja Satakunnan alueella asui 1990-luvun lopussa noin 800 ammattikalastajaa, joista noin 340 sai yli 30 % kokonaistulonsa kalastuksesta. Turunmaan alueella noin 100 taloutta sai elantonsa kalastuksesta (SVT 2000c). Ammattikalastuksen ongelmina ovat olleet vaikeudet taloudellisesti riittävien kalavesien saannissa, kalakantojen vaihtelut, kalan alhainen hinta ja korkeat kustannukset. Lisäksi ongelmia ammattikalastukselle – kuten myös kirjolohenkasvatuksellekin - aiheuttaa lisääntynyt hyljekanta. Ammattikalastajien keski-ikä, lähes 50 vuotta, on korkea. Ammattikalastajien määrä ja -kalastuksen merkitys tulee saaristossa pienemään (Saaristomeren kehittämiskeskus r.y. 1999, Lillsunde 2001a). Kalankasvatus ja kalastus ovat siis tärkeitä työllistäjiä ja asutuksen ylläpitäjiä saaristossa.

Taloudelliselta arvoltaan Suomen 82 000 tonnin silakkasaaliin arvo on 10,7 miljoonaa euroa (SVT 2000c), mikä on vain 24 % kirjolohen tuotannon taloudellisesta arvosta 43,9 miljoonaa euroa. Silakkasaalin arvoa pudottaa se, että suuri osaa saaliista käytetään rehuksi. Kirjolohen tuottajahintaan (vuonna 1999 3,23 €/kg perkaamatonta kalaa) nähden silakan taloudellinen arvo on vähäinen, 0,17 €/kg (Seppälä 2000). Toisaalta kotimaassa kalajalosteeksi toimitetun noin 10 000 tonnin silakkamäärän kuluttajahinnan perusteella laskettu arvo on jo noin 16,8 milj. euroa eli noin 1,7 €/kg. Suomalaisen kirjolahjalosteen kuluttajahinnan mukaan laskettu keskimääräinen kokonaisarvo (noin 84 milj. €) on viisinkertainen kalajalosteeksi toimitettuun silakkaan nähden (ks. kohta 6.2 ja liite 3).

Vastaavanlaista taloudellista tarkastelua silakan sosioekonomisista vaikutuksista jatkojalostuksen ym. vaiheiden jälkeen ei ole tehty, mutta on selvää, että kirjolohen kasvatuksen sosioekonomiset vaikutukset säilyvät huomattavasti suurempina.

Lisäksi Itämeren silakan korkeat dioksiinipitoisuudet aiheuttavat potentiaalisen riskin silakan elintarvikekäytölle. Itämeren silakan korkeiden dioksiinipitoisuuksien syitä ja ajallista kehitystä tutkitaan parhaillaan. Tällä hetkellä ihmisen ravinnostaan saamasta dioksiinista noin 80 % on peräisin kalasta ja siitä puolet on peräisin silakasta. Jo 1990-luvun alussa kalankasvattajille kerrottiin, että silakkaa ei tule käyttää rehussa 1 %:a enempää. Elintarvikevirastossa harkitaan parhaillaan, tulisiko silakansyönnille antaa käyttörajoituksia. Korkeat dioksiinipitoisuudet rajoittavat myös Itämerestä kalastetun lohen käytön lisäämistä ihmisravintona, vaikka saalismäärä kasvaisivatkin (Hallikainen 2001). Alhaiset ympäristömyrkkypitoisuudet ovatkin tärkeä etu kasvatetulla kirjolohella verrattuna Itämerestä kalastettuun kalaan.

Kotimaisen luonnonkalan kalastusta ei voida merkittävästi lisätä, koska merialueen taloudellisesti tärkeät kalakannat ovat tehokkaasti hyödynnettyjä, eikä pyyntiä ole mahdollista lisätä niiden elinkykyisyyttä ja tuottoa vaarantamatta. Saaliita voitaisiin eräiden lajien osalta kasvattaa ohjaamalla pyyntiä kalakantojen kannalta suotuisampaan suuntaan. Mm. vaellussiiasta, kuhasta ja meritaimenesta saataisiin nykyistä suurempi saalis, jos ne kalastettaisiin nykyistä suurempikokoisina.

5.4 Sian- ja naudanlihan tuotanto

Finfoodin (2000) mukaan vuonna 1999 sianlihan tuotannon arvo oli 207 miljoonaa euroa ilman tuotantoavustusta. Keskimääräinen sianlihan tuottajahinta oli 1,13 €/kg ja tuotantomäärä 183 miljoonaa kg. Vastaavasti naudanlihan tuotannon arvo ilman tuotantoavustusta oli 197 miljoonaa euroa tuottajahinnan ollessa 2,16 €/kg ja tuotantomäärän 91 miljoonaa kg.

Sian- ja naudanlihan tuottajahinnalla lasketut tuotantojen arvot eivät ole täysin vertailukelpoisia kohdassa 5.1 esitettyyn kirjolohen tuotannon arvoon (36,3 milj. €), koska kirjolohen oman tuotannon arvossa on kalanviljelijöiden oma perkaustyö mukana. Käytännössä kalat perataan kalanviljelijöiden toimesta. Sen sijaan sikojen ja nautojen ruhot toimitetaan teurastamoon, minkä takia teurashinnoista laskettu sikojen ja nautojen tuotannon arvot antavat vaihtoehtoisen vertailupohjan kirjolohkeen nähden. Teurastetusta siasta saadaan noin 1,90 €/elopainokilo (n. 2,52 €/sianlihakilo), josta sivutuotteiden (ei-syötävien osien) osuus on noin 30 % (Tiala 2001). Vastaavasti teurastetusta naudasta saadaan noin 1,68 €/elopainokilo (n. 4,37 €/naudanlihakilo), josta sivutuotteiden eli ei-syötävien osien osuus on runsaat puolet (Tiala 2001). Näiden

tietojen pohjalta lasketut tuotantojen arvot olivat vuonna 1999 siankasvatukselle noin 420 miljoonaa euroa ja naudalle 306 miljoonaa euroa.

Kala- ja lihatuotteiden tuotannossa suuri ero on se, että lihatuotteiden tuotantoa tuetaan erilaisilla tuilla. Sikataloudessa eläinperusteinen tuki oli vuonna 1998 runsaat 84 miljoonaa euroa. Naudanlihan tuotannossa tuki oli hieman suurempi. Lisäksi sian- ja naudnanlihan tuotantoon liittyy pinta-alaperusteisia tukia, joiden tarkkaa arvoa ei ole pystytty tässä työssä osittamaan sialle ja naudalle.

Sian- ja naudnanlihan tuotannon merkitys työllisyyteen on suuri. Vuonna 1999 sikatiloja (yli 50 eläintä) oli Suomessa noin 5 000 ja lihanautatiloja 5 000-6 000 (Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus 2000). Maidonlähettäjiä oli 24 000 (MTTL 2001).

Sian- ja naudnanlihan tuotannon välilliset taloudelliset vaikutukset ovat suuret jo pelkästään muissa maatalouden toimialoissa. Vuonna 1999 Suomessa oli 82 000 maatilaa. Koska viljantuotannosta peräti 80 % palvelee rehukäyttöä eläintuotannossa, suuruusluokaltaan puolet maataloista kuuluu sian- ja naudnanlihan tuotannon työllisyysvaikutuksen piiriin. Vuonna 2000 lihan teurastuksen (pois lukien siipikarjan) oman toiminnan työllisyysvaikutukset olivat noin 399 henkilötyövuotta. Lihanjalostuksen työntekijöistä (11 057) suurin osa kuuluu kotimaassa tuotetun sian- ja naudnanlihan työllisyysvaikutusten piiriin. Todettakoon, että vuonna 1999 kalan ja kalatuotteiden jalostuksen ja säilönnän työllisyysvaikutukset olivat 532 htv. (Tilastokeskus 2001)

Tässä työssä sian- ja naudnanlihan tuotannolle ei siis ole pystytty muodostamaan vastaavia tuotanto-, tulo- ja työllisyysvaikutuksia kuin kalankasvatukselle, sillä panostuotostalousta ei ole tehty sian- ja naudnanlihalle. Sian- ja naudnanlihantuotannon vaatimat panokset eroavat kalankasvatuksesta, minkä takia toiminnat synnyttävät välillisiä taloudellisia vaikutuksia eri tavalla kuin kalankasvatus. Kuitenkin tuotanto- ja työllisyysvaikutuskerroimien suuruusluokan voi olettaa olevan sian- ja naudnanlihan osalta suurempi kuin kirjolohenkasvatuksessa. Alueellisissa tarkasteluissa myös sian- ja naudnanlihan tuotannon rooli työllistäjänä ja maaseudun asutuksen ylläpitäjänä on tärkeä.

6 YMPÄRISTÖVAIKUTUSTEN JA SOSIOEKONOMISTEN VAIKUTUSTEN YHDENNETYN TARKASTELUN TULOKSET

6.1 Kirjoloji ja Norjassa kasvatettu merilohi

Norjassa kasvatettu merilohi vastaa elintarvikkeena käytännössä Suomessa kasvatettua kirjolohta. Viime vuosina Norjasta tuotu kasvatettu merilohi onkin korvannut yhä suuremmissa määrin Suomessa kasvatettua kirjolohta. Yhteiskunnan päätöksentekijöiden kannalta on tärkeää ymmärtää mitä vaikutuksia tällä kehityksellä on suomalaisessa yhteiskunnassa ja ympäristössä. Tämä näkökulma on seuraavan tarkastelun lähtökohtana.

Kalankasvatus aiheuttaa sosioekonomisia hyötyjä, joita on kuvattu kohdassa 5.1 tuotanto-, tulo- ja työllisyysvaikutuksina vuoden 1999 tilanteessa (15,3 milj. kg kotimaassa kasvatettua kirjolohta ja 8 milj. kg Norjasta tuotua merilohta). Mikäli Norjasta tuotu merilohi korvaa kaiken suomalaisen kirjolohen kasvatuksen (23,8 milj. kg Norjasta tuotua merilohta) tuotanto-, tulo- ja työllisyysvaikutukset vähentyvät vuoden 1999 tilanteessa noin 30-40 prosentilla. Laskelmissa on otettu huomioon myös Norjasta tuotu kirjolohimäärä (vuonna 1999 noin 0,5 milj. kg perkaamatonta kalaa), jota on käsitelty Norjasta tuodun lohen tunnusluvuilla. Jos Norjasta tuotu merilohi korvattaisiin kotimaisella kirjolohen kasvatuksella (23,8 milj. kg kotimaista kirjolohta), hyödyt lisääntyisivät noin 20 %:lla (taulukko 36). Jos jompikumpi tuotteista nousisi Suomessa monopoliasemaan, olisi sillä hyvin todennäköisesti vaikutusta vähittäishintoja nostavasti. Lisäksi on todennäköistä, että kotimaisen kasvatustoiminnan loppuminen heikentäisi myös kotimaista kalan jatkojalostusta, mitä ei edellä esitetty tarkastelu ota mitenkään huomioon.

Taulukossa 36 on esitetty tulovaikutuksista erillään tuontituotteiden käyttö, johon liittyvät rahavirrat päätyvät siis kotimaasta pois. Mikäli Norjasta tuotava lohi korvaisi kaiken suomalaisen kirjolohen kasvatuksen, tuontiin menisi enemmän rahaa kuin mitä toiminta synnyttäisi tulovaikutuksia Suomessa.

Edellä esitettyyn tulokseen päädytään, kun laskennan pohjana käytetään luvussa 5 esitettyjä miljoonaa kalakiloa kohti laskettuja tunnuslukuja. Malli toimii lineaarisesti, mikä ei vastaa varmastikaan todellisuutta. Voidaan muun muassa olettaa, ettei työvoiman tarve lisääny samassa suhteessa tuotannon kasvun kanssa, vaan työpaikkojen suhteellinen lisäys jää huomattavasti tuotannon kasvua pienemmäksi. Joka tapauksessa kotimainen tuotanto korvatesa tuontia tuottaa positiivisia tuotanto-, tulo- ja työllisyysvaikutuksia. Kalankasvatuksen taloudellisten vaikutusten arvioinnissa on syytä ottaa huomioon lisäksi se, että toimialan vaikutukset kohdistuvat pieniin kuntiin, joihin jää pääosa kalanviljelyn kokonaisvaikutuksista (Storhammar 2001).

Sosioekonomisten hyötyjen kääntöpuolena on ympäristölle aiheutetut haitat. Mikäli norjalainen kasvatuslohen tuonti korvaisi kotimaisen kalankasvatuksen kokonaan, Suomen rehevöittäviä ravinnepäästöjä voitaisiin kokonaisuudessaan vähentää noin 2 %:lla, ja sitä vastaava rehevöitymishaitta on lähinnä pois Itämereltä. Tämän päästövähennyksen hintana olisi kuitenkin noin 1000 henkilön työpaikkojen menetys lähinnä pienissä saariston ja haja-asutusalueen kunnissa sekä noin 38 miljoonan euron lisärahavirta Norjaan päin. Lisäksi toiminnalla siirrettäisiin jonkin verran kotimaan päästöhaittoja Norjan vuoniin. Tosiasia on, että Norjassa tapahtuva ravinnepäästö veteen aiheuttaa selvästi pienemmän haittavasteen vedessä kuin Suomessa.

Taulukko 36. Suomalaisen kalankasvatuksen ja norjalaisen tuontilohen aiheuttamat sosioekonomiset seuraukset vuonna 1999 (=nykytilanne) suomalaisessa yhteiskunnassa verrattuna seurauksiin, jos kaikki Norjasta tuotu merilohi korvattaisiin kotimaisella kirjolohen kasvatuksella tai jos kotimainen kirjolohen kasvatusta korvattaisiin kokonaisuudessaan Norjasta tuotavalla merilohella.

Table 36. The socioeconomic effects of Finnish rainbow trout and Norwegian salmon in Finland in 1999 (=present situation) compared to the effects when all Norwegian salmon would be replaced with Finnish rainbow trout OR when Finnish rainbow trout production would be replaced with Norwegian salmon.

Sosioekonomiset seuraukset <i>Socioeconomic effects</i>	Pelkästään kotimainen kirjolohen kasvatusta <i>Only Finnish rainbow trout production</i>	Nykytilanne <i>Present situation</i>	Pelkästään Norjasta tuotava merilohi <i>Only Norwegian salmon</i>
Tuotantovaikutukset (milj. €) <i>Impacts on production (million €)</i>	204	163	87
Tulovaikutukset (milj. €) <i>Income effects (million €)</i>	115	94	55
Tuontituotteiden käyttö (milj. €) <i>Use of imported products (million €)</i>	12	34	72
Työllisyysvaikutukset (htv) <i>Employment (person years)</i>	2 832	2271	1 261

Elinkaariarviointimallilla lasketut kirjolohen tuotannon haittapisteet kuvaavat ilmastomuutoksen, happamoitumisen, alailmakehän otsonin muodostumisen, rehevöitymisen ja fossiilisten polttoaineiden vähenemisen vaikutuksia. Kalankasvatukseen liittyy myös muita vaikutuksia, joita elinkaariarviointiin perustuva vaikutusarviointimalli ei pysty kuvaamaan (ks. kohta 4.2.10). Norjalaisessa lohenkasvatuksessa tärkeinä pidetyt ympäristöongelmat, kuten karkulaisten muodostama geneettinen uhka lohikannoille, karkulaisten luonnonkalakantoihin tartuttamat kalataudit ja loiset sekä anti-fouling-materiaalin sisältämä kupari, jäivät vaille haittapisteytystä. Vaikutusarviointimallin ulkopuolelle jäävien vaikutusluokkien osalta tuotantovaihtoehtojen kokonaisvaikutukset ympäristöön jäivät epäselviksi, koska kvantitatiivista vertailua on hyvin vaikea tehdä.

6.2 Kirjolohi, silakka ja muut luonnonkalat

Vuonna 1999 kalajalosteena käytetyn silakan määrä (n. 11 milj. kiloa) oli Suomessa pienempi kuin kotimaassa kasvatetun kirjolohen määrä (n. 15,3 milj. kiloa). Ulkomaille elintarvikekäyttöön toimitettiin lisäksi noin 18 miljoonaa kiloa silakkaa, jonka taloudellinen arvo oli varsin vaatimaton (noin 3,4 milj. €). Elinkaariarviointimallilla laskettuna elintarvikkeena käytettävän silakkamäärän tuotanto aiheutti kuitenkin positiivisia ympäristövaikutuksia verrattuna kirjolohen ja muiden elintarviketuotteiden tuotantoon. Tästä syystä silakalle ei ole mielekästä arvioida ekotehokkuutta kuvaavia lukuja samalla tavalla kuin muille tarkastettaville tuotteille. Elinkaariarvioinnin avulla tehdyn ympäristövaikutusarvioinnin perusteella (ks. taulukko 25 ja kohta 2.4.5) kyseiset tuotantomäärät kuitenkin aiheuttavat seuraavan suuruiset potentiaaliset ympäristövaikutukset: ruokasilakan tuotanto -11,5 milj. pistettä (negatiivinen arvo, eli ympäristöhyöty), ja kirjo-

lohen tuotanto 15,3 milj. pistettä. Koko silakkasaaliin (noin 82 miljoonaa kiloa) aiheuttama vaikutus on haittapisteinä esitettynä –32,5 milj. pistettä. Nämä haitta/hyötystipisteet kattavat kuitenkin vain osan ko. tuotejärjestelmien ympäristövaikutuksista. Jos tarkasteluun otetaan myös muut ympäristövaikutukset (ks. kohta 4.2.10), silakan ero kirjolohkeen nähden kasvaa ympäristövaikutusten kannalta.

Silakan pyynnin yhteiskunnallisia hyötyjä kasvattaa työllistävyys-, tulo- ja ympäristövaikutusten lisäksi se, että kuluttajat saavat käyttöönsä edullista ravintoa. Kirjolohifileen keskimääräinen vähittäishinta kaupassa oli noin 7,6 €/kg vuonna 1999, kun se silakkafileen osalta oli vain 2,5 €/kg (ks. liite 3). Toisaalta silakan tuotantovaikutukset kasvavat nimenomaan siirryttäessä tuottajalta jalostusketjuun eikä tämä kasvu tue niinkään syrjäseutujen työllistämistä.

Silakan arvoa yhteiskunnalliselta kannalta vähentää silakkaan liittyvä dioksiinipitoisuusongelma (vrt. kohta 5.3). Itämeren silakan korkeat dioksiinipitoisuudet aiheuttavat potentiaalisen riskin silakan elintarvikekäytölle, vaikka ohjeistuksen avulla voidaan pienentää silakan syöntiin liittyvää terveysriskiä. Sama dioksiiniongelmaksi koskee Itämeren lohta. Korkeat dioksiinipitoisuudet merkitsevät sitä, että silakan käytön ei voi kuvitella lisääntyvän suomalaisessa ruokapöydässä lähitulevaisuudessa. Pikemmin voidaan arvioida, että silakkaa korvataan muilla luonnonkaloilla ja kasvatetulla kalalla.

Silakan ja kirjolohkeen vertailua vaikeuttaa se, että silakkakilo ja kirjolohikilo eivät ole välttämättä todellisia vaihtoehtoja kuluttajalle. Elinkaariarviointiterminologiassa tämä merkitsee sitä, että tuotteilla on erilainen toiminnallinen yksikkö. Tällaisten tuotteiden tuotettua tuotemäärää kohti laskettuja taloudellisia tunnuslukuja ja ympäristövaikutuksia kuvaavia haittapisteitä ei tule suoraan vertailla keskenään tuotteiden käyttötarkoitukseen liittyvien erojen takia.

Ympäristövaikutusten kannalta luonnonkalan lisääminen suomalaisessa ruokapöydässä olisi toivottava suuntaus siinä määrin kuin kalakannat kestävät kalastuksen tehostamista. Mutta kuten johdannossa on todettu, tällä hetkellä luonnonkalan määrä ei silakkaa lukuun ottamatta muodosta merkittävää osuutta ravinnoksi käytettävästä kokonaiskalamäärästä. Vuonna 1999 suomalaisen ammattikalastuksen luonnonkalan saalis oli 11,1 miljoonaa kiloa, kun silakka- ja kilohailisaaliita ei ole määrässä mukana. Kotimaisen kirjolohkeen käyttö oli noin puolitoistakertainen tähän määrään nähden. Luonnonkalalla ei siis voida kokonaan korvata kirjolohta, mutta toisaalta sen pyynnin kehittämistä ei pidä unohtaa pyrittäessä lisäämään kalaravinnon käyttöä. Vuonna 1999 luonnonkalan saaliin arvo ilman silakkaa ja kilohailia oli 10,9 miljoonaa euroa. Vuonna 1998 ammattikalastajia oli 1 346 ja osa-aikakalastajia 2 152 (SVT 2000c).

6.3 Kirjolohkeen, sianlihan ja naudanlihan tuotanto

Kirjolohkeen vertailua sian- ja naudanlihaan vaikeuttaa lopputuotteiden erilaisuus, kuten erilaiset ravintoarvot, erilaiset taloudelliset arvot ja erilaiset määrät pää- ja sivutuotteita. Tuotteina ne eivät ole vaihtoehtoja keskenään, minkä takia tässä työssä kokonaisvaikutusten tarkastelun lähtökohtana on tarkastella kalankasvatuksen sekä sian- ja naudanlihan tuotannon ekotehokkuutta toisiinsa. Ekotehokkuudella tarkoitetaan tehokkuutta, jolla inhimilliset tarpeet täytetään käyttäen ekologisia resursseja (OECD 1998). Tarkoituksena on siis verrata näiden erilaisten maa- ja metsätalouselinkeinojen aiheuttamia hyötyjä ja haittoja toisiinsa ja tehdä sen perusteella päätelmiä elinkeinotoimintojen keskinäisestä paremmuudesta ekotehokkuuden näkökulmasta.

Vuoden 1999 tuotantomäärillä ja kohdassa 4.1.3 esitettyjen vaikutusarviointimallin tuoteyksikkökohtaisten haittapisteiden perusteella arvioituna kirjolohen tuotanto aiheuttaa valtakunnan tasolla runsaat 11 % naudanlihan ja noin 15 % sianlihan tuotannon aiheuttamista kokonaishaittapisteistä. Kala- ja lihatuotteiden välistä ympäristövaikutusten kokonaisarviointia ei ollut kuitenkaan mahdollista tehdä myöskään tässä yhteydessä yksiselitteisesti, sillä kyseisten elinkaariarviointimallin kattamien päästöhaittojen lisäksi kirjolohen lihan sekä sian- ja naudanlihan tuottamiseen liittyy lukuisia vaikutuksia, joiden arviointiin ei ole olemassa tieteellisesti perusteltuja kvantitatiivisia arviointimenetelmiä. Vertailun tekemistä hankaloittaa etenkin se, että kala- lihatuotteiden tuotannon vaikutukset painottuvat erilaisiin ympäristöelementteihin: kalankasvatuksen vaikutukset kohdistuvat vesiekosysteemeihin ja lihankasvatuksen ennen kaikkea maalekosysteemeihin. Lisäksi lihantuotanto kytkeytyy voimakkaasti rehupellon käyttöön, mihin liittyy sekä positiivisia että negatiivisia vaikutuksia (ks. kohta 4.2.10).

Arvio kirjolohen tuotannon sosioekonomisista vaikutuksista esitettiin luvussa 5. Vastaavia tunnuslukuja ei pystytty tuottamaan tämän työn yhteydessä sian- ja naudanlihan tuotannolle. Kalanviljelyn omaksi arvoksi saatiin 43,9 miljoonaa euroa, joka on noin 21 % sianlihan tuotannon arvosta (207 milj. €) ja 22 % naudanlihan tuotannon arvosta (197 milj. €). Sian- ja naudanlihan teurashinnan perusteella lasketuista tuotannon arvoista kirjolohen tuotannon arvon osuudet ovat noin 10 % ja 14 % (vrt. kohta 5.4). Maataloustukea ei ole otettu huomioon laskelmissa. Kalankasvatus ei saa suoraa tuotantotukea maatalouden tavoin.

Jos oletetaan, että sian- ja naudanlihan tuotannon taloudelliset kerrannaisvaikutukset ovat suhteessa samat kuin kirjolohen kasvatuksessa, saadaan sianlihan kokonaistuotantovaikutukseksi 620-1 259 miljoonaa euroa ja naudanlihan 589-916 miljoonaa euroa laskentatavasta riippuen (pienempi luku on laskettu tuottajahinnalla ja suurempi teurashinnoilla). Vastaava luku kirjolohen osalta on noin 131 miljoonaa euroa. Kun oletetaan vielä, että tuotantovaikutukset korreloivat samassa suhteessa sosioekonomisten hyötyjen kanssa, saadaan eri tuotantomuotojen ekotehokkuutta kuvaavat luvut jakamalla kokonaistuotantovaikutukset (=toiminnan hyödyt) niitä vastaavilla kokonaisympäristövaikutuksia kuvaavilla haittapisteillä. Näin laskettu ekotehokkuusluku kalankasvatukselle on 51, sianlihalle 37-75 ja naudanlihalle 26-40. Mitä suurempi luku, sen ekotehokkaampaa toimintaa.

Merkille pantavaa on, että edellä esitetyt ekotehokkuusluvut ovat suuruusluokaltaan samat, vaikka maataloustukien vaikutuksia ei ole vähennetty sian- ja naudanlihan tuotantovaikutuksista. Kirjolohen ekotehokkuuslukua suhteessa sian- ja naudanlihan tuotantoon parantaa se, että kirjolohen tuotanto ei saa maataloustukeen rinnastettavaa tukea. Toisaalta sian- ja naudanlihan tuotannon taloudelliset kerrannaisvaikutukset ovat todennäköisesti selvästi suuremmat suhteessa tuotannon arvoon kuin kalankasvatuksessa, minkä takia edellä tehdyt oletukset aliarvioivat sian- ja naudanlihan kokonaistuotantovaikutuksia. Osittain tätä väitettä tukevat kohdassa 5.4 esitetyt suuruusluokat sian- ja naudanlihan työllisyysvaikutuksista. Kun kotimaisen kirjolohen kasvatuksen kokonaistyöllisyysvaikutukset ovat vajaat 2000 henkilötyövuotta, sian ja naudanlihan tuotannossa puhutaan kymmenistä tuhansista työpaikoista. Lisäksi vaikutusarviointiin liittyy suuria epävarmuustekijöitä. Kuten edellä on todettu, haittapisteet eivät käsittele kuin vain osan tuotteiden vaikutusluokista. Tähänkin yhteiseen vaikutusalueeseen liittyy suuria arvioteknisiä epävarmuuksia. Lisäksi maataloustukeen liittyy yhteiskunnallisia arvostuksia, jotka tulisi tavalla tai toisella sisällyttää myös ekotehokkuusyhtälöön. Näiden kaikkien seikkojen yhteensovittaminen on vaikeaa, ja yhteenvetona voidaankin sanoa,

ettei tämä työ anna riittäviä perusteita asettaa kirjolohen, sian- ja naudanlihan tuotantoa keskinäiseen paremmuusjärjestykseen ekotehokkuuden näkökulmasta.

7 TULOSEN KÄYTTÖ KIRJOLOHEN TUOTANNON KEHITTÄMISESSÄ

7.1 Lähtökohdat

Jotta suomalainen kirjolohen tuotanto olisi kestäväällä pohjalla, sen tulisi täyttää kestäväälle kehitykselle asetetut ehdot: sen tulisi olla ekologisesti, taloudellisesti ja sosiaalisesti kestävä.

Ekologisen kestävyuden periaatteena voidaan pitää sitä, että elinkeino häiritsee mahdollisimman vähän luonnonmukaista ekosysteemiä. Tämä tutkimus osoittaa, että kalankasvatustalosten rehevöittävät typpi- ja fosforipäästöt veteen ovat suomalaisen kirjolohen koko tuotantoketjun merkittävimmät ympäristöä kuormittavat tekijät. Kirjolohen tuotannon ekologinen kestävyys määräytyy siis ennen kaikkea kalankasvatuksen rehevöittävästä vaikutuksesta vesistöön.

Kalankasvatuksen ympäristöohjauksessa luvilla on keskeinen merkitys. Lupaprosessia ohjaa omalta osaltaan valtioneuvoston vuonna 1998 tekemä periaatepäätös vesiensuojelun tavoitteista vuoteen 2005. Periaatepäätöksen nojalla ympäristöministeriö laati erillisen toimintaohjelman tavoitteiden saavuttamiseksi (Ympäristöministeriö 2000b). Kalankasvatuksen osalta periaatepäätöksessä on tavoitteeksi asetettu vähentää Itämereen ja sisävesiin joutuvaa typpi- ja fosforikuormitusta kullakin kuormitusalueella vähintään 30 prosenttia vuoden 1993 kuormitustasosta. Kalankasvatustalosten kuormitustasojen mukaan sekä typpi- että fosforikuormitus näyttävät valtakunnallisella tasolla vähentyneen tavoiteohjelman mukaiselle tasolle jo vuonna 2000. Tavoitteiden saavuttaminen ei kuitenkaan merkitse sitä, ettei enää tehdä töitä ravinnekuormituksen vähentämiseksi. Muun muassa Itämeren suojeluohjelma edellyttää lisää toimenpiteitä ravinnekuormituksen vähentämiseksi. Kalankasvatustalosten ravinteiden vähentämismenetelmien tutkimus- ja kehittämistoiminta on edelleen keskeisin ympäristötekniikan alue suomalaisen kirjolohen tuotannossa.

Kirjolohen tuotannon sosiaalinen kestävyys muotoutuu ennen kaikkea kasvatustoiminnan vaikutuksista saariston käyttömuotoihin, elinkeinoihin ja asutukseen. Kalankasvatuksella on monin paikoin saaristossa tärkeä työllistävä merkitys ja se työllistää välillisesti mm. kalanjalostusta ja kauppaa (ks. luku 5.1). Toisaalta samaan aikaan kalankasvatuksen laajenemisen kanssa vapaa-ajan asuntojen määrä ja veneily ovat voimakkaasti lisääntyneet, mistä on aiheutunut sosiaalisia ristiriitoja. Kalankasvatukseen käytetyt alueet ovat muuttaneet perinteisen saaristomaiseman ns. tuotantomaisemaksi, mikä virkistäytyjien kannalta on ollut kielteinen kehityssuunta. Kalankasvatuksen sosiaalisen kestävyuden parantaminen edellyttääkin saariston eri käyttäjäryhmien keskinäisen luottamuksen lisäämistä. Parhaiten kirjolohen tuotannon sosiaalista kestävyyttä parannetaan säilyttämällä työpaikat syrjäseuduilla, vähentämällä kalankasvatuksen vesistöhaittoja ja ohjaamalla kalankasvatusta parhaiten soveltuville alueille.

Kirjoloheen tuotannon taloudellinen kestävyys Suomessa on viime vuosikymmeninä vaihdellut merkittävästi. Kalankasvatus laajeni voimakkaasti 1980-luvulla, mutta seuraavalla vuosikymmenellä elinkeinon taloudellinen kannattavuus heikkeni selvästi mm. norjalaisen lohen tuonnin aiheuttaman kilpailun vuoksi. Tämä ilmeni mm. liikevaihdon ja myös toimivien yritysten määrän vähenemisenä. Vuosituhannen taitteen jälkeen kalankasvattajat arvioivat taloudellisen kannattavuuden alkaneen jälleen vahvistua (Varjopuro 2000). Alan kannattavuusnäkökulmat voivat muuttua kuitenkin nopeasti. Tulevaisuudessa alan kannattavuuteen vaikuttavat muun muassa laitoskoko, vaihtoehtoiset kalalajit kasvatuksessa ja ravinnepäästöjen rajoittamiskustannukset.

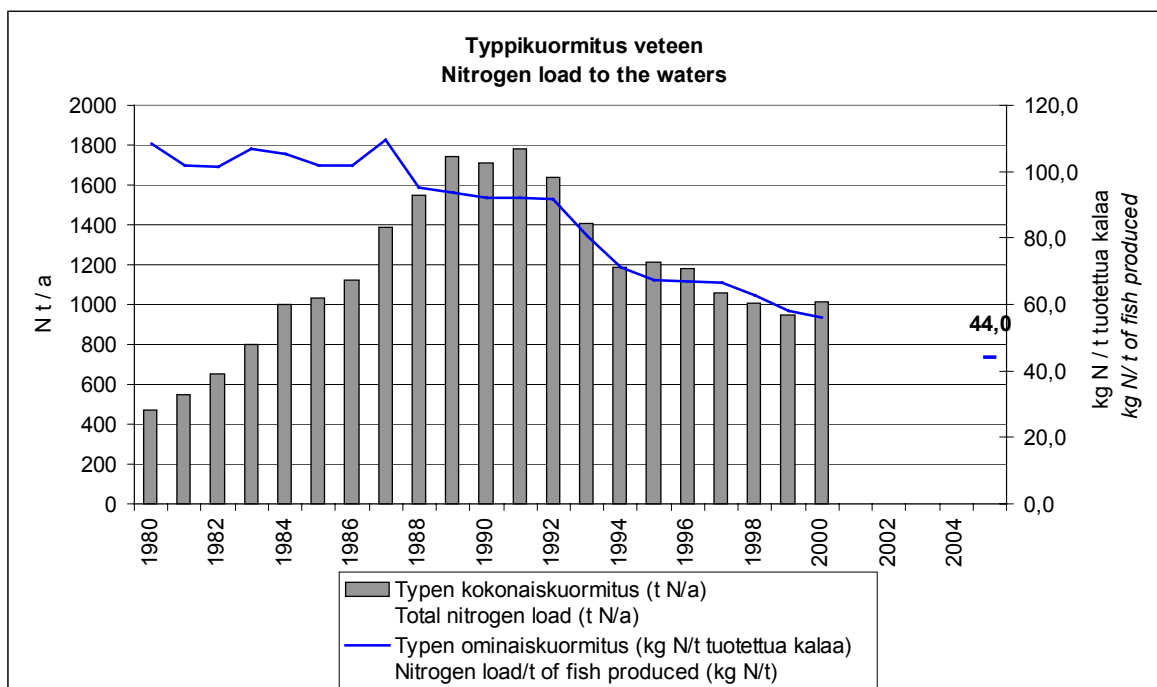
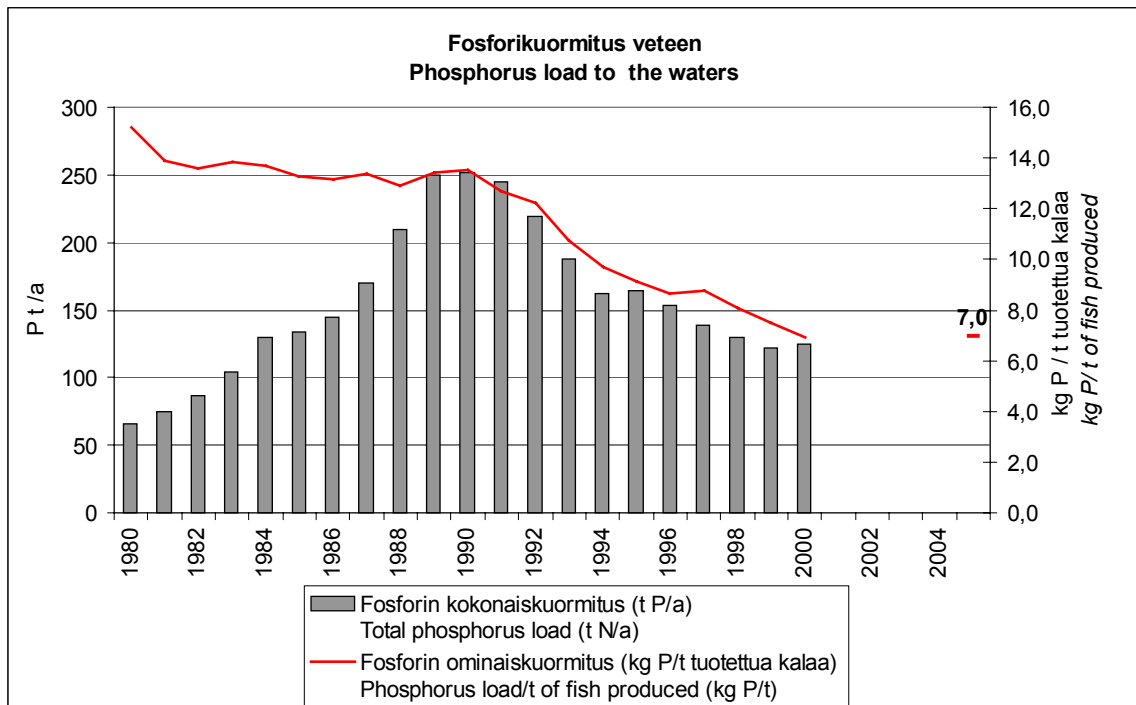
Kirjoloheen kasvattajien tavoitteena on kasvattaa nykyistä noin 16 000 tonnin vuosituotantoa. Muun muassa Itämeren suojeluohjelmassa on esitetty, että vuonna 2005 kirjoloheen tuotanto olisi 24 000 tonnia Suomessa. Tällaisen kehityksen toteutuminen edellyttää yhteiskunnan eri tahoilla tehtäviä päätöksiä, jotka tarvitsevat tuekseen tietoja kirjoloheen tuotannon sosioekonomisista vaikutuksista ja ympäristövaikutuksista. Tämä työ omalta osaltaan vastaa tähän tietotarpeeseen.

7.2 Kalankasvatuksen ravinnepäästöjen vähentämismahdollisuudet

Kirjoloheen inventaarioanalyysissä tarkasteltiin kuutta kalankasvatustapaa, joiden sisäiset ja ulkoiset ravinteiden vähentämismenetelmät poikkesivat toisistaan (luku 4.1.2). Tarkastelussa mukana olleiden menetelmien valossa kalankasvatuslaitosten ominaisfosforikuormitus veteen voidaan parhaimmillaan puolittaa nykytasoon verrattuna. Fosforin ominaisfosforikuormituksella tarkoitetaan suhdelukua, joka saadaan jakamalla fosforin kokonaiskuormitus tuotantomäärällä. Typen osalta ominaiskuormituksen pienentämisessä päästään vertailun mukaan vain 25 %:n vähennykseen nykytasosta. Todettakoon, että kalankasvatuslaitosten keskimääräinen ominaisfosforikuormitus on nykyisin vain puolet vuoden 1980 tasosta. Typen ominaiskuormituksen väheneminen on ollut lähes samaa suuruusluokkaa (kuva 49).

Elinkaariarvioinnin tulosten mukaan myös energian kulutusta lisäävät ulkoiset menetelmät ravinteiden vähentämiseksi ovat ympäristön kannalta jonkin verran parempia kuin vallitsevan käytännön mukainen kasvatusmenetelmä. Soijapitoisuuden lisääminen rehussa vähensi fosforikuormituksen lisäksi typpikuormituksia. Umpikassimenetelmällä saavutettiin taas parhaat tulokset fosforin talteenotossa, mutta typpikuormitukset eivät juurikaan pienentyneet. Tästä on pääteltävissä, että rehun koostumusta muuttamalla pystytään kaikkein parhaiten pienentämään ulkosaaristossa tapahtuvan kirjolohekasvatuksen ympäristövaikutuksia, koska typpi on siellä minimitekijä. Sisämaassa ja sisäsaaristossa minimitekijänä taas on enimmäkseen fosfori. Fosforinkin ominaiskuormitusta on pystytty tehokkaasti laskemaan rehuja kehittämällä, mutta lisäksi umpikassi- ja suppilomenetelmien kehittäminen on sisävesialueella varteen otettava vaihtoehto ympäristövaikutusten pienentämiseksi.

Ongelmana erilaisten sisäisten ja ulkoisten menetelmien käytössä on toiminnan taloudellinen kannattavuus. Ympäristönsuojeluinvestointeja toteuttavienkin kalankasvatamoiden pitäisi pystyä kilpailemaan markkinoista norjalaisen lohen ja kirjoloheen kanssa. Investointeihin on käytettävissä tukea, mutta vallitsevassa kilpailutilanteessa se ei ole riittävää, vaan tuen pitäisi kattaa investoinnit lähes kokonaan. Tämä taas on EU:n rakennetuen sääntöjen vastaista. Tuki ei myöskään koske käyttökustannuksia.



Kuva 49. Kalankasvatuksen fosfori- ja typpekuormitukset veteen vuosina 1980-2000 (Repo ja Hämäläinen 2001). Kuvassa näkyy myös vesiensuojelun tavoiteohjelman mukaiset ominaiskuormituksen tavoitearvot vuodelle 2005.

Fig. 49. Phosphorus and nitrogen emissions into water caused by fish farming in 1980-2000 (Repo ja Hämäläinen 2001). In the figure, the target values of the national programme for the protection of the aquatic environment up to 2005 are shown.

Soijan osuuden lisääminen rehussa on taloudellisessa mielessä perusteltu vesiensuojelutoimenpide. Kustannuksena on mahdollisesti vain hieman kalliimpi rehu. Soijan käyttöön saattaa liittyä kuitenkin joidenkin kuluttajien tuotteen hyväksymiseen liittyviä näkökohtia (geneettisesti muunnellun soijan käyttö ja se, että petokalan ruokinnassa käytetään kasvisperäistä ravintoa).

Rehun ja ruokintamenetelmien parantamisella saadaan aikaan paitsi ravinnepäästöjen vähentämistä, myös kustannussäästöjä. Näin on mahdollista saavuttaa kahdenlaista kilpailuetua: alemmat tuotantokustannukset ja ympäristöystävällisempi tuote.

Tässä tutkimuksessa laskelmissa yhtenä vaihtoehtona käytetyn TTKK:n umpiallaslaitoksen käyttökustannukset olivat vuonna 1999 0,084 €/kg (Jokela 2000). Investointikustannukset ovat kuitenkin suuret: erään laskelman mukaan 1 milj. kg:n umpiallaslaitos vaatisi 4,2 milj. euron suuruiset investoinnit, jolloin kustannusvaikutukset olisivat noin 0,8-1 €/kg kalaa (Tiainen ym. 1996). Tämä on liian paljon suhteessa kirjolohen keskimääräiseen markkinahintaan, jonka kasvattajat saavat myydessään kalaa (13,23 €/kg vuonna 1999 (SVT 2001a)), varsinkin, kun elinkeinon kannattavuus on muutenkin ollut huono viime aikoina. Umpiallasmenetelmän fosforireduktiokapasiteettia suhteessa kustannuksiin tulisi vielä kehittää, jotta menetelmällä olisi realistisia mahdollisuuksia vähentää kirjolohenkasvatuksen ravinnekuormituksia. Umpialtaissa kasvatettu kirjolohi olisi liian kallista voidakseen kilpailla Norjasta tuodun lohen kanssa.

Maalle rakennetut merilaitokset ovat kalliita rakentaa ja myös käyttökustannukset ovat korkeat. Norjassa on arvioitu rakennuskustannuksiksi n. 2 milj. NOK/1 000 m³, eli noin 252 €/m³. Jotta tarvittava kannattavuus saavutettaisiin, tulee laitoksia käyttää intensiivisemmin kuin perinteisiä merilaitoksia, eli tuotanto tulisi olla 50-60 kg/m³ (Tvinneim 1990). Jos veden pumppauksen tarpeeksi oletetaan 10 l/s tuotettua kalatonta kohti, saadaan pumppauskustannuksiksi 0,2 €/kg kolmen metrin nostokorkeudella ilman energiahäviöitä. Jos oletetaan kalatiheydeksi 80 kg/m³ (edellyttää veden lisähapetusta) ja jaetaan 0,25 miljoonan euron investointikustannukset kymmenelle vuodelle, tuotantokustannukset olisivat noin 0,5 €/kg korkeammat. Norjassa 1990-luvulla toimineet kuusi maalle rakennettua merilaitosta eivät osoittautuneet kannattaviksi (SFT 1998), eikä ole syytä olettaa, että kannattavuus Suomessa olisi sen parempi.

Soijapitoiseen rehuun siirtyminen nostaisi myös kustannuksia, Vielma (2000) arvioi kustannuslisäksi 10 % rehukustannuksissa eli noin 0,084 €/kg. Tämä on huomattavasti vähemmän kuin arvioidut kustannukset ulkoisista kalankasvatuksen ravinnekuormituksen vähentämismenetelmistä.

7.3 Kalankasvatuksen sijainninhajauksesta

Kalankasvatustilastosten sijoituskysymys nousee tärkeäksi tekijäksi pohdittaessa kalankasvatuksen ympäristövaikutuksia ja kasvatuksesta aiheutuvia haittoja muille vesistön käyttömuodoille. Niiden vaikutus riippuu suuresti vesistöstä, johon ravinteet päätyvät. Vaikutusten suuruuteen vaikuttavat muun muassa vastaanottavan vesistön virtausolosuhteet, vesitilavuus, veden kerrostumisolosuhteet ja pohjan happitilanne. Sillä on myös merkitystä, toimiiko typpi tai fosfori ravinteiden mininimitekijänä kalankasvatuksen alapuolisessa vesistössä. Sisävesiemme suuret reittivesistöt ovat pääsääntöisesti fosforirajoitteisia (Pietiläinen ja Räike 1999), toisin sanoen levien kasvun kannalta vedessä on ylimäärä tyypeä suhteessa fosforiin. Suomalaiset järvet laskevat kuitenkin lopulta mereen, jolloin tyypeä osa kulkeutuu alueille, joissa se vaikuttaa ympäristön

tilaan. Merialueellamme sekä typpi että fosfori vaikuttavat biomassan kasvuun. Ainoastaan Perämerellä fosfori on selvästi minimiravinne (Tamminen 1990). Yleistäen voidaan sanoa, että sisävesialueella kuormituksen sietokyky on merialuetta heikompi huonompien laimenemisolosuhteiden takia.

Kirjolohen kasvatuksesta tapahtuu noin 80 % merialueella (liite 4). Kalankasvatuksen yleistymistä sisävesialueilla rajoittaa ympäristöohjauksen ohella myös tuotannolliset syyt (kirjolohen katsotaan kasvavan nopeammin ja pienemmillä kustannuksilla merialueella kuin sisävesialueilla). Todettakoon, että ympäristöohjauksella on kasvatustoimintaa ohjattu merialueille: eräitä jokialueita lukuun ottamatta sisävesialueelle ei ole voinut saada lupaa verkkoallaslaitokselle ja uuden ympäristönsuojeluohjeen mukaan (YM 2000) verkkoallaslaitosten perustamista sisävesialueelle on vältettävä.

Tässä työssä käytetty vaikutusarviointimenetelmä suhteuttaa kalankasvatuksen fosfori- ja typpipäästöt valtakunnallisiin päästöihin, eikä ota huomioon paikallisia olosuhteita. Kalankasvatuksen lisäämisestä esimerkiksi sisävesialueilla saattaa siis seurata suurempia näkyviä haittoja kuin mitä laskentamallin perusteella voitaisiin olettaa. Kalankasvatustoiminnan sijoittumista ei siis ole mielekäästä suunnitella pelkästään tämän tutkimuksen tulosten perusteella, vaan aihe vaatii muita selvityksiä, jossa myös muut näkökohdat kuin elinkaariarvioinnissa mukaan tulevat ulottuvuudet otetaan huomioon. Kalankasvatuksen sijainninohjaukseen liittyvät kysymykset ovat alueellisia ja toisaalta tapauskohtaisia eikä niitä voi tarkastella elinkaariarviointi-metodiikalla.

7.4 Tietoperustan kehittäminen

Koska elinkaariarvioinnissa kirjolohen kasvatuslaitosten ravinnekuormitukset veteen osoittautuivat keskeisiksi tekijöiksi kirjolohen tuotannon ympäristövaikutusten kannalta, tulee ravinnekuormituksen arviointiperustaa kehittää. Tämän tutkimuksen kirjolohen kasvatuksen ravinnekuormitustiedoissa on noin 20 %:n virhemarginaali, joka johtuu pääasiassa epävarmuustekijöistä kalankasvatuslaitosten rehun kulutustiedoissa kalan tuotantomäärään nähden. Nykyistä luotettavimmat ravinnekuormitusarviot edellyttävät etenkin rehunkäytön tilastoinnin kehittämistä.

Kalankasvatuksen ravinnepäästöjen merkityksestä eri vesialueiden rehevöitymiseen tarvitaan lisää tietoa (vrt. Pehkuri 1999 ja Varjopuro 2000). Rehevöitymisen ennaltaehkäisyn kannalta on tärkeä tuntea kalankasvatuksen päästöjen vaikutus ravinnesuhteisiin ja se, miten eri ravinteet pääsevät vaikuttamaan levien kasvuun.

Vaikka kalankasvatuslaitosten aiheuttama vesistöjen rehevöityminen on tässä työssä osoittautunut keskeisimmäksi suomalaisen kalankasvatuksen aiheuttamaksi ympäristövaikutukseksi, ei myöskään muiden elinkaarivaiheiden tietopohjan kehittämistä saa unohtaa. Muissa kirjolohenkasvatuksen elinkaaren osissa on kalankasvattamoja vielä suurempia epävarmuustekijöitä, mikä johtuu erilaisista tuotantoprosesseista ja erilaisten energianlähteiden erilaisista ominaiskuormituksista suhteessa energian tuotantoon. Epävarmuuksia saattaa pienentää huomattavasti suunnitteilla oleva kalatalouden yhteispohjoismainen LCA-tietokanta. Tietokannasta olisi mahdollista saada pohjoismaisia keskiarvoja erilaisten kalankasvatuksessa tarvittavien tuotteiden valmistusprosesseista. Näitä ovat mm. kalajauho ja -öljy, erilaiset soijatuotteet sekä rehu. Päästö- ja jätetietojen ohella tietokantojen tulisi sisältää myös muita keskeisiä vaikutusluokkatietoja, esimerkiksi rehukalan kalastuksen vaikutuksista meren pohjan eliöstöön. Suomalaisen kalankasvatuksen olisi mahdollista näin omalta osaltaan

varmistaa, että sen käyttämien rehujen raaka-aineet on tuotettu ekologisesti kestäväällä tavalla.

7.5 Kestävän kehityksen näkökohtia

Kirjolohen tuotannon kestäväan kehitykseen kuuluvien taloudellisten ja sosiaalisten ulottuvuuksien kehityksen ohjaus ja niihin vaikuttaminen ovat käytännössä jääneet toissijaiseksi kalankasvatuksen ympäristöohjaukseen verrattuna. Ongelmana näyttäisi olevan kokonaisarvioinnin ja strategian selkiintymättömyys. Ei ole riittävää yksimielisyyttä ympäristö-, kalatalous- ja aluepoliittisten intressien välillä. Näyttäisi siltä, että puuttuu yhteisymmärrystä siitä, mihin suomalaisen kirjolohen tuotannon halutaan kehittyvän ja miten kehitys sovitetaan kestäväksi.

Suomalaisen kalankasvatuksen strategiaa on jossain määrin hahmotettu EU:n kalatalouden rakenneohjelmassa, joka on tehty ns. KOR-tuen pohjaksi. Vesiensuojelupuolella toisaalta on kansallinen vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 2005. Kummassakin ohjelmassa kestävä kehitys mainitaan tavoitteena, mutta kalankasvatusta koskien sitä ei ole pystytty tarkemmin hahmottamaan.

Tämä työn eräs tulos on se, että käytettävissä olevan aineiston ja metodologisen osaamisen perusteella ei voida sanoa, että kotimainen kirjolohi olisi epäekologisempaa ravintoa kuin kotimainen sian- ja naudanliha tai päiväastoin. Käytännössä tämä merkitsee sitä, että ilman parempaa tietopohjaa kirjolohen, sian ja lihanaudan tulisi olla lähtökohdiltaan samanlaisessa asemassa pyrittäessä kohti ekologisesti kestävämpää ruoantuotantoa.

Kestävän kehityksen mukaiseen ruoan tuotantoon liittyy ekologisen ulottuvuuden lisäksi sosiaaliset ja taloudelliset vaikutukset, joiden osalta tämä työ on myös tuottanut uutta tietoa lähinnä kirjolohen ja norjalaisen lohen tuotannosta Suomen kansantalouden näkökulmasta. Sosiaaliseen ja taloudelliseen kestävyys kuuluu myös paikallinen ja yritystaloudellinen näkökulma, johon tämä työ ei ole pureutunut. Toisaalta tässä työssä esitetyt kirjolohen kasvatuksen ravinnepäästöjen vähentämismenetelmien kustannustehokkuustiedot antavat käsityksen yrityksiltä vaadittavista tehokkuuslisäyksistä, jos kokonaiskuormitusta pyritään vähentämään samanaikaisesti tuotannon lisääntyessä.

Ilman yritystaloudellista kestävyttä ei voida saavuttaa niitä sosiaalisia hyötyjä, jotka liittyvät kalankasvatukseen. Toisaalta kalankasvatuksen sosioekonomisten hyötyjen kääntöpuolena ovat toimintaan liittyvät sosiaaliset haitat, joiden arviointi on aina tapauskohtaista eikä tämä työ anna tälle arviointityölle aineistoa.

Taloudellisesti kilpailukykyisempi kalankasvatus, jossa pystyttäisiin käyttämään tehokkaita ravinnepäästöjen vähentämismenetelmiä, edellyttäisi Suomessa laitos- ja yrityskoon huomattavaa kasvua. Suuret yksittäiset laitokset olisivat tuskin mahdollisia muualla kuin merialueen ulkosaariston virtaus- ja laimentumisoloiltaan parhailla paikoilla. Tämä kehityssuunta on toisaalta ristiriidassa sosiaalisen kestävyuden kanssa: suuret merilaitokset johtavat väistämättä työllistävyyden alenemiseen ja työpaikkojen menettämiseen alueilla, joilla korvaavia työpaikkoja on erittäin vähän tai ei lainkaan saatavilla. Laitosmäärän vähentäminen saattaisi toisaalta kuitenkin vähentää konflikteja kesämökkiläisten ym. vaikuttajaryhmien kanssa esim. Saaristomerellä.

Luvussa 6 esitettyjen sosioekonomisten tunnuslukujen laskennan taustalla on oletus, että suomalaisen kirjolohen tuotannon yritysmaat ja muut rakenteet säilyvät nykyisen

kaltaisina tuotannon lisääntyessä. Todellisuudessa laitokseen kasvamisen myötä tuoteyksikköä kohti lasketut tunnusluvut muuttuvat. Tämän takia kehityssuunnitelmien, jossa kotimaisen tuotannon oletetaan kasvavan noin 24 000 tonniin, tulokset hahmottelevat vain muutoksesta aiheutuvia suuruusluokkia sosioekonomisissa vaikutuksissa. Sama koskee kehityssuunnitelmia, jossa norjalainen tuontilohi korvaa Suomessa kasvatetun kirjolohen.

Työn tuloksia voidaan hyödyntää tulevaisuudessa laadittaessa suomalaisen kirjolohen tuotannon kehittämisstrategiaa tai kestävä kehityksen strategiaa. Kestävä kehityksen strategia edellyttää kalatalous- ja ympäristöviranomaisten, ympäristölupaviranomaisten ja elinkeinon yhteistä työtä, jossa tulisi määritellä selkeästi kestävä kehityksen kriteerit kirjolohen tuotannolle. Suomalaisen kirjolohen tuotannon kehittämisen strategiaa tulisi tarkastella paitsi kansallisesta myös kansainvälisestä näkökulmasta.

8 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Työssä on luotu uudenlaista aineistoa suomalaisen kirjolohen tuotannon ympäristöä muuttavista tekijöistä ja ympäristövaikutuksista. Lähtökohtana on ollut elinkaari-arviointi, jossa kirjolohen tuotantoa on tarkasteltu raaka-aineiden hankinnasta peratun kalan toimittamiseen kauppaan tai jatkojalostukseen. Työssä on arvioitu teknisesti erilaisten kirjolohen tuotantotapojen elinkaariset ympäristövaikutukset sekä kalankasvatuksen ravinnepäästöjen vähentämismahdollisuuksia. Kirjolohen ympäristövaikutuksia on verrattu Norjassa kasvatetun lohen, kotimaisen silakan sekä sian- ja naudanlihan ympäristövaikutuksiin, jotta kirjolohiravinnon ympäristörasittavuudesta saataisiin nykyistä parempi kokonaiskuva. Työssä on myös tarkasteltu ympäristövaikutusten rinnalla sosioekonomisia tietoja liha- ja kalatuotteiden tuotannosta, jotta kirjolohen kehittämisen sosioekonomiset ulottuvuudet voitaisiin ottaa huomioon kehitettäessä kirjolohen tuotantoa ekologisesti kestävämpään suuntaan.

Kirjolohen tuotannosta aiheutuvat ilmapäästöt johtuvat suurimmaksi osaksi rehun raaka-aineiden tuotannosta ja varsinaisesta rehun valmistuksesta. Ilmakehään pääsevien päästöjen osalta kasvatustoiminnalla, kun kyseessä on tyypillinen suomalainen kasvatusmenetelmä, ei ole suurta merkitystä. Sitä vastoin vesiin pääsevien typen ja fosforin kohdalla tilanne on toinen. Kasvatustoiminta aiheuttaa ylivoimaisesti suurimman osan koko tuotantoprosessin kaikista typpi- ja fosforipäästöistä. Selitys rehevöittävien päästöjen hallitsevalle asemalle kirjolohen ympäristövaikutusprofiilissa löytyy siitä, että koko Suomen tasolla kalankasvatus aiheuttaa merkittäviä päästömääriä vain rehevöitymisen osalta. Muiden päästöhaittojen aiheuttajana kirjolohen tuotannolla on vähäinen merkitys.

Norjassa kasvatetun lohen osalta päästöjä muodostuu suunnilleen samalla tavalla kuin kotimaisen kalankasvatuksen kohdalla. Norjalaisen lohen pitkä kuljetusmatka Suomeen ei ole tutkimustulosten mukaan merkittävä tekijä ympäristön kannalta, sillä rehun raaka-aineiden hankintojen ja valmistuksen ilmapäästöt muodostavat suurimman osan norjalaisen lohen tuotannon ilmapäästöistä. Suomalaisen kirjolohen tuotannossa tämä kalan kuljetukseen liittyvä ympäristöetu menetetään käytännössä siinä, että pääosa rehuraaka-aineista tuodaan ulkomailta Suomeen rehun valmistusta varten. Näiden raaka-aineiden lähteet ovat lähempänä Norjaa kuin Suomea.

Norjassa kasvatetun lohen ympäristövaikutustarkastelussa veteen joutuvilla typpi- ja fosforipäästöillä ei ole samanlaista vaikutusta kuin jos päästö tapahtuisi Itämerellä. Rehevöitymisen kannalta norjalainen lohenkasvatus on näin vähemmän ympäristöä rasittavaa kuin kotimainen kasvatus. Kokonaisarviointia vaikeuttaa kuitenkin se, että Norjassa kalankasvatuksen haitat ilmenevät eri tavalla kuin Suomessa. Erityisesti merilohen kasvatuksessa esiintyvät loiset (esim. lohitäi) ja kasvatuslohien karkaamiset, mistä seuraa geneettistä uhkaa luonnon lohikannalle, koetaan ongelmiksi Norjassa. Vastaavia haittoja ei esiinny suomalaisen kirjolohen kasvatuksen yhteydessä.

Sian- ja naudanlihan tuotannon päästöistä rehevöittävät osat nousevat ympäristön kannalta myös merkittävimmiksi tekijöiksi. Typpi- ja fosforipäästöt syntyvät enimmäkseen rehu- ja naudanlihan tuotannossa syntyvillä metaani- ja ammoniakkipäästöillä on myös merkittävä rooli päästöistä aiheutuvissa kokonaisvaikutuksissa.

Kun tarkastellaan eri vaikutusluokkien eli ilmastonmuutosta, happamoitumista, alailmakehän otsonin muodostumista ja rehevöitymistä aiheuttavien päästöjen kokonaisvaikutuksia ympäristöön, sianlihana tuotettu proteiini ja energia aiheuttaa

hieman pienemmän haittavaikutuksen ympäristössä kuin kirjolohen lihan tai naudanlihan proteiini- ja energiamäärä. Kala- ja lihatuotteiden välistä ympäristövaikutusten kokonaisarviointia ei ollut kuitenkaan mahdollista tehdä tässä työssä yksiselitteisesti, sillä mainittujen päästöhaittojen lisäksi kirjolohen lihan sekä sian- ja naudanlihan tuottamiseen liittyy lukuisia vaikutuksia, joiden arviointiin ei ole olemassa tieteellisesti perusteltuja arviointimenetelmiä. Vertailun tekemistä hankaloittaa etenkin se, että kala- lihatuotteiden tuotannon vaikutukset painottuvat erilaisiin ympäristöelementteihin: kalankasvatuksen vaikutukset kohdistuvat vesiekosysteemeihin ja lihankasvatuksen ennen kaikkea maaekosysteemeihin. Lisäksi lihantuotanto kytkeytyy voimakkaasti rehupellon käyttöön, mihin liittyy sekä positiivisia että negatiivisia vaikutuksia.

Työssä on elinkaari-metodologiaan perustuen tuotu esiin erilaisten ruokatuotteiden välisten ympäristövaikutusvertailujen teoreettiset vaikeudet. Periaatteessa elintarviketuotteiden välinen vertailu on mielekästä vain, jos eri tuotteet ovat ravitsemuksellisilta ominaisuuksiltaan samanlaisia. Kala- ja lihatuotteet eivät ole ravitsemuksellisessa mielessä kuluttajille samanarvoisia tuotteita, minkä takia vertailu pitäisi tehdä aina jotakin määrättyä ravitsemuksellista ominaisuutta tai ominaisuusjoukkoa vasten. Tässä työssä tarkasteltavat ominaisuudet ovat olleet vain energia ja proteiini, mutta käytettyä tarkastelutapaa voidaan soveltaa myös muiden ravitsemuksellisten ominaisuuksien väliseen vertailuun.

Silakan osalta ympäristövaikutusvertailun tulokset ovat selkeät kirjolohkeen, Norjassa kasvatettuun loheen sekä sian- ja naudanlihaan nähden. Silakan kalastuksen seurauksena ravinteita poistuu Itämerestä. Ympäristövaikutustarkastelussa silakan kalastus tuottaakin tästä syystä ympäristöhyötyjä ja se on siis tarkasteltavista ruokatuotteista ekologiselta kannalta paras. Samaa koskee muita luonnonkaloja, mikäli niiden kantojen tuotantokykyä ei kalastuksessa ylitetä eikä niiden kalastuksesta aiheudu haittaa vesiympäristölle.

Mikäli norjalaisen lohen tuonti korvaisi kotimaisen kalankasvatuksen kokonaan, Suomen ravinnepäästöjä voitaisiin kokonaisuudessaan vähentää noin 2 %:lla. Tämän päästövähennyksen hintana olisi kuitenkin noin 1000 henkilön työpaikkojen menetys lähinnä pienissä saariston ja haja-asutusalueen kunnissa sekä noin 38 miljoonan euron lisärahoitusta Norjaan päin. Lisäksi suomalaisen kirjolohen korvautuminen tuontilohella siirtäisi kotimaan ympäristöhaittoja jonkin verran Norjan vuonoihin.

Kirjolohen tuotannon aiheuttamien kokonaistuotantovaikutusten on arvioitu olleen Suomessa vuonna 1999 noin 131 miljoonaa euroa. Toiminnan tulovaikutukset ilman tuontituotteiden käyttöä Suomen kansantaloudessa olivat arviolta 74 miljoonaa euroa ja työllisyysvaikutukset 1 821 henkilötyövuotta. Tuotettua miljoonaa kirjolohikiloa kohti tuotantovaikutukset olivat 8,6 milj. €, tulovaikutukset 4,9 milj. € ja työllisyysvaikutukset 119 htv. Vastaavat Norjasta tuodun merilohen vaikutukset Suomen kansantaloudessa miljoonaa lohikiloa kohti arvioitiin olevan 3,7 milj. €, 2,4 milj. € ja 53 htv. Lisäksi vuonna 1999 Norjan lohen käytön (8 milj. kg) seurauksena tuontipanoksia käytettiin 23,7 miljoonan euron edestä (3 milj. €/milj. kg tuotua lohta), kun se kotimaisen kirjolohen tuotannon (15,3 milj. kg kirjolohta) osalta oli vain 7,9 milj. € (0,52 milj. €/milj. kg tuotettua kirjolohta).

Työssä ei ollut mahdollista tuottaa vastaavia sosioekonomisia tunnuslukuja silakan pyynnille eikä naudan- ja sianlihan tuotannolle. Kuitenkin on selvää, että silakan pyynnin tuotanto-jalostus-myyntiketjun taloudellinen arvo on suuruusluokaltaan huomattavasti pienempi kuin kirjolohen tuotannon. Silakan pyynnin yhteiskunnalliset

hyödyt tulevatkin siinä, että kuluttajat saavat käyttöönsä edullista ravintoa ja tämän ravinnon tuotanto aiheuttaa pikemminkin ympäristöhyötyjä kuin -haittoja verrattuna kirjolohen tuotantoon. Toisaalta silakan käyttöä ihmisravinnoksi rajoittaa silakan korkeat dioksiinipitoisuudet. Sama koskee Itämeren lohta. Muusta luonnonkalasta ei näytä myöskään olevan kirjolohen korvaajaksi pienten saalismäärien takia, mutta toisaalta luonnonkalan pyynnin kehittämistä ei pidä unohtaa pyrittäessä lisäämään kotimaisen kalaravinnon käyttöä.

Sian- ja naudanlihan tuotannon osalta vertailukelpoisten sosioekonomisten tunnuslukujen tuottaminen kirjoloheen nähden on erittäin hankalaa maatalouden saaman tuen takia. Kalankasvatus ei saa suoria tuotantotukia. Vaikutusarviointimallin, joka kattoi vain osan tuotteiden vaikutuksista, tuottamat haittapisteet osoittivat kuitenkin sen, että naudan- ja sianlihan tuotannon ympäristövaikutukset ovat Suomessa kokonaisuudessaan moninkertaiset kalankasvatuksen aiheuttamiin vaikutuksiin verrattuna. Vertailukelpoisten kokonaisympäristövaikutusarvioiden ja taloudellisten tunnuslukujen puuttuminen merkitsi kuitenkin sitä, ettei tämä työ anna perusteita asettaa kirjolohen, sian- ja naudanlihan tuotantoa keskinäiseen paremmuusjärjestykseen ekotehokkuuden näkökulmasta.

Kun pyritään kehittämään kirjolohen tuotannon ekologista ja sosiaalista kestävyyttä, kuormituksen vähentämistoimenpiteet kalankasvatustaloksella ovat avainasemassa. Kalankasvatuksen ympäristökuormituksia voidaan vähentää etenkin ottamalla käyttöön uudentyyppisiä, entistä vähemmän ympäristöä kuormittavia rehuja. Rehun koostumusta ja ruokintamenetelmiä kehittämällä voidaan vaikuttaa sekä ravinnepäästöihin että orgaanisen aineksen kuormitukseen. Soijapitoisen, tai muulla vastaavalla tavalla muutetun, rehun käytöllä voidaan lähes puolittaa veteen menevät typpi- ja fosforipäästöt nykytasosta. Soijapitoisen rehun käyttö merkitsee noin 0,084 € lisäkustannuksia kalakiloa kohti tuottajahinnan ollessa noin 3,2 € vuonna 1999. Sen sijaan teknisillä päästöjen vähentämistekniikoilla kustannukset ovat 1-3 euroa kalakiloa kohti. Lisäksi nämä toimenpiteet kohdistuvat selvemmin vain fosforipäästöihin ja soveltuvat parhaiten sisävesikasvatukseen.

Hankkeen aikana on tullut esille useita jatkotutkimustarpeita. Olisi selvitettävä, onko sellaisia sisävesialueita olemassa, joilla kalankasvatusta voitaisiin lisätä, ja onko ylipäätään mielekästä suunnata kalankasvatustoimintaa sisävesialueille. Lisätutkimuksia tarvitaan myös kustannustehokkaiden ympäristökuormitusta vähentävien kasvatusten menetelmien kehittämiseksi. Vaikka kalankasvatustalosten aiheuttama vesistöjen rehevöityminen on tässä työssä osoittautunut keskeisimmäksi suomalaisen kalankasvatuksen aiheuttamaksi ympäristövaikutukseksi, muiden elinkaarivaiheiden tietopohjan kehittämistä ei saa unohtaa. Päästö- ja jätetietojen ohella elinkeinoalan ympäristötietoja koskevan tiedonkeruun tulisi kattaa myös muita keskeisiä vaikutusluokkatietoja, esimerkiksi rehukalan kalastuksen vaikutuksista meren pohjan eliöstöön. Suomalaisen kalankasvatuksen olisi mahdollista näin omalta osaltaan varmistaa, että sen käyttämien rehujen raaka-aineet on tuotettu ekologisesti kestäväällä tavalla.

Ympäristövaikutusten arviointimenetelmää olisi kehitettävä, jotta se pystyisi käsittelemään myös sellaisia vaikutusluokkia, joita se ei tällä hetkellä huomioi. Lisäksi menetelmää olisi kehitettävä siten, että sen avulla voitaisiin käsitellä ympäristövaikutuksia, jotka tapahtuvat muualla kuin Suomessa, ja toisaalta siten, että voitaisiin paremmin arvioida vaikutuksia aluetasolla myös kotimaassa tapahtuvien päästöjen osalta.

Yhtenä jatkoselvityksen aiheena voisi myös olla se, miten optimoidaan kansallisesti ja kansainvälisesti toimiva kestävä kehityksen strategia suomalaiselle kalankasvatukselle. Tällaista varten tarvittaisiin kansallinen yhteistyö- ja tutkimusprojekti. Kansainvälisesti olisi myös tarvetta selvittää, missä Euroopan markkinoiden tarvitsemaa kalaa voitaisiin tuottaa taloudellisesti edullisimmin ja pienimmillä ympäristövaikutuksilla, miten tuotantoa voitaisiin ohjata ja miten tuotannon toteuttamisen erilaiset vaihtoehdot vaikuttaisivat eurooppalaiseen aluepolitiikkaan.

Tässä tutkimuksessa käytetyt tiedot tulevat tarkentumaan ajan myötä. Lisäksi kalankasvatuksen ominaiskuormitus tulee pienentymään edelleen rehujen kehittyessä. Ravinteiden käyttökelpoisuudesta leville saatetaan saada uusia tutkimustuloksia, lisäksi jatkotutkimukset kalankasvatuksen ympäristötekijöistä sisävesillä ja merialueilla saattavat muuttaa lopputulosta. Lisäksi täysin yllättäviä asioita, jotka muuttavat oleellisesti tutkimuksen lopputulosta saattaa ilmetä. Muun muassa tämän tutkimuksen kestäessä kalankasvatuksen ominaiskuormitus on alentunut ja norjalaisen tuonti on jatkuvasti noussut. Vaihtoehtoisista tutkituista elintarvikkeista lihantuotteiden tuotantoa haittaa BSE-tauti ja silakan dioksiinipitoisuudet ovat olleet esillä. Lisäksi ympäristön tilan muutoksien myötä vaikutusarvioinnin perusteet saattavat muuttua, mikä voi muuttaa tutkimuksen lopputuloksia. Muun muassa kalankasvatuksen tautiriskit ovat kasvaneet Itämeren alueella, samoin levämyrkytysriskit, ja myös hylkeiden aiheuttamat vahingot ovat lisääntyneet.

Tämän tyyppisissä tutkimuksissa, joissa verrataan erilaisten tuotteiden valmistamisen ympäristövaikutuksia keskenään, tulisi ottaa huomioon myös muita tuotannosta aiheutuvia vaikutuksia. Varsinkin sosioekonomisten vaikutusten arviointiin tarvitaan uudenlaista tietopohjaa ja osaamista, jotta erilaisten tuotantotoimintojen (esim. kirjolohen kasvatus ja sianlihan tuotanto) kokonaisyötyjä ja -haittoja voitaisiin luotettavasti vertailla keskenään. Tällaisissa tarkasteluissa tulisi ottaa myös huomioon erilaisten tukien merkitys lopputulokseen.

SUMMARY AND CONCLUSIONS

In this study, new knowledge concerning environmental pressures and impacts caused by the production of rainbow trout in Finland was generated. Methodologically the work is based on life cycle assessment beginning from the extraction of raw materials and ending with the delivery of gutted fish to retailers or to further processing. The assessment includes the life cycle impacts of technically different production methods as well as emission reduction methods. Environmental impacts of cultivated rainbow trout are compared with the impacts of Norwegian cultivated salmon, Baltic herring caught in Finland, as well as with those of pig and cattle meat production in order to develop a more comprehensive view of the environmental pressures caused by rainbow trout as food. Moreover the study includes socio-economic data on the production of meat and fish products in order to take into account the socio-economic aspects involved in the development of rainbow trout production towards a greater degree of overall ecological sustainability.

Atmospheric emissions have only a minor contribution to the total environmental impacts caused by the production of Finnish rainbow trout. The environmental impact assessment of rainbow trout revealed that phosphorus and nitrogen emissions into waters are the most significant emissions from the point of view of environmental impacts. The cultivation stage causes by far the most of the total phosphorus and nitrogen emissions originating from the whole product chain. In Finland, the production of rainbow trout is responsible for a major part of eutrophying emissions, whereas for the emissions of the other impact categories (e.g. climate change, acidification) the importance of rainbow trout production is much lower. This is the main reason why nutrient emissions from the cultivation stage are dominant in the results of the impact assessment.

No significant differences between the emissions caused by the production of Norwegian cultivated salmon and Finnish rainbow trout were found. On the basis of the results, the fact that the Norwegian salmon is transported over long distances to the Finnish market is not environmentally an important factor. Most of the atmospheric emissions caused by the whole product chain of the Norwegian cultivated salmon originate from the atmospheric emissions released from the production of feed raw materials and from the manufacturing of feed. The environmental benefit of the Finnish rainbow trout arising from less transportation of the fish is almost nullified by the fact that most of the raw materials for manufacturing of the feed are imported to Finland over long distances. The sources of these raw materials are closer to Norway than to Finland.

Nitrogen and phosphorus emissions into waters arising from the cultivation of Norwegian salmon do not have such a great environmental impact as those released to the Baltic Sea. Consequently the Norwegian salmon causes less pressure on eutrophication than the Finnish rainbow trout. However, the overall environmental assessment is difficult because the harmful environmental impacts of Norwegian salmon farming are expressed in different ways than those of the farming of Finnish rainbow trout. Particularly salmon lice and escaping cultivated salmon, giving rise to a genetic threat to the natural salmon populations, are regarded as major problems in Norway. On the other hand similar problems do not exist in connection with the cultivation of Finnish rainbow trout.

When comparing the emissions originating from pig and cattle meat production, eutrophying discharges appear to be environmentally the most significant emissions. Nitrogen and phosphorus emissions are principally caused by feed production. Atmospheric methane and ammonium emissions also play a significant role in the overall environmental impacts.

The production of protein and energy in the form of rainbow trout appears to cause, by order of magnitude, a level of overall environmental impacts - climate change, acidification, tropospheric ozone formation, eutrophication - similar to that resulting from the production of protein and energy in the form of cattle meat. On the other hand, the impacts of rainbow trout are greater than impacts resulting from the production of protein and energy in the form of pig meat. However, it was not possible to make comparisons between the total impacts of the fish and meat products conclusively in this work, since there are several impacts of which the evaluation still lacks adequate, scientifically well founded assessment methods. What makes the comparison particularly difficult is the fact that the environmental impacts focus on different environmental media: fish farming affects aquatic ecosystems, whereas pig and cattle meat production have impacts particularly on terrestrial ecosystems. Furthermore, the production of pig and cattle meat is strongly linked with the cultivation of fodder crops, which has both positive and negative effects.

In this study, based on the life cycle assessment methodology, the theoretical dilemmas encountered in making comparisons of environmental impacts between different types of food products have been highlighted. In principle, the comparison between different types of food products is reasonable only if the nutritional properties of the products are similar. Nutritionally different meat products do not offer the same value for the consumers. Consequently the comparison should be based on a certain nutritional property or group of properties. In this work only energy and protein were chosen for nutritional properties, but this approach could also be applied to make comparisons between other nutritional properties.

The impact assessment results of Baltic herring are clear compared to rainbow trout, Norwegian cultivated salmon and both pig and cattle meat. The nutrients in Baltic Sea decrease due to the fishing of Baltic herring. Thus, the fishing of Baltic herring is beneficial to the environment. In conclusion, the meat of Baltic herring is the best meat product from the point of view of ecological effects. The same applies to other natural fishes if the populations are fished in a sustainable way.

If the import of Norwegian cultivated salmon replaces domestic rainbow trout production, the eutrophying nutrient load into water caused by Finland will be reduced by approximately 2 percent. However, this will lead to a situation in which ca. 1000 workplaces are lost mainly in remote areas and an additional 38 million Euro will be needed to pay for the salmon imported from Norway. In addition, the replacement transfers some environmental effects from Finland to the fjords of Norway.

The total value of Finnish rainbow trout production was estimated to be ca. 131 million € in 1999. The income effects on the Finnish economy without imported goods were 74 million € and the effect on employment was 1 821 person work years. The value of production was 8.6 million € per million kg rainbow trout produced, income effects were 4.9 million € per million kg and effects on employment were 119 person work years per million kg. From the point of view of the Finnish economy, the corresponding values caused by one million kg Norwegian cultivated salmon were estimated to be 3.7 million

€, 2.4 million € and 53 person work years. In addition, in 1999 the inputs of import of the cultivated Norwegian salmon (8 million kg) were 23.7 million € (3 million € / million kg salmon produced), whereas the inputs of import of the domestic rainbow trout production (15.3 million kg) only were 7,9 million € (0,5 million €/million kg rainbow trout produced).

In the study, it was not possible to produce the above-mentioned socio-economic values for the fishing of Baltic herring and the productions of the pig and cattle meat. However, it is clear that the economic value of the production of the Baltic herring meat, including the manufacturing, processing and salaries is considerably lower than the corresponding value of rainbow trout production. The social benefits of the production of Baltic herring are particularly related to low prices of food for the consumers and to the smaller environmental effects compared with rainbow trout production. On the other hand, the use of Baltic herring as food is restricted due to the high dioxin contents of fishes. The same concerns salmon living in the Baltic Sea. Other natural fish species cannot replace rainbow trout because of the small catches. Despite this the development of fishing for natural fishes should not be forgotten as a means of increasing the use of fish as food in Finland.

In the study, there were difficulties to produce the comparative socio-economic values for the productions of pig and cattle meat due to the subsidisation of agriculture. Fish farming is not subsidised. The impact values calculated by the environmental impact assessment model showed that the production of pig and cattle meats cause much greater environmental effects than the production of rainbow trout in Finland. However, the quantitative assessment did not cover all environmental impacts. Thus, according to the results of this study it is not possible to prioritise the meats of rainbow trout, pig and cattle from the point of view of eco-efficiency.

The reduction of nutrient emissions from fish cultivation is the key factor in developing the ecological and social sustainability of rainbow trout production. By using new, environmentally friendly feeds it is possible to reduce the environmental impact of fish farming. The increased feed efficiency reduces nutrient as well as organic loads. By using a feed containing soya protein, or other similar alternative protein sources, it is possible to decrease the nitrogen and phosphorus load to one half of the current level. The use of the soya-feed means about 8 cents (0.084 €) additional cost per kg fish produced. This is reasonable compared to the fish farmers' price (3.2 € in 1999), whereas the technical measures to reduce emissions from fish farms technical measures are causing higher costs – up to 1-3 € per kg fish produced. In addition, these measures are significantly reducing the phosphorus load but only have a minor effect on nitrogen. For this reason, the measures are more suitable for inland water areas because phosphorus is main limiting nutrient in inland waters of Finland.

Various needs for further research were identified during this work. Finnish inland waters should be monitored in order to obtain information about opportunities to increase fish farming from the point of view of environmental effects. Although aquatic eutrophication caused by the fish farms was found to be the most important environmental issue in the whole product chain, further development of the database for analysing the other parts of the product system as well should not be forgotten. The data on emissions and wastes are not sufficient. The data should also include other important environmental issues such as effects of the fishing of feed fishes on the sea bottom fauna. In this way Finnish fish farming could ensure that the raw materials of feeds used are produced in an ecologically sustainable manner.

The impact assessment method should be developed for assessing new impact categories. In addition, there is a need for R&D work in the field of country-specific impact assessment. Furthermore, the method should be capable of assessing regional effects due to domestic emissions.

One subject for further research could be how to create a national strategy for the sustainable development of Finnish aquaculture. This would require a national cooperation and research project. In addition, there is a need for an international study to analyse where fish for the European market should be produced with lowest economical costs and with the lowest environmental impacts, how the fish productions can be controlled and how the production alternatives affect European regional policy.

The uncertainty of the data gathered during this study will be decreased in the future. The nutrient load per kg fish produced in farms will decrease further with developing feeds. New results on the bioavailability of the nutrients for algae as well as investigations into the environmental impacts of aquaculture in marine and inland waters may change the results of this study. Totally surprising new facts affecting the results may also appear. During this study the import of Norwegian cultivated salmon to Finland has been increasing and the nutrient load per kg fish produced from Finnish farms has been decreasing. Considering the other products studied, the cattle meat has suffered from the BSE-scare and Baltic herring is being debated because of its dioxin content. In addition, future changes in the status of the Finnish environment may change the basis of the impact assessment applied in this study and lead to different interpretations of the results. Among other things the disease risks of fish farming in the Baltic Sea have increased as well as the risks of poisonous algae and damage caused by seals has increased.

In studies such as this in which environmental impacts from different types of products are compared, other types of impacts should also be taken into account. In particular, new kinds know-how and data for assessing socio-economic effects are needed in order to compare the total benefits and disadvantages of different product systems. An important developing issue is how different subsidies should be taken into account in the assessments.

KESKEISET KÄSITTEET

Allokointi; kohdentaminen, *allocation*: Prosessin syöte- ja tuotosvirtojen jakaminen tutkittavaan tuotejärjestelmään.

Antifouling-materiaali, *anti-fouling material*: Materiaali, jota käytetään verkkokassimateriaalin levääntymisen ehkäisemiseen.

Elinkaari, *life cycle*: Tuotejärjestelmän peräkkäiset tai vuorovaikutteiset vaiheet raaka-aineiden hankinnasta tai luonnonvarojen tuottamisesta loppukäsittelyyn.

Elinkaariarviointi, *life cycle assessment*: Tuotejärjestelmän elinkaaren aikaisten syötteiden ja tuotosten sekä potentiaalisten ympäristövaikutusten koostaminen ja arviointi.

Herkkyysanalyysi, *sensitivity analysis*: Järjestelmällinen menettely, jolla arvioidaan valittujen menetelmien ja lähtötietojen vaikutuksia selvitysten tuloksiin.

Järjestelmän rajat, *system boundaries*: Tuotejärjestelmän rajapinta ympäristöön tai toiseen tuotejärjestelmään.

Jäte, *waste*: Tuotejärjestelmän mikä tahansa tuotos, joka menee loppukäsittelyyn.

Rehukerroin, *feed coefficient factor*: Kulunut rehun määrä suhteessa kalojen lisäkasvuun.

Syöte, *input*: Yksikköprosessiin tuleva materiaali tai energia.

Toiminnallinen yksikkö, toiminnallinen tuoteyksikkö, *functional unit*: Tuotejärjestelmän määrällinen suorituskyky, jota käytetään referenssiyksikkönä elinkaariarviointiselvityksessä.

Tuotannon oma arvo, *value of production*: tarkasteltava tuotanto (euroissa), jonka tuottamisen synnyttämiä vaikutuksia arvioidaan.

Tuotejärjestelmä, *product system*: Sarja materiaali- ja energiavirtojen yhdistämiä yksikköprosesseja, jotka toteuttavat yhden tai useampia määriteltyjä toimintoja.

Tuotos, *output*. Yksikköprosessista poistuva materiaali ja energia.

Välillinen vaikutus, *indirect effect* tarkasteltavan tuotannon tarvitsemien panosten tuottamisen (tuotannon lisäysten) aikaan saamat kerrannaisvaikutukset.

Välitön vaikutus, *direct effect*: tarkasteltavan tuotannon tarvitsemat panokset eri toimialoilta (panoskertoimet).

Yksikköprosessi, *unit process*: Tuotejärjestelmän pienin osa, josta kerätään tietoa elinkaariarviointia suoritettaessa.

KIRJALLISUUS

- Aalvik A. 1999. Key figures from Norwegian aquaculture industry. Directorate of fisheries. Department of Aquaculture.
- Aalvik B. 2000. Key figures from Norwegian aquaculture industry 1999. Directorate of fisheries. Department of Aquaculture.
- Aarefjord H. 2000. SFT. Kirjallinen tiedonanto 21.6.2000.
- Ala-Fossi, M. 2000. Atria Oyj. Suullinen tiedonanto 29.8.2000.
- Anon. 2000a. Atlantic Salmon on WWF 'endangered' list. World Fish Report 2000. No. 109 February 9, 2000. BB/2.
- Anon. 2000b. Kirjolohi kasvaa Norjassa entistä paremmin. Uutisia maailmalta, Suomen Kalankasvattaja 29, 4:57
- APME 1997. Eso profiles of European plastics industry. Report 4: Polystyrene (Second edition). Dr I Boustead. A report for Association of plastics manufacturers in Europe APME. April 1997.
- Arnold, M. 2001. Kotieläintuotannon hajuhaittojen ehkäiseminen – ohjeet ja käyttö eri maissa. Espoo, Valtion teknillinen tutkimuskeskus. Kemianteeniikka. Esiselvitys 3.6.2001.
- Aquasmart 1999. <http://www.aquasmart.com.au/jan99ffi.html> ja <http://www.aquasmart.com.au/aug99.html>. 3.12.1999.
- Aure ja Stigebrandt 1990. Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. *Aquaculture*, 90: 135-156.
- Austreng E. & Meland K. T. 1977. Virkning av tørrfor med ulikt proteinnivå på smak og kjemisk sammensetning av regnbueaure. Husdyrforsøksmøtet 1977. Aktuelt fra landbruksdepartementets opplysningstjeneste (2): 381-386. /ref. Braaten 1992.
- Barret, K., Seland, Ø., Foss, A., Mylona, S., Sandnes, H., Styve, H. & Tarrasón, L. 1995. European transboundary acidifying air pollution: Ten years calculated fields and budgets to the end of first Sulphur Protocol. Oslo, Falch Hurtigtrykk. The Norwegian Meteorological Institute, Research Report no. 17, EMEP/MSC-W Report 1/95. 71 p. + app. 214 p.
- Björklund, H., Bondestam, J. & Bylund, G. 1990. Residues of oxytetracycline in wild fish and sediments from fish farms. *Aquaculture* 86: 359-367./ref. Braaten, B. 1992.
- Borgvang, S. A. & Tjomsland, T. 2000. Tilførsel av næringssalter til Norges kystområder 1998, beregnet med tilførsel-modellen TEOTILL. Oslo, SFT. NIVA-rapport LNR 4194-2000.
- Borum, K. Johansson, T., & Håkanson, L. 1995 Vildfiskens betydelse för spridningen av fosfor från fiskodlingar. *Vatten* 51:125-134./ref. Håkanson, L. 1995.
- Braaten, B. 1992. Impact of pollution from aquaculture in six Nordic countries. Release of nutrients, effects and waste water treatment. *Gent, Aquaculture and the Environment. EAS special publications No 6*, pp. 79-101.

- Cederberg, C. 1998. Life Cycle Assessment of Milk Production - A Comparison of Conventional and Organic Farming. Göteborg, the Swedish Institute for Food and Biotechnology. SIK-report nr 643.
- Christensen, P., & Ritter, E. 2000. Life cycle screening of pickled herrings in jars. Kirjallinen tiedonanto.
- Colby, P.J., Spangler, G.R., Hurley, D. A. & McCombie, A. M. 1972. Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes. J. Fish. Res. Bd. Canada 29:975-983/ref. Tammi, J. 1996.
- Direktoratet for Naturforvaltning 1999. Environmental objectives for Norwegian aquaculture. New environmental objectives for 1998-2000. DN-rapport 1999-1b.
- Ekholm, P. & Vielma, J. 2000. Suomen ympäristökeskus ja RKTL. Suullinen tiedonanto 11/2000.
- Elkington, J. & Hailes, J. 2001. Mistä kunnan ruokaa ?. Helsinki, Tammi.
- Erkamo, E. 1992. Viljelyvälineiden desinfiointi ja sen merkitys kalatautien torjunnassa kalanviljelylaitoksilla. Julkaisussa: Lavikainen, R. & Rahkonen, R. T (toim.), Valtion kalanviljelyn XI neuvottelupäivät. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia No 42. s.21-28.
- Eriksson, L.-O. 2000 Recirculation of nutrients and economic gains of the Swedish fisheries sectors in the Baltic Man and Coastal Areas. Dossiers de Suide - Towards a sustainable Aquaculture. Final report of the European workshop for a sustainable development of aquaculture Kiristeneberg Marine Research Station - Sweden
- Erkkilä, K. 1999. Mobiloil Oy. Kirjallinen tiedonanto 28.9.1999.
- Ervik, A., Samuelsen, O.B. & Sørum, H. 1993. Environmental effects on medicines and chemicals. In: Environmental effects of aquaculture. A Research Council of Norway research programme 1991-1993 (In Norwegian). Research Council of Norway/ ref.. Direktoratet for Naturforvaltning 1999
- FAO 1992. FAO yearbook. Fertilizer. Vol. 41. 1991. Rome: Food and Agriculture Organization of the united Nations (FAO Statistic Serie no. 106) /ref. Weidema ym. 1995.
- Finnfood 2001. Tietovakka. Finnfood – Suomen ruokatieto ry. Vantaa.
- Gjedrem T. 1986. Avlsarbeidet. P. 200-226. I:Gjedrem, T. (ed). Fisleoppdrett med framtid. Landbruksforlaget, Oslo. 328 p./ref. Braaten 1992.
- Grennfelt, P., Øysten, H. & Derwent, D. 1994. Second generation abatement strategies for NO_x, NH₃, SO₂ and VOCs. *Ambio*, 23 (7): 425-433.
- Grönroos, J., Nikander, A., Syri, S., Rekolainen, S., Ekqvist, M. 1998. Maatalouden ammoniakkipäästöt. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 206. 65 s.
- Grönroos, J. & Seppälä J. (toim.) 2000. Maatalouden tuotantotavat ja ympäristö. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 431. 244 s.

- Grönroos, J. & Voutilainen, P. 2001. Maatalouden tuotantotavat ja ympäristö. Inventaarioanalyysin tulokset. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen moniste 231. 64 s.
- Hallikainen, A. 2001. Elintarvikevirasto. Suullinen tiedonanto 18.1.2001.
- Hamlet Proteins A/S 1999. Moniste soijarehun tuotannosta.
- Hansen, P., Pittman K. & Ervik A. 1990. Effects of organic waste from marine fish farms on the sea bottom beneath the cages. *Int. Count. Expl. Sea*, C.M.10/F:34. 9 pp/ref. Hansen P.K. Benthic Impact of Marine Fish Farming. Proceedings of the Canada-Norway Workshop on Environmental Impacts of Aquaculture. Ed. Ervik A., Hansen P. K. & Wennevik V. *Fisken og havet*, Nr 13 -1994, Havsforskningsinstitute, Bergen, Norway, s.77-82.
- Hansen P. K. 1994. Benthic Impact of Marine Fish Farming. Proceedings of the Canada-Norway Workshop on Environmental Impacts of Aquaculture. Ed. Ervik A., Hansen P. K. & Wennevik V. *Fisken og havet*, Nr 13 -1994, Havsforskningsinstitute, Bergen, Norway, s.77-82.
- Heinimaa, P. 1992. Kokemukset kalatautien aiheuttamista ongelmista Pohjois-Suomen keskuskalanviljelylaitoksessa. Julkaisussa: Lavikainen, R. & Rahkonen, R. T (toim.), Valtion kalanviljelyn XI neuvottelupäivät. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia No 42. s.14-20.
- Helminen, H. 2000. Skagsund Ab:n umpikassiprojekti: vuoden 1999 kuormitustulokset. Välikatsaus 27.1.2000. 4 s.
- Hietala-Koivu, R., Tahvanainen, L., Nousiainen, I., Heikkilä, T., Alanen, A., Ihalainen, M., Tyrväinen, L. & Helenius, J. 1999. Visuaalinen maisema maatalouden ympäristöohjelman vaikuttavuuden seurannassa. Jokioinen, Maatalouden tutkimuskeskus. Maatalouden tutkimuskeskuksen julkaisuja, sarja A, No. 50.
- Hildén, M. 2001. Suomen ympäristökeskus. Suullinen tiedonanto 23.10.2001.
- Hindar, K. 1992. Conservation and sustainable use of Atlantic salmon p. 168-185 in Sanlund O.T., Hindar K. & Brown A.H.D. (Eds). *Conservation of Biodiversity for Sustainable Development*. Scandinavian University Press, Oslo/ref. Levings C.D. 1994. Ecological Aspects of Siting Fish Farms in Coastal Habitats. Proceedings of the Canada-Norway Workshop on Environmental Impacts of Aquaculture. Ed. Ervik A., Hansen P. K. & Wennevik V. *Fisken og havet*, Nr 13 -1994, Havsforskningsinstitute, Bergen, Norway, s.39-50.
- Holmer M. & Kristensen E. 1992. Impact of marine fish cage farming on metabolism and sulphate reduction of underlying sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 80: 191-201/ref. Hansen P.K. Benthic Impact of Marine Fish Farming. Proceedings of the Canada-Norway Workshop on Environmental Impacts of Aquaculture. Ed. Ervik, A., Hansen, P. K. & Wennevik, V. *Fisken og havet*, Nr 13 -1994. Havsforskningsinstitute, Bergen, Norway, s.39-50.
- Honkanen, A. 1999. Suullinen tiedonanto 8.7.1999.
- Husell, P.-A. 1999 Ålands Forell AB. Kirjallinen tiedonanto 7.8.1999.

- Håkanson, L. 1995. Fiskodling och miljöeffekter I sköar - nya resultat motiverar nya bedömningsunderlag. Särtryck ur VATTEN 51:2,3,4:1995.
- Hätälä, R. 1999. Hätälä Oy. Kirjallinen tiedonanto 30.8.1999.
- IISI / Ecobilan 1998. TEAM Programme Database.
- Ilomäki, A 1999. Lannoitteiden valmistamisen elinkaari-inventaariotiedot. Referenssivuosi: lannoitetehtas 1998; rikkihappo, biotiitti, apatiitti ja fosforihappo 1996; muut raaka-aineet 1998. Henkilökohtainen tiedonanto. Kemira Engineering Oy.
- IPCC 1996. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 1-3. Paris.
- ISO (International Organization for Standardization) 1997. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. ISO 14040.
- ISO (International Organization for Standardization) 1998. Environmental management - Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analysis. ISO 14041.
- Jaakkola, M. 1983. Ruokakalan perkaus- ja lajittelujärjestelmät. Kalanviljelylaitosten tekninen suunnittelu ja rakentaminen. Helsinki, Insinööritieto Oy. Insinöörijärjestöjen koulutuskeskus INSKO 187-83.
- Jacobsen, P. & Berglind, L. 1989. Persistence of oxytetracycline in sediments from fish farms. *Aquaculture Engineering* 8: 209-216/ref. Braaten, B. 1992.
- Jessen, P.B. 1999. Biomar as. Kirjallinen tiedonanto 13.12.1999.
- Johanisson, V. & Ohlsson, P. 1998. Miljöanalys ur livscykelperspektiv av fläskkött och vitt bröd. Förstudie. SIK-Rapport Nr 640.
- Johansson, M., Holmberg, M., Syri, S., Forsius, M., Kämäri, J., Mannio, J. & Vuorenmaa, J. 1999. Finnish national focal center report. In: Posch, M., de Smet, P.A.M., Hettelingh, J.-P. and Downing, R.J. (eds.), *Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe. Status Report 1999*. Bilthoven, Coordination Center for Effects, National Institute of Public Health and the Environment, pp. 81-85.
- Johnsen, T. M., Schaaning, M. & Hylland, K. 1996. Copper loads in connection with washing and impregnation of fish pens (in Norwegian). NIVA report 3483-96/ref. Direktoratet for Naturforvaltning 1999.
- Jokela, P. 1999. Umpiallastekniikka ja flotaatio kalankasvatuksessa käytettäessä suurennettua kalatiheyttä. Tampere, Tampereen teknillinen korkeakoulu. Vesi- ja ympäristötekniikan laitos.
- Jokela, P. 2000. Umpiallastekniikka ja flotaatio kalankasvatuksessa. Kalankasvatuksen ympäristönsuojelupäivät. Säätytalo, Helsinki, 23.-24.11.2000
- Järvinen, J. 2000. Kalanjalostusteollisuudet uudelta vuosituhannelta. Kalaviikko 2000, Vaasa 29.-31.3.2000.
- Kansanterveyslaitos 2001. Fineli. Elintarvikkeiden koostumuspankki. <http://www.ktl.fi/fineli>.

- Kaukoranta, E. 1998. Kuormitustilasto. Teoksessa Mäkinen, T. 1998 (toim.) Kalankasvatuksen ympäristökuormitustavoitteet ja oikeudellinen ohjaus Saaristomerellä ja Ahvenanmaalla. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen moniste 133., s.12-16.
- Kaukoranta, E. 2000a. Lounais-Suomen ympäristökeskus. Kirjallinen tiedonanto 25.9.2000.
- Kaukoranta, E. 2000b. Lounais-Suomen ympäristökeskus. Suullinen tiedonanto 20.12.2000.
- Kasvintuotannon tarkastuskeskus 2001. Virallinen valvontatilasto valmistetuista lääkerahuista.
- Kent, M.L. 1994. The Impact of Diseases of pen-Reared Salmonids on Coastal Marine Environments. Proceedings of the Canada – Norway workshop on environmental impacts of aquaculture. Eds. Ervik, A., Kupka-Hansen P. & Wennevik V. Fisken og havet, nr 13. 1994.
- Kirkkala, T. 1998. Kalankasvatuksen ja muiden kuormittajien vaikutus vesistön tilaan - esimerkkinä Saaristomeren. Kalanviljelyn Ympäristöpäivä 20.11.1998. Lounais-Suomen Ympäristökeskus & Kalankasvattajaliitto. Hotelli Pasila, Helsinki.
- Koivisto, V.M. & Blomqvist, E. M. 1988. Does fish farming affect natural Baltic fish communities? *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 6:301-311/ref. Henriksson, S.-H. 1991
- Korhonen, J. 2000. Norjan lohi lihoo altaissa. Helsingin Sanomat 18.6.2000, E1.
- Koskela, J., Vielma, J. & Bornberg, J. 1998. Aminohappo- ja fytaasilisäyksen vaikutus kirjolohen kasvuun ja rehun käyttöön. Riistan- ja kalantutkimus, Laukaa 1998.
- Koskela, S., Lohi, T.-K. & Pipping, I. 2001. Kuljetukset. Teoksessa: Koskela, S. (toim.) 2001. Elin-kaari-inventaarioissa käytettyjen sähköntuotannon ja kuljetusten päästölaskelmien perusteet. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen moniste, käsikirjoitus.
- Kurppa, S. & Laitinen, P. 2000. Torjunta-aineet peltomaassa. Julkaisussa: Laitinen, P. (toim.) Torjunta-aineet peltomaassa. Huumoutumiskenttätutkimukset 1993-1998. Helsinki, Maatalouden tutkimuslaitos. 68-70 s.
- Lahtinen, P. 2001. Honkajoki Oy. Suullinen tiedonanto 24.1.2001.
- Lankinen, Y. 1999. Savon Taimen Oy. Suullinen tiedonanto 10.8.1999
- Lankinen, Y. 2000. Savon Taimen Oy. Suullinen tiedonanto 3.3.2000
- Larsson B. 1983. Produktion av stor regnbågslaks for konsumtion. Inst. For husdjursföreling, Sveriges Landbruksuniversitet, Uppsala, Rapport 58, 33 p./ref. Braaten 1992.
- Leach, J.H., Johnson, M.G., Kelso, J.R.M., Hartmann, J., Numann, W. & Entz, B. 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. *J. Fish. Res. Board Can.*, 34(10), 1964-1971, 1977.
- Leminen, E., Mäkinen, T. & Junna, J. 1986. Kalanviljelyn vesistökuormituksen vähentäminen verkkokassilaitoksella - kenttätutkimus meriolosuhteissa. Helsinki, vesi- ja ympäristöhallitus. Vesi- ja ympäristö-hallituksen monistesarja Nro 6.

- Leopold, M., Brinska, M. & Nowak, W. 1986. Commercial fish catches as an index of lake eutrophication. *Archiv für Hydrobiologie* 106:513-524./ref. Tammi J. 1996.
- Lepistö, A., Kenttämies, K. & Rekolainen, S. 2001. Modeling combined effects of forestry, agriculture and deposition on nitrogen export in a northern river basin in Finland. *Ambio*, 30 (6): 338-348.
- Lillsunde, I. 1999. Varsinais-Suomen TE-keskus. Kirjallinen tiedonanto 2.9.1999.
- Lillsunde, I. 2000. Varsinais-Suomen TE-keskus. Kirjallinen tiedonanto 4.7.2000.
- Lillsunde, I. 2001a. Meri- ja rannikkokalastuksen ympäristövaikutukset Saaristomerellä ja Selkämerellä. Turku, Varsinais-Suomen työvoima- ja elinkeinokeskus, kalatalousyksikkö. Kala- ja riistahallinnon julkaisuja 56/2001.
- Lillsunde, I. 2001b. Varsinais-Suomen TE-keskus. Suullinen tiedonanto 9.10.2001.
- Lindeström, L., Norden, U., Tyler, G. 1988. Zink i miljön. En kunskapöversikt sammanställd för projektområdet "Metallens påverkan på den yttre miljön". Stockholm, SNV Rapport 3429./ref. Uotila, J. 1991.
- Lindfors, L-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O-J., Ronning, A., Ekvall, T. & Finnveden, G. 1995. Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. Nord 1995:20. S. 222.
- Länsman M. & Niemelä E. 1998. Tenojoen ja Näämönjoen lohi. Riistan- ja kalantutkimus, Ympäristö 1998:13. Kalavarat s. 20-22.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2001. Elinkeinokalatalouden rakennetuet, hakuohje 6.10.2000 (<http://www.mmm.fi/tike/lomakkeet/Kro/kalatalous/32.doc>).
- Maa- ja metsätalousministeriön tietopalvelukeskus 2000. Maatilatilastollinen vuosikirja 2000. Helsinki, SVT. Maa-, metsä- ja kalatalous 2000:15. 266 s.
- Maa- ja metsätalousministeriö 2001. Elintarvikkeet ja eläimet. Yleisempiä eläintauteja. Kalojen taudit. http://www.mmm.fi/elintarvikkeet_elaimet/art/taudit/default.htm#kalat.
- Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos (MTTL) 2001. Suomen maatalous ja maatalouselinkeinot 2001. Helsinki, Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos.
- Magnusson J. R. 2000. Sr-mjöl, Islanti. Kirjallinen tiedonanto 30.9.2000.
- Mattila, R. 1999. Suullinen tiedonanto 6.7.1999.
- Midlen, A. & Redding, T. A. 1998. Environmental Management for Aquaculture. London, Chapman & Hall Aquaculture Series 2.
- Moe, K. A. & Skeie, G. M. 1988. Copper from antifouling agents (in Norwegian). SFT report no. 87/1988./ref. Direktoratet for Naturforvaltning 1999.
- Mustajärvi, V. 1999. Kalanviljelytekniikka. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Riista- ja kalaraportteja nro 160.

- Mäkelä, P. 1999. Suullinen tiedonanto 1999./ref. Remes, M. 1999
- Mäkinen, T. 1983. Kalanviljelyn vesistökuormituksen vähentäminen. Kalanviljely-laitosten tekninen suunnittelu ja rakentaminen. Helsinki, Insinöörijärjestöjen koulutuskeskus INSKO 187-83.
- Mäkinen, T. & Ruohonen K. 1992. Rehun ja ruokinnan optimointi. Teoksessa: Pursiainen M. & Rahkonen R. Kalanviljely, vesiensuojelu ja valvonta. Kalanviljelyn XIV neuvottelupäivät. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia No 56, s. 84-97.
- Mäkinen, T. 1998 (toim.) Kalankasvatuksen ympäristökuormitustavoitteet ja oikeudellinen ohjaus Saaristomerellä ja Ahvenanmaalla. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen moniste 133.
- Mäkinen, T. & Kaukoranta, E. 1998. Kuormitustilasto. Teoksessa Mäkinen, T. 1998 (toim.) Kalankasvatuksen ympäristökuormitustavoitteet ja oikeudellinen ohjaus Saaristomerellä ja Ahvenanmaalla. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen moniste 133., s.12-16.
- Møller, H. 1999. Hamlet protein A/S. Kirjallinen tiedonanto 22.9.1999.
- Nappa, R. 1999. Suomen Rehu Oy. Kirjallinen tiedonanto 10.12.1999.
- Naukkarinen, M. 2000. Kiertovesijärjestelmät säästävät rahaa ja luontoa. Suomen kalankasvattaja 29, 4:48.
- Neste Oy 1997. Ekotasetiedote. Öljy, Tutkimus ja Kehittämien.
- NGM 1997. Laivakuljetusten päästötietoja.
- Nikander, A. 2001. Suomen ympäristökeskus. Suullinen tiedonanto. 20.9.2001.
- Nikunen, E., Leinonen, R., Kemiläinen, B. & Kultamaa, A. 2001. Environmental properties of chemicals. Helsinki, Finnish environment institute. Environment Guide 71, vol. 1.
- NOU 1999. Till lax ot alle kan ingen gera? NOU: 1999/9.
- Norrgård, E. 1999. Rehuraisio Oy. Suulliset tiedonannot 6.7. ja 4.11.1999.
- Norrgård, E. 2000. Rehuraisio oy. Suullinen tiedonanto 15.11.2000.
- Nümann, W. 1972. The Bodensee: effects of exploitation and eutrophication on the salmonid community. J. Fish. Res. Board Can. 29:833-847/ref., 1983.
- Official Statistics of Norway 2000. Salmon and Sea Trout Fisheries 1999. Oslo.
- Oil World 1996/1997. No 23, vol 40, Oct/Aug, 96/97 /ref. Cederberg C. 1998.
- Orakoski, H. 1999. Oriola Oy. Suullinen tiedonanto 23.8.1999.

- Paavo Ristola Oy 1998. Ravinnekuormituksen vähentäminen kalojen verkkoallaskasvatuksessa. MMM 12189.
- Palm, T. 1985. The potential impact of heavy metal concentrations in the waters of the Southern Gulf of Finland on Baltic herring stocks. Finnish Fisheries Research 6, 71-76/ ref. Uotila, J. 1991.
- Parviainen, T. 1999. Suullinen tiedonanto 1999/ref. Remes M. 1999.
- Pehkuri, T. 1999. Use of knowledge in an environmental conflict. A case study of the dispute about the eutrophication issue and fish farming industry in the Finnish Archipelago Sea. Turku, workshop: Methodological approaches to the environment-society interface.
- Penttilä, P.-L., Siivinen, K. & Korkka L 2001. Torjunta-aineiden saannin arviointi kasviksista ja viljasta. Helsinki, Elintarvikeviraston Tutkimuksia-sarja 10/2000, 22 s. + liitt.
- Persson, G. 1987. Sambandet mellan föda, produktion och förorening vid odling av regnbåde (Salmo gairdneri). Solna, Naturvårdsverket. Rapport 3382.
- Persson, L., Diehl, S., Johansson, L., Andersson, G. & Hamrin, S.F. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes - patterns and the importance of size-structured interactions. J. Fish. Biol. 38:281-293/ref. Tammi, J. 1996.
- Petäjä, J. & Koskela, S. 2001. Tehtaan käyttämä ulkoinen sähköenergia. Teoksessa: Koskela, S. (toim.) 2001. Elinkaari-inventaarioissa käytettyjen sähköntuotannon ja kuljetusten päästö-laskelmien perusteet. Suomen ympäristökeskuksen moniste, käsikirjoitus.
- Pietiläinen, O.-P. & Räike, A. 1999. Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 313.
- Pitkänen, M & Tiainen, J. (eds.) 2001. Biodiversity of agricultural landscapes in Finland. Helsinki, BirdLife. BirdLife Finland Conservation Series, No 3.
- Päivärinta, A. 2001. Länsirannikon Kala Oy. Suullinen tiedonanto. 17.9.01.
- Puustinen, M. Viljelymenetelmien vaikutus pintaeroosioon ja ravinteiden huuhtoutumiseen. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 285. 116 s.
- Ranne, A. 1995. Elintarvikkeiden elinkaari ja energiakertymät. Helsinki, Valtion teknillinen tutkimuskeskus. VTT Energia.
- Rankanen, R. 1999. Kasvintuotannon Tarkastuskeskus, Maatalouskemian osasto. Kirjallinen tiedonanto 29.7.1999.
- Rankanen, R. 2000. Kasvintuotannon Tarkastuskeskus, Maatalouskemian osasto. Kirjallinen tiedonanto 26.9.2000.
- Ranne, A. 1995. Elintarvikkeiden elinkaari ja energiakertymät. Helsinki, Valtion teknillinen tutkimuskeskus. LINKKI. Kuluttajien käyttäytymisen ja energiansäästön tutkimusohjelma; 1995: 9. 78 s.

- Rastas, M., Seppänen, R., Knuts, L.-R. & Hakala, P. 1996. Missä on eniten? Ravintoaineiden parhaat lähteet. Kansaneläkelaitos, Tutkimus- ja kehitysyksikkö. Turku 80s./ref. Juvankoski, N., ym. 1998.
- Remes, M. 1999. Lääkerehujen käyttö vähentynyt selvästi. Suomen kalankasvattaja 28 (5):10-11.
- Repo, M. & Hämäläinen, M.-L. 2001. Suomen ympäristökeskus. Vahti-tietojärjestelmän tiedot kalankasvatuksen päästöistä ja tuotannosta. Kirjallinen tiedonanto. 15.9.2001.
- Reusser, L. 1994. Ökobilanz des Soyaöls. EMPA. Istitut de Genie de l'environnement, École Polytechnique Fédérale de Lausanne. Lausanne/ref. Cederberg C. 1998.
- Rimaila-Pärnänen, E. 1999. Eläinlääkintä- ja elintarvikelaitos (EELA). Suullinen tiedonanto 20.8.1999.
- Rimaila-Pärnänen, E. 2001. Eläinlääkintä- ja elintarvikelaitos (EELA). Suullinen tiedonanto 16.10.2001
- Rintaharri, A. 1999. Berner Oy. Kirjallinen tiedonanto 2.7.1999 ja suullinen tiedonanto 14.7.1999.
- Ritola, O., Kause, A., Eskelinen, U. ja Paananen, T. (2001). Suomalaisten kirjolohikantojen kasvu- ja teurasominaisuudet, käsikirjoitus. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos.
- Rosenthal, H., Weston, D., Gowen, R. & Black, E. 1988: Report of the ad hoc Study 'Environmental Impact of Mariculture'. Coop. Res. Rep- No- 154, ICES. 83 pp.
- Rygg, B. 1985. Effects of sediment copper on benthic fauna. Mar. Ecol. Prog. Ser. 25:83-89 /ref. Direktoratet for Naturforvaltning 1999.
- Räike, A. 2001. Typen pidättyminen sisävesillä. Kirjallinen tiedonanto 27.9.2001.
- Saaristomeren kehittämiskeskus r.y. 1999. Turunmaan seutukunnan kehittämisohjelma 2000-2006, Saaristomeren Kehittämiskeskus. (luonnos).
- SAEFL, 1998. Life Cycle Inventories for Packakings. Environmental series 250. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL). Berne. 552 p.
- Salo, H., Storhammar, E. & Kustula, V. 2000. Kalankasvatuksen merkitys Saaristomeren alueella – alueelliset ja paikalliset vaikutukset. Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus. Tiedonantoja 152. Jyväskylä. 40 s. + liitt.
- Sandnes, K. & Ervik, A. 1999. Industrial marine fish farming. In Svennevik, N., Reinertsen, H. & New, M. (Eds.) Sustainable Aquaculture. Food for the future? A. A. Balkema/ Rotterdam/Brookfield /1999. s. 97-108.
- Selänne, A. & Lindgren S. 1984. Kalankasvatusalaiden lietteenpoisto alipainejärjestelmällä. Vesi- hallituksen monistesarja 1984:223. Jyväskylä. 25 s./ref. Leminen E., ym. 1986.
- Seppälä E. 2000. Maa- ja metsätalousministeriö. Suullinen tiedonanto 6.6.2000.
- Seppälä, J. 1997. Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 123. S. 137.

- Seppälä, J. & Joutijärvi, T. (toim.) 1997. Metsäteollisuus ja ympäristö. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 89. S. 128.
- Seppälä, J. 1999a. Decision analysis as a tool for life cycle impact assessment. Julk.: Klöpffer, W. & Hutzinger (toim.), LCA Documents, Vol 4. Eco-Inforna Press, Landsberg. S. 174.
- Seppälä, J. 1999b. Vaikutusten laskenta elinkaariarvioinnissa – vertailtavana DAIA- ja Ekoindikaattori 95 –menetelmät. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen moniste 172. S. 38.
- Seppälä, T. 2001. Indicator for the use of environmentally hazardous chemicals. Finnish environment institute, Helsinki. Chemicals division Final report, July 31, 2001. 31 p.
- Seppälä, J. Koskela, S. Palperi, M. & Melanen, M. 2000. Metallien jalostus ja ympäristö. Helsinki. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 428. S. 155
- Seppälä, J., Knuutila, S. ja Silvo, K. 2001. A Method fo Calculation of the Potential Contributions of Nitrogen and Phosphorus to Eutrophication of Aquatic Ecosystems. Manuscript.
- Setälä J. & Honkanen A. 2000. Suullinen tiedonanto VII.2000.
- SFT 1998. Environmentally Sound Aquaculture. Final report. Statens forurensningstilsyn. December 1998.
- Silvenius, F. 2000a. Kalankasvatus ja ympäristö – esiselvitys elinkaariarviointia varten. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kala- ja riistaraportteja nro 199.
- Silvenius F. 2000b. Kalankasvatuksen prosessikuvaus. Helsinki, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kala- ja riistaraportteja nro 198.
- Silvenius, F. & Grönroos, J. 2001. Kirjolohen tuotanto ja ympäristö. Inventaarioanalyysin tulokset. Suomen ympäristökeskuksen moniste. Käsikirjoitus.
- Silvo, K. 1999. Suomen ympäristökeskus. Kirjallinen tiedonanto 10.11.1999.
- Sivula, A. 1999. Peterson Walki Oy Kirjallinen tiedonanto 23.9.1999.
- Sjöblom, H. 1999. Ålands Fiskförädling. Kirjallinen tiedonanto 7.8.1999.
- Skaala, Ø. 1994. Possible Genetic and Ecological Effects of Escaped Salmonids in Aquaculture. Proceedings of the Canada-Norway Workshop on Environmental Impacts of Aquaculture. Ed. Ervik A., Hansen P. K.& Wennevik V. Fisken og havet, Nr 13 -1994, Havsforskningssinstitute, Bergen, Norway, s.29-38
- Smeds, K. 2000. Rehuraisio Oy. Suullinen tiedonanto 3.4.2000.
- Storebakken, T. & Olsen, R.A. 1982. Hvor farlig er opphopning av fôrspill og gjødsel under mærene? Norsk Fiskeoppdrett 2:1/ref. Persson, G. 1988.
- Storhammar, E. 2001. Panostuotosanalyysi kotimaisen kirjolohen ja norjalaisen allaslohen taloudellisista vaikutuksista Suomessa. Suomen ympäristökeskuksen moniste, käsikirjoitus.

- Suomen Kalankasvattajaliitto ry 2001. Kirjolohen ja Norjassa kasvatetun lohen hintatietoja Suomessa. Suullinen tiedonanto.
- Suominen, M. 1999. Lännen Puolen Lohi. Suullinen tiedonanto 28.7.1999.
- Suokko, M. 2001. Eläinlääkintöylitarkastaja, Maa- ja metsätalousministeriö. Suullinen tiedonanto 24.1.2001.
- SVT 1999a. Ammattikalastus sisävesialueilla 1999. Riista- ja kalatantutkimus. SVT Maa-, metsä ja kalatalous. Ympäristö 1999:13.
- SVT 1999b. Kalajalosteiden tuotanto vuonna 1997. Riista- ja kalatantutkimus. SVT Maa-, metsä ja kalatalous. Ympäristö 1999:1.
- SVT 2000a. Kalanviljely vuonna 1999. Riista- ja kalatantutkimus. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous. Ympäristö 2000:8.
- SVT 2000b. Kalan ulkomaankauppa 1999. Riista- ja kalatantutkimus. SVT Maa-, metsä ja kalatalous. Ympäristö 2000:10.
- SVT 2000c. Ammattikalastus merialueilla 1999. Riista- ja kalatantutkimus. SVT Maa-, metsä ja kalatalous. Ympäristö 2000:7.
- SVT 2001a . Kalajalosteiden tuotanto vuonna 1999. Riista- ja kalatantutkimus. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous. Ympäristö 2001:21.
- SVT 2001b. Kalanviljely vuonna 2000. Riista- ja kalatantutkimus. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous. Ympäristö 2001:47.
- Söderkultalahti, P., Tuunainen, A.-L., Leinonen, K., Savolainen, R. & Vihervuori, A. 1997. Kalan kokonaistarjonta. Kalavirrat - tietoa kalan tarjonnasta ja käytöstä. Riistan ja kalantutkimus. Ympäristö 1997:13 s.48-55.
- Tammi, J. 1996. Rehevöitymisen vaikutukset kaloihin, kalakantoihin ja kalastukseen. Kirjallisuuskatsaus. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia 103. Helsinki 1996.
- Tamminen, T. 1990. Eutrophication and the Baltic Sea. Studies on phytoplankton, bacterioplankton and pelagic nutrient cycles. Academimic dissertation. Helsinki, Helsinki University.
- Tasker, M.L, Hildén, M., Varjopuro, R. & Haynes, B. (eds.) 2001. The Environment and the future of the Common Fisheries Policy. Conclusions of a meeting of environmental advisors from European states on the European Commission's Green Paper on the Common Fisheries Policy, Brussels, 28-30 May 2001. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. TemaNord 2001:570.
- Tenhunen, J. & Seppälä, J. (toim.) 2000. Alueellinen ympäristöanalyysi: esimerkkinä Etelä-Savo. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 383. Helsinki. 110 s.
- Tiainen, J. 2001. The Finnish agricultural environments. In: Pitkänen, M & Tiainen, J. (eds.), Biodiversity of agricultural landscapes in Finland. Helsinki, BirdLife. BirdLife Finland Conservation Series, No 3, pp. 9-12.

- Tiainen, V.-M., Nurmi, K. & Wideskog, M. 1996. Kalankasvatuksen ympäristöohjelma 1996-2005. Saaristomeri, Selkämeren rannikko ja Ahvenanmaa. Suomen ympäristökeskuksen moniste nro 14. 1996
- Tiala, K. 2001. Teurastetusta naudasta ja siasta saatavat tuotteet ja hinnat. Kannus, Pouttu Oy. (Ei julkaistu tiedonanto)
- Tilastokeskus 1999. Energiatilastot 1998. Energia 1999:2. Helsinki, Tilastokeskus. 677 s.
- Tilastokeskus 2001. Suomen yritykset 1999. Helsinki, Tilastokeskus. 93 s.
- Tiltnes, A. & Skullerud, A. M. 1987. Marine pollution caused by antifouling agents (in Norwegian). SFT report no. 78./ref. Direktoratet for Naturforvaltning 1999.
- Tuori, M., Kaustell, K., Valaja, J., Aimonen, E., Sarisalo, E. & Huhtanen, P. 1995. Rehutaulukot ja ruokintasuositukset. Helsinki 1995.
- Tuori, M., Kaustell, K., Valaja, J., Aimonen, E., Saarisalo, E. & Huhtanen, P 2001. Rehutaulukot ja ruokintasuositukset 2001 [verkkodokumentti]. Jokioinen: MTT. <http://www.mtt.fi/julkaisut/rehutaulukot/>. URN:NBN:fi-fe20011096.
- Turunen, M. 2000. Tilasto Suomessa käytetyistä lääkerahuista 1999. Helsinki, Kasvintuotannon Tarkastuskeskuss (KTTK). Kirjallinen tiedonanto 10.11.2000.
- Turunen, M. 2001. Tilasto Suomessa käytetyistä lääkerahuista 2000. Helsinki, Kasvintuotannon Tarkastuskeskuss (KTTK). Kirjallinen tiedonanto 2.4.2001.
- Tvinnereim, K. 1990. Anleggbeskrivelse norske anlegg på land og i sjo. Lukkede prodksjonsanlegg for laksefisk (lohikalojen maallerakennettu, pumpattua merivettä käyttävä tuotantolaitos) Seminaari Norjan Bergenissä 30.10.-3.11. 1990. Määttä, V. Pohjois-Suomen keskuskalanviljelylaitos. Taivalkoski 14.11.1991.
- Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. 1992. Helsinki. Ympäristöministeriö, valtion painatuskeskus. Komiteamietintö 1991:30. S. 328.
- Uotila, J. 1991. Metal Contents and Spread of Fish Farming Sludge in Southwestern Finland. Marine Aquaculture and Environment. Toim. Mäkinen, T. Nord 1991:22. Nordic council of Ministers, Copenhagen, 1991, s. 121-126.
- Vahva, M. 2000. Koiviston teurastamo Oy. Suullinen tiedonanto 3.4.2000.
- Varjopuro, R (toim.). 2000. Tutkimus kalankasvatuksen ympäristöohjauksesta: nykytila ja kehitysnäkymiä. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 439. S. 47.
- Varjopuro, R. & Furman, E. 2000. Kalankasvatuksen lupajärjestelmä. Ympäristöpoliittiset ohjauskeinot yrittäjän näkökulmasta. (Permit system in fish farming. Entrepreneurs' view on environmental policy instruments). Suomen ympäristö 380, Finnish Environment Institute, Finland. 84 p. (In Finnish)
- Varsinais-Suomen liitto 1997. Varsinais-Suomen kehittämisohjelma. Tulevaisuus taotaan yhteistyössä historian alanimellä. Turku, Varsinais-Suomen liitto.

- Vennerström, P. 1999. Elintarvikevirasto, Eläinlääkintä- ja elintarvikelaitos EELA, Suullinen tiedonanto 26.7.1999.
- Vesi- ja ympäristöhallitus 1988. Työryhmän selvitys. Kalankasvatus ja vesiensuojelu. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 1988:128, 172 s.
- Vielma, J., Mäkinen, T., Ekholm, P. & Koskela, J. 1999. Influence of dietary soy and phytase levels on growth, nutrient utilization and algal availability of phosphorus load in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum) growing on practical, high-energy diets from 0.3 to 2.0 kg. *Aquaculture* 183 (3-4): 349-362
- Vihervuori, A. 2001. Tullihallituksen virallisen tilaston julkaisematon aineisto Norjasta tuotavan lohien tuontihinnoista ja -määristä vuosina 1999 ja 2000. Kirjallinen tiedonanto. 19.10.2001.
- Vihervuori, A. & Ahvonen, A. 1997. Miten kalankulutusta arvioidaan. Kalavirrat - tietoa kalan tarjonnasta ja käytöstä. Riistan- ja kalantutkimus. *Ympäristö* 1997:13 s.34-38.
- Vihervuori, A., Söderkuntalahti, P. & Tuunainen, A.-L. 1997. Kalan kulutus. Kalavirrat - tietoa kalan tarjonnasta ja käytöstä. Riistan- ja kalantutkimus. *Ympäristö* 1997:13 s.26-33.
- Vuorenmaa, J., Rekolainen, S., Lepistö, A., Kenttämies, K. & Kauppila, P. 2001. Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. Environmental Monitory and Assessment (Hyväksytty).
- Waagbø, R., Torrison, O.J. & Austreng, E. 2001. Bioproduksjon og foredling. Fôr og fôrmidler – den største utfordringen for vekst i norsk havbruk. En utredning utført på oppdrag for Norges forskningsråd. Norges forskningsråd, Oslo, 2001.
- Wallach, T. 2000. Kirjallinen tiedonanto 6.9.2000.
- Weidema, B. 2001. Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 3 (4): 11-33.
- Weidema, B., Pedersen, R. L., Drivsholm, T. S. 1995. Life Cycle Screening of Food Products - Two Examples and some Methodological Proposals. ATV project report Group of Cleaner Technology, I. Krüger Consult A/S, Lyngby, Denmark, January 1995
- Wideskog, M. 2000. Kalankasvatuksen kuormitustilastoinnin luotettavuus vuosina 1997-1998. Lounais-Suomen ympäristökeskuksen moniste 3/2000. Turku 2000.
- Wihlman, H. 1999a. Antibiootit kalanviljelyssä. *Kalankasvattaja* 28(1999)5:37-40.
- Wihlman, H. 1999b. Kalojen lääkinnän uhkakuvat. *Suomen Kalankasvattaja* 28(1999):41-44.
- Ympäristöministeriö 1997. Suomen biologista minimuotoisuutta koskeva kansallinen toimintaohjelma 1997-2005. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 137. Luonto ja luonnonvarat. 189 s.
- Ympäristöministeriö 2000a. Kalanviljelyn ympäristönsuojeluohje.

Ympäristöministeriö 2000b. Vesiensuojelun toimenpideohjelma vuoteen 2005. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 402.

Äijö, H. & Tattari, S. 2001. Viljelyalueiden valumavesien hallintamalli. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 442. 68 s.

Öström, O 1999. Brändö Lax. Suullinen tiedonanto 28.7.

LIITE 1. Kuljetuksista aiheutuvat päästöt kirjolohen tuotannon eri tuotantovaiheissa ja niiden osuus eri tuotantovaiheiden kokonaispäästöistä.

	Rehuraaka-aineet (kg)	Osuus tuot. Vaiheen kokonais-päästöstä (%)	Osuus kuljetusten kokonais-päästöstä (%)	Rehun tuotanto (kg)	Osuus tuot. vaiheen kokonais-päästöstä (%)	Osuus kuljetusten kokonais-päästöstä (%)	Poikaslaitos (kg)	Osuus tuot. vaiheen kokonais-päästöstä (%)	Osuus kuljetusten kokonais-päästöstä (%)
CH4_a	0,00030	0,03	7,71	0,00175	5,45	44,44	0,00021	12,47	5,40
CO2_a	43,28495	8,87	53,16	23,43160	8,02	28,78	1,66150	18,84	2,04
CO_a	0,04566	10,62	27,91	0,06261	33,48	38,27	0,00625	91,64	3,82
N2O_a	0,00000	0,00	0,00	0,00061	0,43	9,64	0,00007	2,39	1,17
NH3_a	0,35500	98,61	100,00	0,00000	0,00	0,00	0,00000	0,00	0,00
NOx_a	1,10952	29,43	65,77	0,40526	37,18	24,02	0,01947	60,83	1,15
SOx_a	0,69985	57,84	80,31	0,16869	25,56	19,36	0,00033	2,53	0,04
VOC_a	0,04011	0,29	43,59	0,02849	0,09	30,96	0,00265	0,40	2,88
N_w	0,00000	0,00	7,70	0,00001	2,25	44,46	0,00000	0,00	5,41
P_w	0,00000	0,00	0,00	0,00000	0,0000	0,00	0,00000	0,00	0,00

	Kasvattamo+perkaus (kg)	Osuus tuot. vaiheen kokonais-päästöstä (%)	Osuus kuljetusten kokonais-päästöstä (%)	Pakkaukset (kg)	Osuus tuot. vaiheen kokonais-päästöstä (%)	Osuus kuljetusten kokonais-päästöstä (%)	YHTEENSÄ (kg)	Osuus tuotannon kokonais-päästöstä (%)
CH4_a	0,00161	37,40	40,95	0,00006	0,03	1,50	0,00393	0,30
CO2_a	12,58030	8,24	15,45	0,45889	0,70	0,56	81,41724	8,09
CO_a	0,04734	4,39	28,94	0,00172	5,80	1,05	0,16359	9,44
N2O_a	0,00056	46,68	88,82	0,00002	1,92	0,36	0,00631	0,93
NH3_a	0,00000	0,00	0,00	0,00000	0,00	0,00	0,35500	98,61
NOx_a	0,14739	6,00	8,74	0,00540	1,86	0,32	1,68703	22,08
SOx_a	0,00249	3,36	0,29	0,00009	0,04	0,01	0,87146	39,43
VOC_a	0,02004	3,64	21,78	0,00073	0,06	0,79	0,09201	0,19
N_w	0,00001	0,00	40,95	0,00000	0,12	1,48	0,00002	0,00
P_w	0,00000	0,00	0,00	0,00000	0,00	0,00	0,00000	0,00

LIITE 2. Ympäristövaikutuksien vertailua eri alueilla

Norjalaiset eivät koe rehevöitymistä yhtä lailla uhkatekijäksi kuin suomalaiset, enemmän ollaan huolissaan mahdollisesti syntyvien myrkkylevien vaikutuksesta kaloille sekä karkaavien lohien vaikutuksesta luonnonlohen perimään (Honkanen 1999, Direktoratet for Naturforvalting 1999). Kuitenkin myös Norjassa koetaan tarpeelliseksi vähentää kalankasvatuksesta aiheutuvaa ravinnekuormitusta tarkoituksena ennaltaehkäistä tai estää ravinnekuormituksista syntyvien ongelmien muodostuminen (SFT 1998). Kalankasvatus onkin monissa Norjan maakunnissa pääasiallisin typpi- ja fosforipäästöjä aiheuttava tekijä. Globaalisesti katsottuna näillä päästöillä on kuitenkin vain vähän merkitystä, eivätkä ne vaikuta ympäristöön Norjan rannikolla (Anon. 1996, Aure ja Stigebrandt 1989, 1990). Kuitenkin paikallisesti ravinnekuormituksilla voi olla merkitystä, esim. suljetuissa vuonoissa ja murtovedessä. Viranomaisilla on mallintamis- ja valvontajärjestelmä, jonka avulla pystytään estämään ympäristöä paikallisesti ylikuormittava kalankasvatus (Direktoratet for Naturforvalting 1999). Ulkomerellä kasvun minimitekijänä on typpi, sisävesillä taas fosfori. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, ettei Norjan vuonoissa fosforipäästöillä ole juuri merkitystä ja toisaalta taas sisäveden kasvattamoiden typpipäästöt ovat merkityksettömiä.

Vesien vaihtuvuus norjalaisissa vuonoissa on hidasta. Norjalaisessa tutkimuksessa arvioitiin kalankasvatuksen haittoja vuonoille tekemällä mittauksia niin monesta vuonosta kuin mahdollista. Vuonojen ominaisuudet vaihtelivat laajasti: pinta-ala 1-48 km², tilavuus 0,01-7 km³, maksimisyvyys 30-170 m, altaita 1-4 ja kynnyssyvyys 4-50 m. Makean veden saanti 0,1-6 m³/skm², tyyppiä 8,6 ± 6,5 t/km² vuodessa ja fosforia 0,44 ± 0,34 t/km² vuodessa. BHK 18,7 ± 0,34 t/O₂km² vuodessa. Hapenkulutus-nopeus vaihtelee keski- ja kynnyssyvyyden funktiona. Altailla, joissa on sama kynnyssyvyys, denitrifikaatio on tehokkaampaa matalammilla kuin syvemmillä altailla (Aure ja Stigebrandt 1990).

Norjassa on tutkittu kalankasvatuksen vaikutusta vuonoihin. Tutkimuksessa tutkittiin 30 vuonoa 47 allaspohjalla. Vuonot sijoittuivat Møreen ja Romsdaliin Norjan länsirannikolla. Viiden tutkimuskerran aikana mitattiin suolapitoisuus, lämpötila, liukoinen happi, epäorgaaninen ja kokonaisfosfori, epäorgaaninen typpi, nitraatti, nitriitti ja ammonium, kokonaistyyppi, silikaatti ja sameus (Aure ja Stigebrandt 1990).

Yleisesti ottaen vuonoissa on kolmenlaista vesityyppiä. Meren pinnassa on usein kerros vähäsuolaisempaa vettä johtuen makeanveden virtaamasta. Kerroksen paksuus ja suolapitoisuus riippuu makean veden syötön määrästä, tuulen nopeudesta, vuonon pinta-alasta ja vuonon suun leveydestä. Pintakerroksessa olevalla vähäsuolaisella pintavedellä on taipumuksena virrata ulos vuonosta. Pintakerroksen alapuolella aina kynnyssyvyyteen asti on välikerros, jossa veden ominaisuudet ovat samankaltaisia kuin vuonon ulkopuolisen veden samalla syvyydellä. Kolmas vesityyppi on vesi vuonon pohjalla. Vesi vaihtuu vuonon ja rannikkoalueen välillä seuraavien kolmen mekanismin vaikutuksesta: jokisuun virtaama, vuorovesipumppaus ja keskimmäisen vesikerroksen vaihteleva tiheys. Keskimmäisen vesikerroksen tiheys ja paksuus vaihtelee olosuhteiden mukaan. Kun vesi on tiivistä, laskeutuu keskikerroksen vettä vuonon pohjalle ja muodostaa näin uuden pohjakerroksen. Samalla pohjakerroksen vettä nousee ylös. Pohjakerroksessa veden tiheys laskee sekoittumisen seurauksena, mikä johtuu pääasiassa vuorovedestä. Vihdoin pohjakerroksen vesi kevenee sen verran, että uusi vesi altaan ulkopuolelta korvaa sen. Vaihtuvuuden on arvioitu olevan 30-100 m³/s km² vuonon vaakapinta-alasta. Vuoro-

vesipumppauksen aiheuttama veden vaihtuvuus vaihtelee vuonon pinta-alasta ja vuoro-veden vaikutusalueesta riippuen (Aure ja Stigebrandt 1990).

Typpi- happi- ja fosforivirrat kalankasvatuslaitoksen sedimenttikerroksesta on laskettavissa seuraavasti: tyypellä $0,07 \cdot \text{hajoamisnopeus} \cdot \text{vuonon pinta-ala}$, fosforilla $0,01 \cdot \text{hajoamisnopeus} \cdot \text{vuonon pinta-ala}$ ja hapella $0,86 \cdot \text{hajoamisnopeus} \cdot \text{vuonon pinta-ala}$. Hajoamisnopeus voi vaihdella lämpötilan mukaan (Aure ja Stigebrandt 1990).

Happipitoisuus riippuu hapen kulutuksesta ja tarjonnasta. Hapen uudistumisnopeus on samaa luokkaa kuin veden. Kalankasvatus lisää hapenkulutusta ja vähentää näin vuonon pohjan happipitoisuutta. Jos suhde vuonon allastilavuuden ja vuonon suun vertikaalisen pinta-alan välillä on suurempi kuin 70 000 m, on vuonon suu liian kapea siihen, että vesi vaihtuisi täydellisesti (Aure ja Stigebrandt 1990).

Uuden tiheän veden happipitoisuus on yleensä korkea, mutta happea kuluu pohjakerroksessa orgaanisen aineksen hajottamiseen. Vuonokerrosten veden sekoittumisen lisääminen saattaisi riittää kompensoimaan esim. kalankasvatuksen aiheuttaman hapenkulutuksen lisääntymisen. Jos suurempi osa kalankasvatuslaitoksen sedimenteistä päätyy suuremmille syvyyksille, vaikutukset ovat suurempia kuin on ennakoitu. Jos sedimentti suspendoituu uudelleen, orgaaninen aines leviää suuremmalle alueelle suuremmissa syvyyksissä, jolloin biokemiallinen hajoaminen ja hapen kulutus lisääntyvät dramaattisesti. Jotta sedimentti ei leviäisi vuonon syvempiin osiin, on kasvattamo sijoitettava alueille, joissa on tasainen pohja, eikä voimakasta pohjavirtausta (Aure ja Stigebrandt 1990).

Arvioitaessa kalankasvatuslaitoksen rehevöittäviä vaikutuksia on tuotanto arvioitu 100 t/km^2 vuodessa. Suhteelliset typpipäästöt arvioitiin 4 t/km^2 vuodessa ja fosfori $0,6 \text{ t/km}^2$ vuodessa. Kymmenien vuosien kuluttua rehukertoimella 1,5 saavutettavissa tasapaino-olosuhteissa typpipäästöt kalankasvatuslaitoksen sedimenteistä ovat $3,5 \text{ t/km}^2$ vuodessa ja fosforipäästöt $0,5 \text{ t/km}^2$ vuodessa. Maan mukana typpeä virtaa keskimäärin vuonoihin $8,6 \text{ t/km}^2$ vuodessa ja fosforia $0,44 \text{ t/km}^2$ vuodessa. Typpivirtaama ylempien kerrosten ja pohjakerroksen välillä arvioitiin fosforia 7 t/km^2 :ksi ja fosforivirtaama 1 t/km^2 :ksi. Keskimääräinen virtaama vuonon ja rannikkoalueen välillä arvioitiin $50 \text{ m}^3/\text{s km}^2$:ksi. Meriveden tyypillisillä konsentraatioilla 10 mmol/m^3 typpeä ja $0,5 \text{ mmol/m}^3$ fosforia saadaan suhteellisiksi virtaamiksi 220 t/km^2 typpeä ja 25 t/km^2 fosforia. Näin ollen virtaama merestä vuonoon tai päinvastoin on 20 kertaa suurempi kuin mitkään muut virrat (Aure ja Stigebrandt 1990).

Kirjallisuus

- Anon. 1996. The coast from Jomfruland to Stad; evaluation of the eutrophic state (in Norwegian). Unpublished report to the Norwegian Pollution Control Authority from a group of experts appointed to assess the eutrophic state of fjords and coastal waters/ref. Direktoratet for Naturforvaltning 1999. Environmental objectives for Norwegian aquaculture. New environmental objectives for 1998-2000. DN-rapport 1999-1b.
- Aure J. & Stigebrandt A. 1989. Aquaculture and fjords an analysis of consequences with respect to environmental effects for 30 fjords in Møre and Romsdal. Report no. FO 8803, Inst. Marine rResearch, Bergen, Norway, 106 p. (in Norwegian).
- Aure J. & Stigebrandt A. 1990. Quantitative estimates of the eutrophication effects of fish farming on fjords. Aquaculture, 90 (1990) s. 135-156.
- Direktoratet for Naturforvaltning 1999. Environmental objectives for Norwegian aquaculture. New environmental objectives for 1998-2000. DN-rapport 1999-1b.
- Honkanen, A. 1999. Suullinen tiedonanto 8.7.1999.

LIITE 3. Kalajalosteiden tuotanto ja kuluttajahinnat v. 1999

Kalajaloste		Tuotetta (tonnia)		Kuluttajahinnat (€)	
		Silakka Baltic herring	Kirjolohi Rainbow trout	Silakka Baltic herring	Kirjolohi Rainbow trout
Koneperattu	Machine cleaned	388		1,7	
Nahallinen file	Fillet with skin	2 538	2 092	1,7	7,1
Nahaton file	Fillet without skin	39	720	2,5	7,6
Pakastettu	Deep frozen	1 000	495	4,0	7,6
Suolattu	Salted	90		2,2	
Tuoresuolattu	Slightly salted	0	509		13,0
Kylmäsavustettu	Cold smoked	8	959		13,5
Savustettu	Smoked	1 076	1 186	2,5	6,4
Hiillostettu	Broiled	93	160	2,5	6,7
Puolisäilyke	Semipreserve	243	8	8,4	13,5
Täyssäilyke	Preserve	3	14		8,4
Eines	Ready-to-eat food	225	371	5,9	8,4
Massa	Mass	0	61		6,6
Muut	Other	30	190	5,9	8,4
Yhteensä	Total	5 733	6 766		

Lähde: Setälä, Jari 2001. Kirjallinen tiedonanto, julkaisematon. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos.

Taulukon kirjolohen kalajalosteet on tehty noin 11 200 tonnin perkaamattomasta kirjolohimäärästä (ks. muuntokertoimet alla). Lisäksi viljelytilastossa vuodelle 1999 kirjolohen mätiä yhteensä 364+-43 tonnia, jonka kuluttajahinnoilla laskettu arvo on noin 6,2 M€ (Lohikunta 2001. Suullinen tiedonanto).

Oheisen taulukon määrätietojen ja kokonaistuotantotietojen perusteella on arvioitu, että perattua kirjolohta myytiin suoraan kuluttajille yhteensä 3,4 tonnia. Sen kuluttajahinnan on oletettu olleen 5,2 €/kg.

Taulukon silakan kalajalosteet on tehty noin 9 900 tonnin perkaamattomasta silakkamäärästä (ks. muuntokertoimet alla). Silakasta saatiin mätiä (lähinnä vientiin) noin 45 tonnia vuonna 1999. Tuottajahinta on noin 8,4 €/kg (Länsi-Rannikon Kala Oy 2001. Suullinen tiedonanto). Lisäksi elintarvikesilakkaa toimitettiin vientiin (lähinnä Venäjälle ja Viroon) tuoresilakkana noin 3000 tonnia ja pakastettuna noin 15 000 tonnia vuonna 1999. Vientiin menneen elintarvikesilakan tuottajahinnan on oletettu olleen 0,17 €/kg. Jonkin verran silakkaa myydään myös suoraan kuluttajille. Määrästä ei ole tarkkaa tietoa, mutta sen on oletettu olevan 1000 tonnia vuonna 1999 kuluttajahinnan ollessa 0,84 €/kg.

Eri kalajalostetuotteille käytetyt muuntokertoimet, joiden perusteella perkaamattomasta kalasta saadaan tuotteiden määrät, ovat seuraavat (Setälä 2001):

Kalajaloste	Silakka		Kirjolohi	
	Baltic herring		Rainbow trout	
Koneperattu	Machine cleaned	0,85		
Nahallinen file	Fillet with skin	0,43	0,58	
Nahaton file	Fillet without skin	0,30	0,52	
Pakastettu	Deep frozen	1	0,58	
Suolattu	Salted	1		
Tuoresuolattu	Slightly salted		0,58	
Kylmäsavustettu	Cold smoked	0,30	0,58	
Savustettu	Smoked	1	0,81	
Hiillostettu	Broiled	1	0,71	
Puolisäilyke	Semipreserve	0,43	0,52	
Täyssäilyke	Preserve	0,43	0,52	
Eines	Ready-to-eat food	0,43	0,52	
Massa	Mass			
Muut	Other	0,43	0,52	

LIITE 4. Kalankasvatus ja sen aiheuttama ravinnekuormitus sisävesi-alueilla.

Vuonna 1999 sisävesillä tuotettiin noin 17 % (2679 tonnia perkaamatonta kalaa) ja merialueilla noin 83 % (12770 tonnia perkaamatonta kalaa) kaikesta Suomessa kasvatetusta kalasta, joka pääosin oli kirjolohta (taulukko 1).

Taulukko 1. Ruokakalankasvatuksen alueellinen tuotannon jakauma (tonnia perkaamatonta kalaa) Suomessa maakunnittain (SVT 2000).

Alueet	Merivesi (1000 kg)	Sisävesi (1000 kg)
Uusimaa	170	
Varsinais-Suomi	4 876	
Häme		
Kaakkois-Suomi	751	
Etelä-Savo		255
Pohjois-Karjala		182
Pohjois-Savo		277
Keski-Suomi		258
Pohjanmaa	1 301	
Kainuu (Oulun lääni)	260	1 029
Lappi		663
Ahvenanmaa	5 413	
Yhteensä	12 770	2 679
Osuus koko maan tuotannosta	82,7 %	17,3 %

Tässä yhteydessä esitetään kalankasvatuksen typpi- ja fosforikuormitus suhteessa alueiden muuhun ravinnekuormitukseen Kymijoen, Vuoksen ja Kemijoen vesistöalueilla. Kyseisillä vesistöalueilla harjoitettava kalankasvatustoiminta muodostaa noin 80 % koko maan sisävesikalankasvatuksen volyymistä ja siten myös kuormituksesta (taulukko 2). Tiedot laskelmia varten on saatu Suomen ympäristökeskuksen VEPS tietojärjestelmästä (toimialoittainen ravinnekuormitus vesistöalueittain), ja sisävesi- ja merialueilla tapahtuvan kasvatuksen volyymien osalta lähteestä SVT 2000.

Taulukko 2. Veteen menevän ravinnekuormituksen jakaantuminen Kymijoen, Vuoksen ja Kemijoen valuma-alueilla.

	Kokonaisfosforikuormitus veteen (P/a)		
	Kymijoki	Vuoksi	Kemijoki
Teollisuus	40,925	69,107	9,786
Asutus	22,907	29,291	6,463
Liikenne	0	0	0
Jätteenkäsittely	0,041	0,001	0
Kalankasvatus	6,806	4,908	4,021
Saastunut alue	0	0	0
Maatalous	317,843	366,119	40,111
Metsätalous	31,253	42,241	20,912
Haja-asutus	49,984	62,873	10,896
Laskeuma	81,66	109,282	9,34
Luonnonhuuhtouma	180,364	249,014	188,563
Yhteensä	731,782	932,836	290,093
Yht ilman luonnonhuuhtoutumaa	551,418	683,822	101,53

	Kokonaistyyppikuormitus veteen (N/a)		
	Kymijoki	Vuoksi	Kemijoki
Teollisuus	440,137	1059,305	114,172
Asutus	1260,94	1347,154	343,781
Liikenne	0	0	0
Jätteenkäsittely	12,33	0,803	0
Kalankasvatus	62,514	39,965	31,666
Saastunut alue	0	0	0
Maatalous	4518,215	5749,461	687,786
Metsätalous	442,455	602,361	220,232
Haja-asutus	332,83	418,655	72,553
Laskeuma	4060,058	5954,286	0
Luonnonhuuhtouma	6012,134	8300,481	3771,268
Yhteensä	17141,61	23472,47	5241,458
Yht ilman luonnonhuuhtoutumaa	11129,476	15171,989	1470,19

Kirjallisuus

SVT 2000. Kalanviljely vuonna 1999. Riista- ja kalatutkimus. SVT Maa-, metsä- ja kalatalous. Ympäristö 2000:8.

Julkaisija

Suomen ympäristökeskus

Julkaisun päivämäärä

Marraskuu 2001

Tekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)

Jyri Seppälä, Frans Silvenius, Juha Grönroos, Timo Mäkinen, Kimmo Silvo ja Esa Storhammar

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)

Kirjoloheen tuotanto ja ympäristö

Julkaisun osat

Julkaisu on saatavana myös internetistä

<http://www.vyh.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy529/sy529.htm>**Tiivistelmä**

Tutkimuksessa on arvioitu tyypillisen suomalaisen kirjoloheen tuotannon ympäristöä kuormittavat tekijät ja ympäristövaikutukset raaka-aineiden hankinnasta peratun kalan toimittamiseen kauppaan tai jatkojalostukseen asti. Kirjoloheen ympäristövaikutuksia on vertailtu vaihtoehtoisten kirjoloheen tuotantotapojen, Norjassa kasvatetun lohen, kotimaisen silakan sekä sian- ja naudanlihan ympäristövaikutuksiin tuotteiden koko elinkaaren ajalta. Työssä arvioitiin lisäksi tuotteiden tuottamisesta aiheutuvia sosioekonomisia vaikutuksia.

Tutkimustulosten mukaan kirjoloheen tuotantoprosessin ilmapäästöt syntyvät ennen kaikkea rehujen raaka-aineiden tuotannosta ja varsinaisesta rehun valmistuksesta. Kirjoloheen tuotannossa ilmapäästöillä ei ole kuitenkaan suurta merkitystä ympäristövaikutusten aiheuttajana. Ympäristövaikutusarvioinnin perusteella kirjoloheen kasvatustilastoilta veteen pääsevästä ravinnepäästöt aiheuttavat suurimman osan koko kirjoloheen tuotantoprosessin päästöhaitoista. Kasvatustilosten ravinnepäästöjä voidaan vähentää parhaiten kehittämällä edelleen rehun koostumusta ja ruokintamenetelmiä.

Norjassa merilohen tuotannosta aiheutuu käytännössä vastaavat päästöt kuin kirjoloheen tuotannosta Suomessa. Norjalaisen lohen ympäristövaikutuksia pienentää kuitenkin se, että Atlantilla ravinnepäästöistä aiheutuu huomattavasti vähemmän rehevöityshaittaa kuin Itämeressä ja sisävesissä. Toisaalta Norjassa kalankasvatusta on aiheuttanut kalatauteja ja kasvattamoilta karkaavat lohet uhkaavat luonnon lohikannan geneettistä perimää.

Kala- ja lihatuotteiden välistä ympäristövaikutusten ja sosioekonomisten vaikutusten kokonaisarviointia ei ollut mahdollista tehdä tässä työssä yksiselitteisesti arvioteknisistä vaikeuksista johtuen. Varmuudella voidaan kuitenkin sanoa, että tarkasteltavista tuotteista silakan liha on paras ekologiselta kannalta. Mikäli norjalainen tuontilohi korvaisi kotimaisen kirjoloheen tuotannon, koko Suomen rehevöittävät ravinnepäästöt pienenisivät noin 2 %:lla. Tämä merkitsisi myös noin 1000 työpaikan menetystä enimmäkseen syrjäseuduilla ja noin 38 miljoonan euron lisärahoitusta Norjaan päin.

Asiasanat (avainsanat)

Kirjolohi, elinkaariarviointi, ympäristövaikutusten arviointi, kalanviljely, kalat, sianliha, naudanliha, silakka, lohi

Muut tiedot

*

Sarjan nimi ja numero

Suomen ympäristö 529

ISBN

952-11-1045-7 (PDF)

952-11-1044-9 (nid.)

ISSN

1238-7312

Kokonaissivumäärä

164

Kieli

Suomi

Hinta

21,86 euroa (130 mk)

Luottamuksellisuus

Julkinen

Julkaisun myynti/jakaja

Edita Publishing Oy, Asiakaspalvelu, PL 800, 00043 Editä
Puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380, asiakaspalvelu@edita.fi

Kustantaja

Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki

Utgivare

Finlands miljöcentral

Utgivningsdatum

November 2001

Författare

Jyri Seppälä, Frans Silvenius, Juha Grönroos, Timo Mäkinen, Kimmo Silvo ja Esa Storhammar

Publikationens titel

Produktion av regnbåge och miljön

Publikationens delar

Publikationen finns även i internet

<http://www.vyh.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy529/sy529.htm>*Sammandrag*

I detta arbete uppskattas miljöbelastning och miljöpåverkan som uppstår vid produktion av regnbåge. De olika skedena i för finländska förhållanden typisk produktion beaktas, från anskaffning av råvaror till leverans av rensad fisk till handeln eller vidare förädling. Miljöpåverkan har jämförts med miljöpåverkan av alternativa produktionsmetoder för regnbåge, norsk odlad lax, inhemska strömming samt svin- och nötkött, med beaktande av produkternas hela livscykel. Även socioekonomiska konsekvenser av produktionen bedömdes.

Vid produktion av regnbåge uppstår utsläpp till luften i huvudsak inom produktion av råvaror till fodret, och vid själva fodrets tillverkning. Utsläppen till luften är dock inte av stor betydelse för miljöpåverkan som helhet. På basen av miljökonsekvensbedömningen är det utsläppen till vatten av närsalter från odlingsanläggningarna som orsakar största delen av miljöpåverkan. Utsläppen av närsalter från odlingsanläggningarna kan reduceras bäst genom att utveckla fodrets sammansättning och utfodringsmetoderna.

Produktionen av havslax i Norge medför i praktiken motsvarande utsläpp som vid produktion av regnbåge i Finland. Miljöpåverkan av norsk laxodling minskas dock på grund av att eutrofieringens inverkan blir mindre i Atlantiska kustvatten än i Östersjöns kustområden, sjöar och älvar. Å andra sidan har fiskodlingen i Norge medfört fisksjukdomar, och rymlingar från odlingsanläggningarna innebär ett genetiskt hot mot de naturliga laxbestånden.

En entydig jämförande helhetsbedömning av fisk- och köttprodukternas miljöpåverkan och socioekonomiska konsekvenser var ej möjlig att genomföra inom ramen för denna studie, på grund av bedömningstekniska faktorer. Med säkerhet kan man dock hävda, att bland de produkter som studerades är strömmingen den gynnsammaste ur ekologisk synvinkel. Skulle norsk importlax ersätta den inhemska produktionen av regnbåge, så blev resultatet en minskning med 2 % av de totala eutrofierande närsaltutsläppen i Finland. Det skulle även innebära en minskning av ungefär 1000 arbetsplatser i Finland, huvudsakligen i glesbygder, samt ett ytterligare penningflöde till Norge på ca 38 miljoner €

Sakord (nyckelord)

Regnbåge, livscykelanalys, miljökonsekvensbedömning, fiskodling, fisk, svinkött, nötkött, strömming, lax

Övriga uppgifter

*

Seriens namn och nummer

Miljön i Finland 529

*ISBN*952-11-1045-7 (PDF)
952-11-1044-9*ISSN*

1238-7312

Sidantal

164

Språk

Finska

Pris

21,86 e (130 mk)

Offentlighet

Offentlig

*Distribution*Edita Publishing Ab, Kundenservice, PB 800, FIN-00043 Edita
Tel. +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380, asiakaspalvelu@edita.fi*Förlag*

Finlands miljöcentral, PB 140, 00251 Helsingfors, Finland

<i>Publisher</i> Finnish Environment Institute	<i>Date of publication</i> November 2001
---	---

Author(s)
Jyri Seppälä, Frans Silvenius, Juha Grönroos, Timo Mäkinen, Kimmo Silvo ja Esa Storhammar

Title of publication
Rainbow trout production and the environment

Parts of publication
This publication is also available in the Internet
<http://www.vyh.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy529/sy529.htm>

Abstract

In the study, environmental pressures and impacts caused by the typical production of rainbow trout in Finland were assessed beginning from the extraction of raw materials and ending with the delivery of gutted fish to retailers or to further processing. Environmental impacts of cultivated rainbow trout are compared with the life cycle impacts of different production methods, Norwegian cultivated salmon, Baltic herring caught in Finland, as well as with those of pig and cattle meat production. Moreover the study includes socio-economic data on the production of meat and fish products.

Most of the atmospheric emissions caused by the whole production chain of cultivated rainbow trout originate from the production of feed raw materials and from the manufacturing of feed. However, atmospheric emissions have only a minor contribution to the total environmental impacts caused by the production of Finnish cultivated rainbow trout. The environmental impact assessment of rainbow trout revealed that nutrient emissions into waters caused by fish farming are the most significant emissions from the point of view of environmental impacts. A best way for reducing nutrient emissions from fish farming is to develop the composition of feed and feed efficiency.

No significant differences between the emissions caused by the production of Norwegian cultivated salmon and Finnish rainbow trout were found. However, the Norwegian salmon causes less pressure on aquatic eutrophication than the Finnish rainbow trout because nutrient emissions into waters in the Atlantic Ocean do not have such a great environmental impact as those released to the Baltic Sea and inland waters. On the other hand, salmon lice and escaping cultivated salmon, giving rise to a genetic threat to the natural salmon populations, are regarded as major problems of Norwegian fish farming.

In the work it was not possible to make comparisons between the total environmental impacts and socio-economic effects of the fish and meat products conclusively, because there were lack of data and scientifically well founded assessment methods. However, it can be certainly said that the meat of Baltic herring is the best meat product from a point of view of ecological effects. If the import of Norwegian cultivated salmon replaces domestic rainbow trout production, the eutrophying nutrient load in water caused by Finland will be reduced by approximately 2 percent. This will lead to a situation in which ca. 1000 workplaces are lost mainly in remote areas of Finland and an additional 38 million € will be needed to pay for the salmon imported from Norway.

Keywords

Rainbow trout, life cycle assessment, LCA, environmental impact assessment, fish farming, fish, pork, beef, Baltic herring, salmon

<i>Series (key title and no.)</i> The Finnish Environment 529	<i>ISBN</i> 952-11-1045-7 (PDF) 952-11-1044-9	<i>ISSN</i> 1238-7312
--	---	--------------------------

<i>No. of pages</i> 164	<i>Language</i> Finnish	<i>Price</i> 21,86 e (130 FIM)	<i>Restrictions</i> Public
----------------------------	----------------------------	-----------------------------------	-------------------------------

<i>Distributor</i> Edita Publishing Ltd, P.O.Box 800, FIN-00043 Edita, Finland Tel. +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380, asiakaspalvelu@edita.fi	<i>Publisher</i> Finnish Environment Institute, P.O:Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland
--	--



**YMPÄRISTÖN-
SUOJELU**

Kirjoloheen tuotanto ja ympäristö

Kirjolohti on taloudellisesti tärkein kasvatettu kala Suomessa. Työssä on luotu uudenlaista aineistoa suomalaisen kirjoloheen tuotannon ympäristöä muuttavista tekijöistä ja ympäristövaikutuksista. Lähtökohtana on ollut elinkaariarviointi, jossa kirjoloheen tuotantoa on tarkasteltu raaka-aineiden hankinnasta peratun kalan toimittamiseen kauppaan ja jatkojalostukseen. Työssä on arvioitu teknisesti erilaisten kirjoloheen tuotantotapojen elinkaariset ympäristövaikutukset sekä kalankasvatuksen ravinnepestöjen vähentämismahdollisuuksia. Kirjoloheen ympäristövaikutuksia on verrattu Norjassa kasvatetun lohen, kotimaisen silakan sekä sian- ja naudanlihan ympäristövaikutuksiin, jotta kirjolohiravinnon ympäristörasittavuudesta saataisiin nykyistä parempi kokonaiskuva. Työssä on myös tarkasteltu ympäristövaikutusten rinnalla sosioekonomisia tietoja liha- ja kalatuotteiden tuotannosta, jotta kirjoloheen kehittämisen sosioekonomiset ulottuvuudet voitaisiin ottaa huomioon kehitettäessä kirjoloheen tuotantoa ekologisesti kestävämpään suuntaan.

ISBN 952-11-1044-9 (nid.)

ISBN 952-11-1045-7 (PDF)

ISSN 1238-7312

Julkaisu on saatavana myös internetissä:

<http://www.vyh.fi/palvelut/julkaisu/elektro/sy529/sy529.htm>

Edita Publishing Oy
PL 800, 00043 EDITA, vaihe 020 450 00
Asiakaspalvelu:
puhelin 020 450 05, faksi 020 450 2380
Edita-kirjakauppa Helsingissä:
Annankatu 44, puhelin 020 450 2566