

Outi Heikinheimo

Siiian kalastuksen säätely sisävesissä



RIISTA- JA KALATALOUDEN TUTKIMUSLAITOS
KALATUTKIMUKSIA – FISKUNDERSÖKNINGAR

No 153

1999

Siian kalastuksen säätely sisävesissä

Outi Heikinheimo

Helsinki 1999

Vastaava toimittaja: Raimo Parmanne

Kansi: Siikoja Arvolan nuottakunnan apajasta Säskylän Pyhäjärveltä. (Kuva Pekka Salmi)

ISBN 951-776-211-9

ISSN 0787-8478

Oy Edita Ab

Helsinki 1999

Sisällys

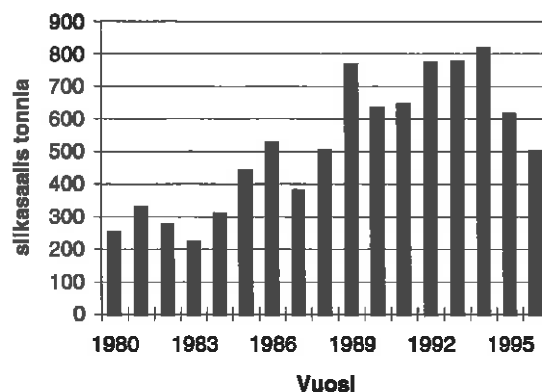
1. JOHDANTO	1
2. KALASTUKSEN SÄÄTELYN TEOREETTINEN TAUSTA.....	4
2.1. Kalastuksen säätelyn tavoitteet.....	4
2.2. Kalastuksen taso	5
2.3. Pyydysten valikoivuus	6
2.4. Säätelyn perustana käytettävät kalakantamallit	7
2.4.1. Yksilajimallit	7
2.4.2. Monilajimallit	8
2.5. Epävarmuus kalastuksen säätelyssä.....	8
2.6. Kalastuksen säätelyn keinot.....	10
4. TULOKSET JA TULOSTEN TARKASTELU	13
4.1. Siian kalastuksen säätelyyn vaikuttavat tekijät.....	13
4.1.1. Kasvun ja luonnollisen kuolevuuden riippuvuus kannan tiheydestä	13
4.1.2. Ravintokilpailu.....	14
4.1.3. Siian istutustiheys ja istutusten tuloksellisuus.....	15
4.2. Kalastussuosituksien tarkastelu	16
4.2.1. Tuottolaskelmat (Y/R-analyysi).....	16
4.2.2. Iänmääritys virhelähteenä	17
4.2.3. Toimenpidesuosituksien tarkastelu	18
5. JOHTOPÄÄTÖKSET JA SUOSITUKSET	20
5.1. Siian kalastuksen säätelyn erikoispiirteet	20
5.2. Yksilajimalleista päätösanalyysiin	20
5.3. Epävarmuuden pienentäminen.....	22
5.4. Suositukset	22
KIITOKSET	24
KIRJALLISUUS.....	25

1. Johdanto

Siika on Suomessa yksi tärkeimmistä istutettavista kalalajeista. Vuonna 1996 istutettiin 24 miljoonaa 1-kesäistä tai sitä vanhempaa ja yli 62 miljoonaa vastakuoriutunutta siikaa (Kala- ja rapuistutukset vuonna 1996). Vastakuoriutuneista noin puolet ja 1-kesäisistä ja sitä vanhemmista siianpoikasista noin 60 % istutettiin sisävesiin (R. Savolainen, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, kirjallinen tieto). Monilla alueilla myös luonnonkannoilla on suuri merkitys ammatti- ja kotitarvekalastuksen saaliina. Uhanalaisia ovat jokikutuiset siikakannat, joiden lisääntymisalueet ovat hävinneet tai muuttuneet jokien patoamisen ja perkausten seurauksena.

Ammattikalastuksen siikasaalis sisävesillä on vaihdellut 1980- ja 1990-luvulla noin 200 tonnista yli 800 tonniin (kuva 1). Merialueen siikasaalis samana ajanjaksona on ollut keskimäärin 1 000 tonnin luokkaa. Valtaosa sisävesien ammattikalastuksen siikasaaliista on saatu Lapin läänistä. Saalis oli suurimmillaan 1990-luvun alussa, jolloin useissa järvissä oli muikkukato, ja siika korvasi osin muikkua ammattikalastuksen kohteena. Siikasaaliin arvo oli 1980-luvulla noin kymmenesosa koko sisävesien ammattikalastussaaliin arvosta, mutta muikkusaaliiden ollessa vähäiset siian suhteellinen osuus kokonaissaaliin arvosta kasvoi. Vuonna 1996 se oli noin 16 %.

Vapaa-ajankalastajien siikasaalis sisävesi- ja merialueelta oli vuosina 1984-1992 4 000 - 6 000 tonnia (Kalatalous ajassa 1993), josta noin kolme neljäsosaa saatiin järvistä (Vapaa-ajankalastus vuonna 1994, 1996). Vapaa-ajankalastajien osuus sisävesien siikasaaliista oli 80 % vuonna 1996 (Vapaa-ajankalastus vuonna 1996).



Kuva 1. Ammattikalastuksen siikasaalis sisävesillä vuosina 1980-1996 (Kalatalous ajassa 1993, Ammattikalastus sisävesialueella vuonna 1992, 1993, 1994, 1995, 1996).

Nykyinen käsitys siikojen taksonomiasta on, että Suomen alkuperäiset siikat kuuluvat yhteen lajiin, *Coregonus lavaretus* (L.) (Himberg ja Lehtonen 1995). Siikamuodoista ehdotetaan käytettäväksi kolmiosisia nimiä alalajien tapaan, esim. *Coregonus lavaretus pallasi*, planktonsiika. Vaikkakaan siikamuodot eivät kaikissa suhteissa täytä alalajin tunnusmerkkejä, tämä tapa on kuitenkin käytännön kalavesien hoidon

tarpeisiin riittävän selkeä. Tässä kirjoituksessa sovelletaan siksi Himbergin ja Lehtosen (1995) suosittelemaa siikamuotojen nimeämistapaa. Aiemmin käytössä oli Svärdsönin (1979) esittämä nimeämistapa, jonka mukaan siikamuotojen nimet muodostettiin kuten erillisten lajien nimet, esimerkiksi *Coregonus pallasi*, planktonsiika (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988, Heikinheimo-Schmid 1992).

Suomessa kalastukselle on leimaa-antavaa verkkokalastuksen yleisyys. Yli 90 % vapaa-ajankalastajien siikasaaliista saadaan verkoilla (Vapaa-ajankalastus vuonna 1994, 1996). Kalastuksen säätelyongelmat ovat Suomessa sen vuoksi suurelta osin muusta Euroopasta ja Pohjois-Amerikasta poikkeavia.

Merialueen siikakantojen kalastus poikkeaa sisävesistä mm. siikojen pitkien vaellusten, erilaisen kalaston koostumuksen ja erityyppisten pyyntitapojen suhteen, vaikkakin kalastuksen säätelyn ongelmat ovat osittain yhtäläisiä. Tässä työssä rajoitun käsittelemään järviolueella esiintyviä siikoja ja niiden kalastuksen järjestelyä.

Siikaistutusten tuloksellisuus vaihtelee suuresti. Kesänvanhojen poikasten istutukset ovat tuottaneet tutkimusten mukaan 2-250 kg/1000 istukasta, keskimäärin 55-60 kg (Salojärvi 1992a). Usein istutukset eivät ole tuottaneet toivottua tulosta siksi, että kalastusta ei ole onnistuttu kohdistamaan oikein. Myöskään istutusmäärät eivät ole aina olleet oikein mitoitettuja kalastuksen määrän huomioonottaen, mikä on joissain tapauksissa johtanut ylitieheen siikakannan kääpiöitymiseen.

Kalastuksen säätelyn yleisiä tavoitteita ovat kalakantojen kestävä hyödyntäminen, istutusten kannattavuus, uhanalaisen lajin tai kannan suojeleminen sekä monipuolisten kalastusmahdollisuuksien turvaaminen. Kalastuslaki määrittelee kalastuksen säätelylle tavoitteeksi kalakannan mahdollisimman tehokkaan hyödyntämisen kuitenkin niin, että kalakannan uusiutuminen ei vaarannu. Istutetuilla kannoilla tilanne on poikkeava siinä mielessä, että kalakannan uusiutumisesta ei tarvitse huolehtia. Tavoitteeksi voidaan silloin asettaa esimerkiksi istutuksen mahdollisimman suuri taloudellinen kannattavuus. Jos taas kysymyksessä on virkistyskalastusalue, taloudellisen kannattavuuden määrittelemineen ei ole itsestään selvää. Virkistyskalastuksen arvon mittaustavasta ei ole yksimielisyyttä. Säätelyn tavoite on erilainen riippuen siitä, millainen vesistö on ympäristö-olosuhteiltaan ja laadultaan, millaista kalastusta alueella halutaan harjoittaa ja tukea ja mitä lajeja kalastetaan. Istutusten suunnittelun ja kalastuksen säätelyn tulisi liittyä kiinteästi toisiinsa. Ennen istutusten aloittamista olisi selvitettävä, mikä on ko. kalaveden tavoitetilä, mitkä istutuslajit täyttävät parhaiten asetetut tavoitteet ja miten kalastus on tarkoituksenmukaista järjestää.

Kalastuksen säätely kohdistuu lähes aina useisiin lajeihin samalla kertaa, koska harvoilla pyyntitavoilla saadaan pelkästään tavoitesaalislajia. Sivusaaliit ovat runsaat etenkin verkkokalastuksessa. Esimerkiksi siian verkkokalastuksessa pyydyksiin tarttuu nuoria petokaloja kuten taimenia (Makkonen ym. 1996).

Kalastuksen vaikutuksia siikakantoihin ja siikaistutusten tuloksiin Suomen sisävesialueella ovat tarkastelleet Auvinen (1987), Salojärvi (1988, 1992a, 1992b), Valkeajärvi 1992, Mutenia ym. (1995) ja Salonen ym. (1996, 1997). Siikaistutusten tuloksellisuuteen liittyviä ekologisia prosesseja on selvittänyt Salojärvi (1992a).

Tämä julkaisu perustuu lisensiaatintutkimukseeni, joka tarkastettiin Helsingin yliopiston Limnologian ja ympäristönsuojelun laitoksella 13.5.1998 (Heikinheimo 1998). Työssä on tarkasteltu siikakantojen tilaa, siihen vaikuttavia tärkeimpiä tekijöitä ja kalastuksen tasoa kantojen tuottoon nähden kolmessa erilaisessa järvessä. Tämän perusteella on annettu suositukset kalastuksen järjestelyksi. Ensimmäinen on Kemijärvi, voimakkaasti säännöstelty ja jätevesien kuormittama järvi, johon istutetaan siikaa velvoitteena. Alkuperäisten siikamuotojen lisääntyminen on vaikeutunut säännöstelyn vuoksi (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988). Toinen tapaus on Saimaaseen kuuluva Paasivesi, jossa on luonnossa lisääntyvää järvikutuista siikaa ja istutettua

planktonsiikaa (Heikinheimo-Schmid 1992). Kolmanneksi on tarkasteltu istutetun planktonsiian ja järvitaimenen kalastuksen yhteensovittamista Lappajärvessä päätös-analyysin keinoin (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998).

Tulokset lisäävät tietoa siian kalastuksen järjestelyn vaihtoehtoista eri tilanteissa ja siinä huomioon otettavista tekijöistä, vaikkakaan ne eivät ole suoraan yleistettävissä. Yksityiskohtaisten kalastussuositusten antamiseksi on tunnettava paikallisten siikakantojen ominaisuudet ja kalastuksen erityispiirteet.

2. Kalastuksen säätelyn teoreettinen tausta

2.1. Kalastuksen säätelyn tavoitteet

Kalastuksen säätelyn tavoite ammattikalastusta ajatellen on mm. kannan kestävänn käytön turvaaminen, eli kalastuksen pitäminen sellaisella tasolla, että kantaa voidaan jatkuvasti kannattavasti hyödyntää. Ammattikalastus on usein erikoistunut tiettyyn lajiin, ja muut lajit ovat sivusaalista.

Yleinen tavoite kansainvälisessä kalastuksen säätelyssä on perinteisesti ollut saaliin maksimointi kalakannan kestävyuden rajoissa, "maximum sustainable yield", MSY (Hilborn ja Walters 1992, Charles 1994, Francis ja Shotton 1997). Säätelyn perustana käytettävissä kalakantamalleissa oletuksena on usein tasapainotilanne, joten epävarmuustekijöitä ja saaliiden vaihteluja ei oteta huomioon.

Keskimääräisen saaliin maksimointi, johon MSY-ajattelussa pyritään, on tosiasiaassa riskejä sisältävä tavoite kalastuksen säätelyssä (Holling 1973, Lindqvist 1977, Hilborn ja Walters 1992). Ammattikalastuksen kannalta on tärkeämpää saaliiden vaihteluiden tasaaminen siten, että saalis pysyy suurella todennäköisyydellä riittävällä tasolla kalastuksen kannattavuuden turvaamiseksi. Saaliin vaihdellessa vuosittain suuresti se voi pudota toisinaan niin alas, että kalastuksen tuotto ei peitä kustannuksia. Satunnaiset huippusaaliit taas aiheuttavat hinnan romahtamisen, tai markkinat eivät pysty vetämään kaikkea tarjolla olevaa kalaa.

Saaliiden vaihtelu on vähäisempää silloin, kun saalis koostuu useista ikäryhmistä. Satunnaiset heikot vuosiluokat eivät silloin heilauta saalista paljonkaan. Toisin on, jos saaliissa on vain muutama ikäryhmä. Kalastuksen säätelyllä tulisi silloin pyrkiä laajentamaan kannan ikäryhmäkoostumusta.

Varovaisuusperiaatteen noudattamista kalastuksen säätelyssä esittivät ensimmäisen kerran Kesteven ja Holt (1955). Nykyisin se on hyväksytty noudatettavaksi mm. FAOn ohjeissa (Precautionary approach... 1995). Varovaisuusperiaatteen noudattaminen edellyttää kalastuksen säätelytutkimukselta toimenpiteistä aiheutuvien riskien arviointia (Francis ja Shotton 1997, Kuikka 1998).

Kotitarvekalastuksen tavoitteet ovat osin samat kuin ammattikalastuksen siinä mielessä, että saaliiden tasaisuus on tärkeää. Monipuolinen kalasto on eduksi, koska kotitarvekalastukseen sisältyy myös virkistysarvoja.

Jos säätelyllä halutaan edistää nimenomaan virkistyskalastusta, tavoitteet voivat olla hyvin erilaiset. Mahdollisuus saada suuria kaloja voi pitää yllä virkistyskalastusta, vaikka saalista saataisiin vain harvoin. Näin on esimerkiksi lohijoissa. Erityisesti suuret petokalat ovat usein virkistyskalastajien toivesaaliita. Siikakin voi olla virkistyskalastuksen kohde. Siian ongintaa harrastetaan paikallisesti jokisuissa tai rannoilla kutu- tai syönnösvaelluksen aikana tai talviaikaan pilkillä. Suomessa virkistyskalastusalueiden kalastoa pyritään pääsääntöisesti muokkaamaan petokalavaltaisemmaksi. Silloin esimerkiksi siian verkkokalastus on ongelma, koska se muuttaa kalastoa siten, että suuret petokalat pyydetään nuorina, jolloin niiden osuus vähenee (kohta 2.3., Heikinheimo ja Raitaniemi 1998).

Uhanalaisten lajien suojelun ollessa tavoitteena ongelmat ovat samantyyppiset kuin virkistyskalastusalueella. Suojeltavat lajit tai kannat ovat usein lohensukuisia petokaloja. Verkkokalastus ja lisääntymisalueiden puute ovat suurimmat uhat niiden säilymiselle.

Virtakutuiset planktonsiikakannat on luokiteltu erittäin uhanalaisiksi (Kalaston suojelutyöryhmän muistio 1996, Kaukoranta ym. 1998). Muiden siikamuotojen uhanalaisuus ei ole tarkkaan tiedossa, mutta monet luonnonkannat ovat taantuneet tai niitä on vain vähän jäljellä. Järvikutuisten siikakantojen lisääntymistä häiritsee etenkin järvien vedenkorkeuden säännöstely kuten Kemijärvessä (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988) ja Lappajärvessä (Raitaniemi ym. 1995). Siian systematiikan selkiintymättömyys vaikeuttaa osaltaan kantojen suojelutarpeen kartoitusta. Alkuperäisiä siikakantoja on tuhoutunut tai heikentynyt siirtoistutusten aiheuttaman kantojen sekoittumisen vuoksi (Kallio-Nyberg ja Koljonen 1988, Kaukoranta ym. 1998). Siikaistutuksia suunniteltaessa tulisi ottaa huomioon mahdolliset vaikutukset luonnonvaraisiin kantoihin (Salojärvi 1992b). Sama koskee kalastuksen järjestelyä. Kalaston suojelutyöryhmä (1996) ei luokitellut "järvisiikaa" (*C. l. nilssonii*) uhanalaiseksi, mutta Kaukorannan ym. (1998) mukaan alkuperäisiä järvisiikakantoja on enää vähän. Esimerkiksi Päijänteen järvisiikakanta on taantunut ilmeisesti kalastuksen vaikutuksesta (Valkeajärvi 1987). Alueella on pääasiassa pyydetty pikkusiikaa (*C. l. wartmanni*), jolloin nopeakasvuisemmat järvisiikat ovat joutuneet saaliiksi liian nuorina, mikä on heikentänyt kutukantaa.

2.2. Kalastuksen taso

Ylikalastus voidaan jakaa seuraaviin tyyppeihin (Gulland 1983):

- 1) Kasvun ylikalastus
- 2) Lisääntymisylikalastus
- 3) Taloudellinen ylikalastus

Kasvun ylikalastus on tilanne, jossa kalastuksen lisääminen pienentää saalista. Lisääntymisylikalastuksessa kannan uusiutuminen vaarantuu, koska kutukanta on kalastettu liian vähiin. Taloudellinen ylikalastus tarkoittaa tilannetta, jossa kalastuksen lisääminen pienentää siitä syntyvää kokonaistuottoa. Taloudelliseen ylikalastukseen joudutaan jo ennen kasvun ylikalastusta, koska kalastuksen kustannukset nousevat pyyntiponnistuksen kasvaessa.

Kasvun ylikalastus on yleinen ilmiö ja kohtalaisen helppo havaita kuolevuus- ja kasvulaskelmien avulla. Siioista nopeakasvuiset kannat, esimerkiksi planktonsiika, ovat alttiita kasvun ylikalastukselle (Heikinheimo ja Valkeajärvi 1998). Lisääntymisylikalastusta voi olla ongelmallista havaita erityisesti silloin, kun kysymyksessä on parveutuva kalalaji. Jos kalastajat löytävät parvet esimerkiksi kaikuluotainten avulla, voi yksikkösaalis pysyä tasaisena, vaikka todellisuudessa kanta on pienentynyt uusiutumisen vaarantavalle tasolle. Näin ei myöskään kalastuksen kannattavuus rajoita pyynnin voimakkuutta ennen kuin ollaan jo kannan romahdustilanteessa.

Lisääntymisylikalastuksen vaara on ilmeinen silloin, kun kalastukseen rekrytointi tapahtuu ennen sukukypsyyssikää ja kalastus on niin voimakasta, että sukukypsiä ikäryhmiä ei enää juurikaan ole saaliissa. Myersin ym. (1994) mukaan kalastuksen säätelyssä periaatteena tulisi olla se, että jokainen kala pääsisi kutemaan ainakin kerran. Siioilla kalastuksen voimistuminen voi myös lisätä rekrytointia, koska monilla siikakannoilla rekrytointi on tiheydestä riippuvaa, ja emokannan koon ja rekrytoinnin suhdetta kuvaava käyrä on huipukas (Salojärvi 1992a). Lisääntymisylikalastuksesta on

esimerkkinä jo aiemmin mainittu Päijänteen järvisiika (Valkeajärvi 1987). Lisääntymisylikalastus on todennäköistä myös muissa sellaisissa järvissä, missä esiintyy kasvunopeudeltaan erilaisia siikakantoja ja hidaskasvuisen siian kalastus on tehokasta.

Ylikalastus ei johdu pelkästään suuresta pyyntiponnistuksesta, vaan myös pyydysten valikoivuudesta. Jos kalat rekrytoituvat kalastukseen varhain, ylikalastustilanteeseen joudutaan paljon pienemmällä pyyntiponnistuksella kuin tilanteessa, jossa kalat ehtivät kasvaa kookkaiksi ennen tarttumistaan pyydyksiin.

Siian kohdalla tulee usein kysymykseen myös liian vähäinen kalastus. Silloin kannan tiheys kasvaa liian suureksi järven ravintovaroihin nähden ja siiat kääpiöityvät. Jos järvessä ei kalasteta riittävän tiheillä verkoilla tai muilla pyydyksillä kuten nuotilla, trooleilla tai rysillä, pienikokoiset siiat voivat jäädä kokonaan tai osittain rekrytoitumatta kalastukseen. Siikojen kääpiöitymisestä on esimerkkejä sekä istutetuissa että luonnonkannoissa (Amundsen 1988, Sarjamo ym. 1989, Salonen ym. 1997, Miinalainen ja Heikinheimo 1998).

2.3. Pyydysten valikoivuus

Pyydyksen valikoivuus määritellään pyydykseen jääneiden kalojen osuutena a) koko populaatiosta tai b) kaloista jotka kohtaavat pyydyksen (Hamley 1975). Seuraavassa valikoivuudella tarkoitetaan näistä jälkimmäistä.

Verkkojen valikoivuutta siialle ovat Suomessa tutkineet Turunen ym. (1998). Mika Kurkilahti (Turun yliopisto) on laatinut matemaattisen mallin, jolla eri silmäkokojen valikoivuus Saimaan "tuppisiialle" (*C. l. wartmanni*) voidaan laskea pituusluokittain. Pyydyksen valikoivuus riippuu lisäksi mm. langan paksuudesta ja pauloitustavasta (Hamley 1975). On todettu, että valikoivuus samallakin pyydyksellä voi olla erilainen kesällä ja talvella, koska kylmässä vedessä kalat ovat hidaskasvuisempia (Turunen ym. 1998).

Verkkokalastus, jossa kalan tarttuminen pyydykseen määräytyy sen koon mukaan, muokkaa kalakantaa siten, että nopeakasvuisimmat tulevat ensimmäisinä pyydytyiksi pois. Jos kalastus on tehokasta, vain hidaskasvuiset ehtivät elää lisääntymisikäisiksi asti. Se voi johtaa kannan geneettisen rakenteen muuttumiseen siten, että vähitellen nopeakasvuiset kalat karsiutuvat. Valikoivan kalastuksen aiheuttamia geneettisiä muutoksia on todettu lohensukuisilla kaloilla (ICES Mariculture Committee 1997).

Petokalojen saalistus toimii eri tavalla kuin verkkokalastus, koska se karsii heikoimpia ja hidaskasvuisimpia yksilöitä. Verkkokalastuksen vaikutuksesta lajikoostumus muuttuu siten, että nopeakasvuiset kalat vähenevät ja vähempiarvoiset, pienikokoiset lajit lisääntyvät, koska niitä ei kalasteta (Auvinen 1987, Auvinen ym. 1998). Lisäksi niihin kohdistuva saalistuspaine pienenee petojen määrän vähentyessä.

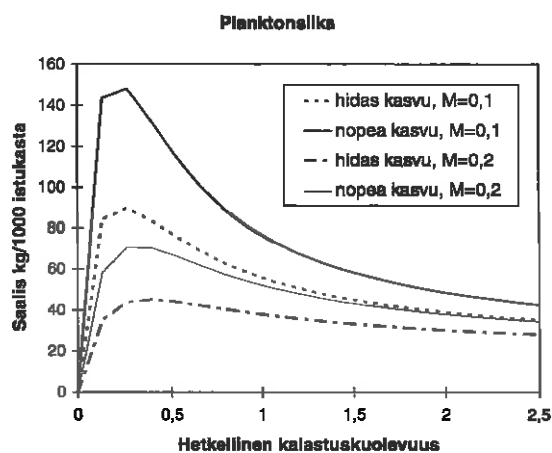
Nuottoaus ja troolaus eivät ole samalla tavoin valikoivia pyyntimuotoja kuin verkkokalastus. Ne ottavat tasaisemmin eri kokoluokkia, vaikkakin saaliskalan minimikoko määräytyy pääsääntöisesti silmäkoon mukaan.

2.4. Säätelyn perustana käytettävät kalakantamallit

2.4.1. Yksilajimallit

Yksinkertaisin ajateltavissa oleva malli, jota voidaan käyttää kalastuksen säätelyssä, on dynaaminen biomassamalli (Hilborn ja Walters 1992). Tällaiset mallit ovat yleensä perinteisen ekologiassa käytetyn logistisen mallin muunnoksia, jotka kuvaavat kalakannan biomassan kasvua ympäristön kantokyvyn rajoissa. Kalakantamalleissa on siihen sisällytetty ainakin saalis ja sen riippuvuus pyyntiponnistuksesta ja kannan koosta, esimerkkinä Schaeferin sekä Pellan ja Tomlinsonin mallit (Hilborn ja Walters 1992). Ikärakennemalleissa kalakantaa käsitellään ikäryhmittäin ja otetaan huomioon ikäryhmäkohtainen paino, pyydystettävyyden ja luonnollinen kuolevuus, esimerkiksi Y/R (yield per recruit) -mallit, kohorttianalyysi ja VPA (virtual population analysis) (Ricker 1975, Gulland 1983).

Y/R-mallien perusteella voidaan arvioida, miten kalastuskuolevuuden tai rekrytointi-
iän muutos vaikuttaisi keskimääräiseen saaliiseen ja millä kalastuskuolevuudella saalis on suurimmillaan (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988, Heikinheimo-Schmid 1992). Vastaavasti voidaan arvioida kutukannan koon muutosta kalastuskuolevuuden muuttuessa, kun tiedetään sukukypsyyden saavuttamisikä. Oletuksena on tasapainotilanne, jossa kasvu, rekrytointi-ikä ja ikäryhmäkohtainen luonnollinen kuolevuus ovat vakioita. Y/R-käyrä on huipukas nopeakasvuisilla lajeilla, myös usein siioilla etenkin, jos rekrytointi-ikä on alhainen ja luonnollinen kuolevuus on pieni (kuva 2). Silloin käyrän laskevalla osalla kalastuskuolevuuden lisäys alentaa saalista. Luonnollinen kuolevuus vaikuttaa käyrän huipukkuuteen. Mitä suurempi luonnollinen kuolevuus, sitä edullisempaa on voimakas kalastus, koska luonnollinen kuolevuus ja kalastuskuolevuus "kilpailevat" keskenään.



Kuva 2. Luonnollisen kuolevuuden ja kasvunopeuden vaikutus Y/R-käyrän muotoon. Esimerkkinä Etelä-Päijänteen istutettu planktonsiika Heikinheimon ja Valkeajärven (1998) mukaan. M = hetkellinen luonnollinen kuolevuus.

Luonnonkantoja tarkasteltaessa kalakantamalliin sisällytetään usein kannan lisääntymistä kuvaavia muuttujia, esimerkiksi emokannan koon ja rekryyttien määrän välinen suhde (S/R-suhde) (Ricker 1975, Hilborn ja Walters 1992), jolloin kalastuksen voimakkuutta voidaan tarkastella kannan kestävyyyteen nähden, eli voidaan havaita

lisääntymisylikalastus. Tässä työssä pääasiallisena tutkimuskohteena olivat istutetut siikakannat (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988, Heikinheimo-Schmid 1992, Heikinheimo ja Raitaniemi 1998). Luonnonkantojen S/R-suhde ei ollut tutkimuskohteena.

Kohorttianalyysi ja populaatioanalyysi (VPA, virtual population analysis) (Gulland 1983, Hilborn ja Walters 1992) ovat lähisukuisia menetelmiä, joita käytetään kalastuskuolevuuden ja kannan koon arviointiin. Samoja laskentakaavoja voidaan käyttää myös kannan koon ja saaliiden ennustamiseen tulevaisuudessa. Ennustava kohorttianalyysi tai VPA ovat monipuolisia apuvälineitä esimerkiksi rekrytoinnin tai kalastuksen muutoksen vaikutusten simuloinnissa.

Suomessa siikakantojen dynamiikan tarkastelussa on käytetty sekä Y/R-malleja (Auvinen 1987, Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988, Heikinheimo-Schmid 1992) että kohorttianalyysi- tai VPA-malleja (Raitaniemi ym. 1995, Salonen ym. 1996, 1997). Salojärvi (1992a) on analysoinut emokannan koon ja rekrytoinnin suhteita useilla siikakannoilla. Yksilajimallit ovat tähän mennessä olleet Suomessa yleisin työkalu kalastuksen säätelytutkimuksissa.

2.4.2. Monilajimallit

Kalalajien vuorovaikutukset, kuten predaatio ja kilpailu, jätetään usein huomioonottamatta kalakantamalleissa (Hilborn ja Walters 1992). Syynä voi olla se, että niiden vaikutusta pidetään vähäisenä tai vaikeasti kontrolloitavana. Vaikka vaikutuksia pidettäisiinkin merkittävänä, niitä kuvaavien parametrien estimointi saattaa olla ylivoimaista.

Esimerkiksi Pohjanmeren kalastuksen säätelyä varten kehitetty monilaji-VPA on auttanut tutkijoita ymmärtämään entistä paremmin Pohjanmeren ekosysteemiä, mutta kalastuksen säätelyn työkaluksi tai muille alueille sovellettavaksi se on liian monimutkainen (Daan 1987, Hilborn ja Walters 1992).

Monimutkaisen mallin uskotaan usein kuvaavan todellisuutta tarkimmin, mutta käytännön kalastuksen säätelyssä se hankaloittaa mallin soveltamista (esim. Francis ja Shotton 1997). Monimutkainen malli saadaan sovitetuksi hyvin luonnosta kerättyyn aineistoon, mutta tosiasiasa lukuisia parametreja sisältävässä mallissa virheet kumuloituvat, kun joudutaan tekemään useita oletuksia (Hilborn ja Walters 1992).

Monilajimalleja on käytetty Suomessa vähän. Marttunen ja Kylmä (1997) ovat kehittäneet Inarijärvelle kalakantojen hoitomallin, jolla voidaan käsitellä kolmea kalalajia. Inarijärven sovelluksessa lajit ovat siika, muikku ja taimen. Bayesilaisilla vaikutuskaaviomalleilla on käsitelty monilajikalastuksen ongelmia (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998, Heikinheimo ja Valkeajärvi 1998).

2.5. Epävarmuus kalastuksen säätelyssä

Kalastuksen säätelyyn vaikuttava epävarmuus johtuu niin biologisista, taloudellisista kuin yhteiskunnallisistakin tekijöistä (Charles 1994, Hildén 1997). Tässä keskitytään lähinnä biologisiin epävarmuuden lähteisiin ja niiden vaikutukseen.

Kalastuksen säätelytoimenpiteet perustuvat arvioituun kalakannan tilaan ja tavoitteisiin, joihin säätelyllä pyritään. Säätelyä suunniteltaessa on tärkeää olla tietoinen myös siitä, kuinka suuri riski voidaan hyväksyä sille, että tavoitteisiin ei päästäkään.

Tutkijan tehtävänä on asiantuntemuksensa ja tutkimustulosten perusteella esittää vaihtoehtoiset säätelytoimenpiteet sekä niiden tuottamat hyödyt ja riskit (Francis ja Shotton 1997, Kuikka 1998). Kalastuksen säätelystä päättävillä tällaisessa muodossa oleva tieto on käyttökelpoisinta. Päätöksentekijä asettaa tavoitteet ja päättää säätelytoimenpiteistä sen mukaan, kuinka suuria riskejä ollaan valmiita ottamaan.

Jos kalastuksen mitoituksella pyritään esimerkiksi turvaamaan kalakannan uusiutuminen, ei riitä että arvioidaan, millä tasolla keskimäärin kutukannan koon olisi oltava ja millaisella kalastuksella tämä saavutetaan. Vähintään yhtä olennaista on epävarmuuden tunnistaminen ja huomioonottaminen. Kuinka suurta vaihtelua kannan koossa tulee olemaan? Millainen epävarmuus sisältyy lähtötietoihin ja laskelmiin? Silloin voidaan sanoa, kuinka suuri on todennäköisyys, että joudutaan tasolle, jolla kanta on vaarassa romahtaa tai kalastus tulee kannattamattomaksi. Varovaisuusperiaatteen noudattaminen on kalastuksen säätelyssä perusteltua (Precautionary approach...1995, Francis ja Shotton 1997, Kuikka 1998). Siksi päättäjällä tulisi olla riskiä välttävä asenne. Arvio epävarmuuden suuruudesta vaikuttaa siten suoranaisesti päätökseen.

Epävarmuutta sisältyy jo kalakanta-arvioissa käytettyihin lähtötietoihin, sekä muuttujien tilaan (esimerkiksi kalakannan koko) että syy-seuraussuhteisiin (järvitaimenen vaikutus muikkukantaan). Esimerkiksi kalojen luonnollinen kuolevuus on tekijä, joka riippuu suuresti ympäristöolosuhteista ja joka on vaikea määrittää. Kalakantamalleissa käytetty luonnollisen kuolevuuden arvo voi vaikuttaa suurestikin kannan tilasta ja kalastuksen tasosta tehtäviin johtopäätöksiin. Luonnollisesti lisääntyvissä kannoissa myös emokannan ja rekrytoinnin välisessä suhteessa on usein suurta epävarmuutta (Hildén 1997, Kuikka ym. 1998), kuten myös Salojärven (1992a) tutkimukset siialla osoittavat.

Vahvemmallalla pohjalla ollaan, jos epävarmuus ja tietämättömyys tunnistetaan, jolloin sitä pystytään käsittelemään. Epävarmuutta voidaan kuvata esittämällä parametrin tai muuttujan arvot todennäköisyysjakauman muodossa. Toinen tapa on käyttää vaihtoehtoisia parametrien arvoja ilman niihin liittyviä todennäköisyyksiä (Francis ja Shotton 1997, Marttunen ja Kylmälä 1997). Epävarmuuden laskennalliseen käsittelyyn kalastuksen säätelyongelmissa on käytetty mm. Monte Carlo -simulointia (Francis ja Shotton 1997). Monipuolisempaan epävarmuuden käsittelyyn soveltuvat bayesilaiset menetelmät (Punt ja Hilborn 1997). Parametrien ja muuttujien todennäköisyysjakaumat (ns. priorijakaumat) voivat perustua esimerkiksi asiantuntija-arvioihin ja tutkittavasta kalakannasta tai muista kannoista kerättyyn aineistoon. Bayesilaisten kalakantamallien rajoituksena on algoritmien monimutkaisuus ja niiden vaatima aika tehokkaillakin koneilla (Punt ja Hilborn 1997). Kalakantamalleissa käytettyjä bayesilaisia laskentamenetelmiä ovat esittäneet mm. Punt ja Hilborn (1997) ja McAllister ja Ianelli (1997).

Bayesilaiset vaikutuskaaviot kuuluvat päätösanalyysin menetelmiin (Clemen 1996, Varis ja Kuikka 1990, Varis ym. 1990, Heikinheimo ja Raitaniemi 1998, Kuikka ym. 1998). Päätösanalyysin lähtökohtana on, että tiedon arvo määräytyy sen mukaan, voiko se muuttaa päätöksiä. Vaikutuskaaviomallin avulla löydetään ne muuttujat, joilla on merkitystä kalastuksen säätelyssä ja jotka siksi vaativat tarkempaa tutkimusta. Voidaan myös arvioida, kuinka suuri olisi hyöty, jos jonkin epävarman muuttujan arvo tiedettäisiin tarkasti. Epävarmuuden analysointi voi tuottaa yllätyksellisiä tuloksia siitä, minkä tekijöiden tutkiminen on itse asiassa kalastuksen säätelyn kannalta merkityksellistä (Kuikka ym. 1998). Vaikutuskaaviomallilla saadaan eri säätelyvaihtoehtojen tuottama hyöty ja muut halutut muuttujien arvot todennäköisyysjakaumina. Näin pystytään vertailemaan hyötyjä ja riskejä ja esittämään analyysin tulos päätöksentekijälle käyttökelpoisessa muodossa (Francis ja Shotton 1997).

2.6. Kalastuksen säätelyn keinot

Kalastuksen säätelyn keinoja ovat saaliin määrän rajoittaminen tai tekninen säätely, johon luetaan pyyntiponnistuksen säätely, joko sen rajoittaminen tai lisääminen tietyillä pyydyksillä, alueelliset ja ajalliset rauhoitukset tai rajoitukset ja pyydysten rakenteen säätely. Sisävesissä sovelletaan yleensä teknistä säätelyä.

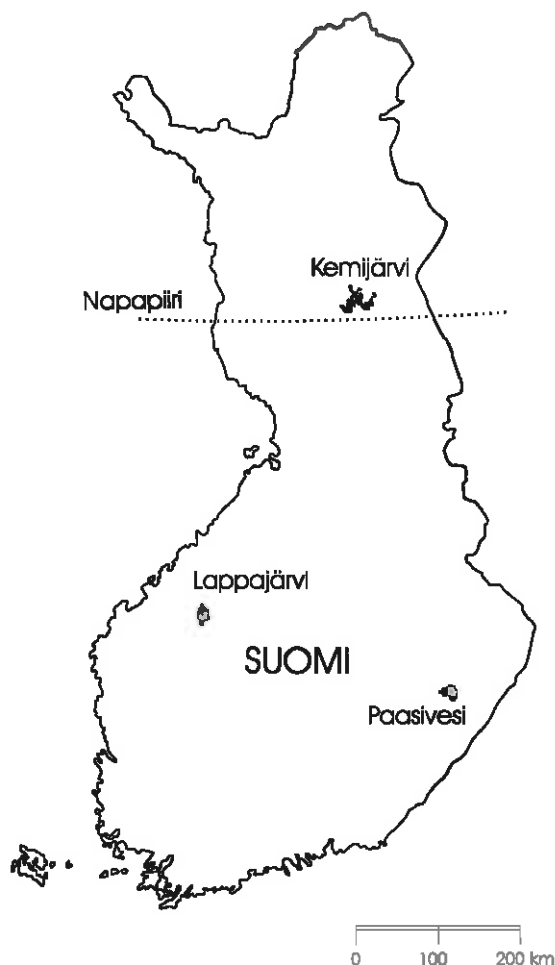
Sopeutuva kalastuksen säätely (adaptive management) tarkoittaa säätelyn joustavaa muuttamista tilanteen mukaan (Hilborn ja Walters 1992). Siian kalastuksessa sopeutuva säätely on käytössä Sveitsissä (Müller ja Mbwenemo Bia 1998). Pyydysten silmäkokorajoituksia ja pyyntiponnistusta muutetaan tarvittaessa siikakantojen tilasta, esimerkiksi siikojen kasvusta ja kannan ikärakenteesta, saatavan tiedon perusteella. Sopeutuva säätely vaatii joustavaa ja nopeaa päätöksentekojärjestelmää.

Sopeutuvaa velvoitehoitoa on suositeltu Inarijärvelle (Ahonen ja Heinimaa 1996). Tavoitteena on säädellä siian istutusmääriä siika- ja muikkukannan tiheyden mukaan. Istutettavien kalojen kokonaismäärä vastaa kuitenkin velvoitepäättöksen rahallista arvoa, joten vajeus siikaistutuksissa korvataan muilla istutuslajeilla. Muikkukadon aikana istutetaan ehdotuksen mukaan vuosittain 0,7-0,8 miljoonaa kesänvanhaa siianpoikasta. Kun siian kasvu hidastuu tai muikkukanta voimistuu, siirrytään 0,5 miljoonan vuosittaiseen istutusmäärään. Myös järvitaimenen ja muiden petokalojen istutusmääriä ja istutuskokoa sopeutetaan muikkukannan tilan mukaan.

3. Tutkimusalueet, aineisto ja menetelmät

Tutkimusjärvistä Kemijärvi (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988) on kaikkein pohjoisin (66-67°N, 27-28°E). Paasivesi sijaitsee Itä-Suomessa (62°N, 29°E) ja on osa Saimaata (Heikinheimo-Schmid 1992). Lappajärvi sijaitsee Pohjanmaalla (63-64°N, 23-24°E) (kuva 3). Se on Suomen suurin kraatterijärvi (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998). Kemijärvi ja Lappajärvi ovat säännösteltyjä ja myös jätevesien kuormittamia. Erityisesti Kemijärvellä ympäristömuutosten vaikutus on suuri. Paasivesi on tutkimusjärvistä kaikkein luonnontilaisin.

Paasivedessä elää luonnossa lisääntyvä, järvikutuinen "tuppisiika" (*Coregonus lavaretus wartmanni*). Istutuksiin käytettiin planktonsiikaa (*C. lavaretus pallasii*) (Heikinheimo-Schmid 1992). Kemijärvessä on samantyyppinen luonnossa lisääntyvä siika (*C. lavaretus wartmanni*), ja istutettu siika on vaellussiikaa (*C. lavaretus lavaretus*). Kemijärveen on istutettu myös peledsiikaa (*C. peled*) (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988). Lappajärveen istutettu siika on planktonsiikaa (Raitaniemi ym. 1995).



Kuva 3. Tutkimusjärvien sijainti.

Aineisto koostui siikanäytteistä, kalastustiedusteluista ja kalastajien saaliskirjanpidosta (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988, Heikinheimo-Schmid 1992, Heikinheimo ja Raitaniemi 1998). Kemijärvestä kerättiin yhteensä 1 250 siikaa vuosina 1983-1985, Paasivedestä 9 700 siikaa vuosina 1980-1988 ja Lappajärvestä 2 500 siikaa vuosina 1989-1993. Yksityiskohtaisemmat tiedot näytemääristä pyydyksittäin ja kalastustiedustelujen ja -kirjanpidon suoritustavasta ovat esittäneet Kemijärven osalta Heikinheimo-Schmid ja Huusko (1987a), Heikinheimo-Schmid ym. (1987) ja Heikinheimo-Schmid (1987), Paasivedeltä Heikinheimo-Schmid (1985a) ja Lappajärven aineistoista Raitaniemi ym. (1995). Siikoja kerättiin ympäri vuoden tärkeimpien pyyntimuotojen saaliista sekä ammatti- että kotitarvekalastajilta siten, että näytteet edustivat mahdollisimman hyvin kalastajien siikasaaliin koostumusta. Siioista mitattiin kokonaispituus, paino, määritettiin sukupuoli ja laskettiin ensimmäisen kiduskaaren siivilähampaat. Ikä määritettiin suomusta, jotka otettiin vatsaevien kärkeä väliseltä alueelta, Lappajärvellä myös operculum-luista (Raitaniemi ym. 1995).

Kasvu määritettiin takautuvasti Kemijärven ja Lappajärven siioille. Kemijärven aineistoon käytettiin Jari Leskisen laatimaa tietokoneohjelmaa (julkaisematon), joka laskee kalan takautuvan kasvun Rickerin ja Laglerin (1942) menetelmää vastaavasti (Bagenal ja Tesch 1978). Jokaista suomun pituusluokkaa (250-luokkainen jaottelu) kohden ohjelma laskee kalan pituuden keskiarvon. Jokaiselle 25 luokan osuudelle lasketaan suomun säteen ja kalan pituuden suhdetta kuvaava regressiosuora, joista muodostuu koko suomun pituusskaalan kattava mallikäyrä. Kunkin vuosirenkaan etäisyyttä vastaavan kalan pituuden määrittämiseen käyrältä käytetään yhtälöä

$$aSn = aS \cdot SN/S,$$

jossa

aSn = sovitettu vuosirenkaan n etäisyys

aS = kyseistä kalan pituutta vastaava suomun pituus mallikäyrältä

Sn = vuosirenkaan n mitattu etäisyys

S = suomun mitattu kokonaispituus.

Lappajärven siioille käytettiin takautuvaan kasvun määrittämiseen Monastyrskyn menetelmää (Bagenal ja Tesch 1978). Pituuksia vastaavat painot laskettiin kyseisestä aineistosta määritetyn pituus-painosuhteen perusteella.

Paasiveden siikojen kasvu määritettiin nuottanäytteistä olettaen, että nuotta ei valikoi nopeakasvuisimpia yksilöitä samalla tavoin kuin verkko. Siikamuodot eroteltiin siivilähampaiden lukumäärän perusteella (Heikinheimo-Schmid 1992).

Saaliskirjanpidon perusteella laskettiin pyydyskohtaiset yksikkösaaliit, eli saalis yhtä pyydystä ja yhtä kokemiskertaa kohden. Nuotan ja troolin yksikkösaaliina käytettiin yhden vedon saalista. Verkkosaaliit kirjattiin solmuväliuokittain ja muikkuverkot erikseen. Solmuväliuokat olivat 27-33 mm, 34-40 mm ja yli 40 mm. Lappajärvellä oli eritelty yli 40 mm:n solmuvälisistä verkoista lisäksi luokka 41-55 mm. Paasiveden siioilla käytettiin vuosiluokittaisia yksikkösaaliita kuolevuuksien laskennassa (Ricker 1975). Kuolevuudet laskettiin Robsonin ja Chapmanin (1961) menetelmällä.

Kalastuksen taso suhteessa tuottoon Paasivedellä ja Kemijärvellä määritettiin Y/R-analyysin avulla. Paasivedellä käytettiin Bevertonin ja Holtin menetelmää (Ricker 1975, s. 251). Kemijärven aineistoon käytettiin kohorttiallyysin laskentakaavoja (Gulland 1983, s.105). Lappajärven siian ja taimenen kalastusta kuvattiin bayesilaisella vaikutuskaaviomallilla. Mallissa käytettiin yleisiä saalisyhtälöitä (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998) ja Raitaniemen ym. (1995) esittämiä kasvu- ja kuolevuus- ym. parametriarvoja. Analyysi tehtiin DPL-nimisellä vaikutuskaavioihin ja päätöspuihin perustuvalla ohjelmalla (Decision Programming Language DPL 1995). Menetelmän yksityiskohdat on selostettu ko. artikkelissa (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998).

4. Tulokset ja tulosten tarkastelu

4.1. Siian kalastuksen säätelyyn vaikuttavat tekijät

4.1.1. Kasvun ja luonnollisen kuolevuuden riippuvuus kannan tiheydestä

Siian kasvuun vaikuttavat ensisijaisesti lämpötila ja saatavilla olevan ravinnon määrä yksilöä kohti. Luonnollinen kuolevuus riippuu myös ravintovarojen riittävydestä ja toisaalta kasvusta, koska pienikokoiset kalat ovat petokaloille otollisia saaliita. Nälkiintymisestä johtuva kuolevuus on todennäköisintä varhaisessa poikasvaiheessa tai istutetuilla kaloilla heti istutuksen jälkeen. Kuolevuus aiheutuu useimmiten välillisesti siten, että nälkiintymisestä heikentyneet poikaset ovat alttiita predaatiolle (Salojärvi 1992a). Kasvun ja kuolevuuden riippuvuus kannan tiheydestä ovat kompensoivia populaation säätelymekanismeja (Salojärvi 1992a).

Ravintovarojen määrään vaikuttaa järven rehevyystaso ja habitaattien monipuolisuus. Ympäristömuutokset voivat vähentää järven ravintovaroja. Esimerkiksi järven vedenkorkeuden säännöstely kuluttaa rantavyöhykettä ja estää kalojen ravintona tärkeiden kookkaiden pohjaeläinten menestymisen siellä (Alasaarela ym. 1985, Heikinheimo-Schmid 1985b). Kemijärven litoraalivyöhykkeen eläimistöä olivat harvinaistuneet mm. *Ephemera vulgata*, *Pontoporeia affinis* ja *Pallasea quadrispinosa*, jotka ennen säännöstelyä olivat vallitsevia (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988). Pohjaeläimistön koostumuksen muutos vaikuttaa harvasiiivilähampaisiin siikoihin, joiden tyypillisintä ravintoa ovat pohjaeläimet, kuten suuret hyönteistoukat, äyriäiset, simpukat ja kotilot.

Pontoporeia ja *Pallasea* olivat Kemijärvässä ennen säännöstelyä harvasiiivilähampaisen siian ravinnossa tärkeällä sijalla. Tutkimusaikana pääosa ravinnosta oli surviais-sääskien toukkia (Chironomidae) ja eläinplanktonia (Huusko 1987). Samantyyppinen tilanne havaittiin Kiantajärvässä (Heikinheimo-Schmid 1985b).

Siikojen kasvun riippuvuus kannan tiheydestä on todettu monissa tapauksissa. Esimerkiksi kasvu on nopeutunut, kun siika on siirretty uuteen ympäristöön, missä siikaa ei ennestään ole (Olofsson 1934a, b), tai tehokas kalastus on harventanut siikakantaa ja nopeuttanut kasvua (Healey 1980, Salojärvi 1992a, Valkeajärvi 1992). Suuri istutusmäärä on monissa tapauksissa aiheuttanut kasvun heikkenemisen (Salojärvi 1988). Salojärven (1992a) mukaan siian kompensatorinen (tiheydestä riippuva kasvu) on todettu Perankajärvässä, Oulujärvässä, Kiantajärvässä ja Inarissa. Samoin Lokan ja Porttipahdan tekoaltailla vahvojen vuosiluokkien peledsiit kasvoivat hitaimmin. Peledsiian kasvu nopeutui, kun ylitieheää kantaa harvennettiin (Salonen ym. 1997).

Jos jokin muu tekijä vaikuttaa voimakkaasti kasvuun, tai ravinnon määrä on kaikilla havaituilla tiheyksillä riittävä, ei kasvun riippuvuus kannan tiheydestä tule esiin. Esimerkiksi Suomenlahdella ei ole havaittu vaellussiian istutustiheyden vaikuttavan kasvuun toteutuneilla istutusmäärillä (Raitaniemi ym. 1996).

Kun siikakannan tiheys kasvaa ravintovaroihin nähden liian suureksi, siika voi reagoida myös vaeltamalla pois järvestä. Kemijärvässä suuri osa istutetuista vaellus-

siiioista vaelsi ilmeisesti alavirtaan (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988, Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1987b, 1990). Alasvaelluksen todennäköisin syy on ravintotilanne (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1987b, Salojärvi 1986), mihin viittaa myös se, että kaikkien siikojen kasvu oli hidasta verrattuna mm. läheisiin Lokan ja Porttipahdan tekoaltaisiin tai Kemijärven säännöstelyä edeltävältä ajalta 1960-luvulta peräisin oleviin kasvutietoihin. Tiheäsiivilähampaisten muotojen, planktonsiian ja peledsiian, kasvu oli Kemijärvässä nopeampaa kuin vaellussiian ja myös alasvaellus vähäistä (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1987b, 1990). Myös mm. Oulujärvellä on havaittu siikojen alasvaellusta, mutta sillä ei ollut merkittävää vaikutusta kannan kokoon (Hyvärinen ym. 1992).

Paasivedellä ravintovaroja rajoittavat järven muoto ja vähäsaarisuus. Suuri osa järvestä on ulappa-aluetta, missä viihtyvät planktonia syövät kalalajit. Pohjaeläinsyöjille sopivan rantavyöhykkeen osuus järven pinta-alasta on pieni. Paasiveden luonnossa lisääntyvä harvasiivilähampainen siika ("tuppisiika", *C. l. wartmanni*) on pelaginen samoin kuin vastaava siikamuoto Kemijärvässäkin. Vaellussiikaa ei Paasivedessä ole (Heikinheimo-Schmid 1992).

Kasvun riippuvuutta siikakannan tiheydestä ei todettu Paasivedessä (Heikinheimo-Schmid 1992). Myös Lappajärvellä kasvuun vaikuttivat tutkimusaikana ilmeisesti enemmän muut tekijät kuin siikakannan tiheys (Raitaniemi ym. 1995, Heikinheimo ja Raitaniemi 1998). Lappajärvestä kuitenkin vuoden 1985 planktonsiikaistutukset tuottivat erityisen huonon tuloksen, kun istutustiheys oli poikkeuksellisen suuri (36 kpl/ha). Vaikutusmekanismi oli todennäköisesti poikasten lisääntynyt kuolevuus tai vaellus pois järvestä (Raitaniemi ym. 1995).

Salojärven (1988) mukaan Perankajärvestä istutetun siian luonnollinen kuolevuus kasvoi huomattavasti, kun populaation tiheys oli suuri. Kompensatorinen kuolevuus oli todennäköistä myös Kallioisessa, mutta Oulujärvestä sitä ei havaittu (Salojärvi 1992a).

4.1.2. Ravintokilpailu

Ravintokilpailu voi olla lajin sisäistä (intraspesifinen) tai lajien välistä (interspesifinen) (Salojärvi 1992a). Lajin sisäisessä kilpailussa saattavat kaikki eri-ikäiset yksilöt kilpailla keskenään, tai kilpailu voi olla ikäryhmän sisäistä. Lajin sisäinen kilpailu ilmenee mm. tiheydestä riippuvana kasvuna tai kuolevuutena.

Lajien välinen kilpailu voi näkyä esimerkiksi siten, että kasvu tai luonnollinen kuolevuus riippuu toisen lajin tiheydestä. Muikku on siian tärkein ravintokilpailija silloin, kun siika elää pelagiaalissa (Svärdson 1976). Useimmiten kysymyksessä on silloin tiheäsiivilähampainen siika, kuten planktonsiika. Myös harvasiivilähampaaiset siikat kuten *C. lavaretus wartmanni* ("tuppisiika", "pikkusiika", "murokas") voivat olla elintavoiltaan pelagisia (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988, Heikinheimo-Schmid 1992). Inarijärvestä ja sen lähialueen järvissä elää kääpiösiikoja, jotka ovat hyvin muikun kaltaisia elintavoiltaan (Toivonen 1960, Sarjamo ym. 1989).

Muikun kilpailu siian kanssa ilmeni mm. Paasivedessä (Heikinheimo-Schmid 1992) ja Lappajärvestä (Raitaniemi ym. 1995). Paasivedessä "tuppisiian" kasvu hidastui muikkukannan olessa tiheä. Planktonsiikaan vaikutus ei ollut yhtä suuri, koska se on tiheäsiivilähampainen ja siksi tehokkaampi planktonsyöjä kuin tuppisiika. Saimaan pohjoisosassa on todettu siikasaaliin suuruuden riippuvan käänteisesti muikkukannan tiheydestä (Viljanen 1983). Syynä saaliiden muutoksiin voi olla kalastuksen kohdistuminen enemmän siikaan muikun puuttuessa, tai siian väistyminen pelagiaalista silloin, kun muikkukanta on vahva. Valkeajärvi (1992) on havainnut näin tapahtuvan Päijänteessä. Sotkamon reitin alaosassa tapahtui 1980-luvulla paikallisen siian kasvun

hidastuminen, johon syynä olivat joko lisääntyneet siikaistutukset tai muikkukannan tiheyden kasvu (Salojärvi ja Huusko 1990).

Lappajärvessä istutettujen planktonsiikojen kasvu nopeutui kaikissa vuosiluokissa, kun tiheä muikkukanta romahti. Nopeutuminen alkoi ensimmäisen harvan muikkuvuosiluokan synnyttyä (Raitaniemi ym. 1995).

Siian ravintokilpailu pohjaeläimiä syövien lajien, kuten ahvenen ja särjen, kanssa on todennäköistä, mutta vaikeasti osoitettavissa. Langeland ja Nøst (1994) havaitsivat, että siikakanta pieneni ja sen oleskelualueet ja ravinnon koostumus muuttuivat särkipopulaation vaikutuksesta. Raitaniemi ym. (1999) ovat todenneet, että siian kasvunopeus eri järvissä on yhteydessä särkikannan runsauteen. Ahven tai särki saattavat elää myös pelagisesti (Salonen ym. 1997), etenkin jos muikkua tai pelagista siikaa on vähän (Valkeajärvi 1992).

4.1.3. Siian istutustiheys ja istutusten tuloksellisuus

Istutustiheys on otettava huomioon kalastuksen säätelyä suunniteltaessa, koska kalastuksen olisi pidettävä siikakannan tiheys sopivalla tasolla järven ravintovaroihin nähden. Kalastuksen merkitys on istutustiheyden ohella hyvän istutustuloksen kannalta ratkaiseva. Jos siikaverkkoja on noin 0,5 kpl/ha, istutustiheydeksi riittää noin 5-15 kesänvanhaa istukasta hehtaarille (Salojärvi 1992b). Jos kalastusteho on tähän verrattuna kaksinkertainen, 1 siikaverkko/ha, istutusmäärä voi olla 10-25 kpl/ha. Tavoite-saalis on näissä tapauksissa 75-150 kg/1000 istukasta. Jos järvessä on ennestään siikaa tai muikkua, istutustiheyden tulee olla pienempi.

Tutkimusjärvet poikkesivat toisistaan istutustiheyden ja kalastuksen voimakkuuden suhteen. Kemijärveen on istutettu 1960-luvulta alkaen vaellussiikaa, Inarin pohja-siikaa, planktonsiikaa ja peledsiikaa (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988). Keskimääräinen istutustiheys oli tutkimuksen päättymistä edeltävällä 10 vuoden jaksolla 10 istukasta hehtaarille vuodessa. Kun myös osa yläpuoliseen vesistöön istutetuista siioista kulkeutui alavirtaan, todellinen istutustiheys lienee ollut jopa yli 30 istukasta hehtaarille. Kaikkien siikojen kasvu oli Kemijärvessä hidasta. Keskipaino saaliissa oli 200-260 g. Siikaistutusten tuotto oli noin 10 kg/1000 istukasta, jos otetaan huomioon pelkästään Kemijärveen tehdyt istutukset (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1987a). Jos istutustuloksen arvioinnissa otetaan huomioon myös yläpuolisesta vesistöstä vaeltavat istukkaat, tulos on tätäkin heikompi.

Siikaverkkojen (muut kuin muikkuverkot) määrä Kemijärvessä oli vuonna 1982 0,2-0,4 hehtaaria kohti riippuen siitä, lasketaanko pinta-ala ylimmän vai alimman vedenkorkeuden mukaan. Siian istutustiheyden tulisi olla Salojärven (1992b) mukaan pienempi kuin 10 kpl/ha, kun otetaan huomioon, että järvessä on myös muikkua. Kemijärven istutuksia suositeltiin vähennettäväksi 6-7 poikaseen hehtaarille vuodessa, josta yli puolet planktonsiikaa. Myös yläpuolisella jokialueella olisi istutusmääriä pienennettävä (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988).

Paasivedellä istutustiheys oli noin 6 kpl hehtaarille vuodessa (Heikinheimo-Schmid 1992). Verkkojen määrä oli 0,03-0,07/ha koko järvessä, mutta verkkopyynti on keskittynyt lähelle rantoja. Järven keskiosa on syvää ulappa-aluetta, joten verkkotiheys on järven matalissa osissa keskiarvoa suurempi. Paasivedellä istutusten tuotto oli alhainen, 20-30 kg/1000 istukasta (Heikinheimo-Schmid 1992). Istutustulokseen vaikuttavia tekijöitä olivat mm. siikojen kasvu ja kalastus tiheillä siikaverkoilla (kohta 4.2.1)

Lappajärvessä istutustiheys oli vuosina 1983-1993 yleensä keskimäärin 13 kpl hehtaarille vuodessa, mutta vuonna 1985 määrä oli lähes kolminkertainen, 36 poikasta hehtaarille (Raitaniemi ym. 1995). Tämän istutuksen tuloksellisuus oli noin

25 kg/1000 istukasta, mikä on selvästi huonompi kuin keskimääräinen tulos tutkimusajana, 60-70 kg. Heikko tulos johtui suuresta kuolevuudesta tai siikojen vaelluksesta pois järvestä. Lappajärven siian ja taimenen kalastusta kuvaavassa vaikutuskaaviomallissa (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998) istutusmäärä oletettiin vakioiksi.

4.2. Kalastussuositusten tarkastelu

4.2.1. Tuottolaskelmat (Y/R-analyysi)

Kalakannan tuottolaskelmissa luonnollisen kuolevuuden arvo vaikuttaa lopputulokseen, mm. siihen, minkä muotoinen on Y/R-käyrä (saalis rekryyttiä eli kalastuksen kohteeksi tulevaa kalaa kohti), joka kuvaa kalastuskuolevuuden ja tuoton välistä riippuvuutta (kuva 2).

Luonnollinen kuolevuus oletetaan Y/R-malleissa usein vakioiksi koko kalan eliniän ajan, koska tarkkaa tietoa sen vaihtelusta ei ole. On kuitenkin perustellumpaa olettaa, että se on poikasvaiheessa suuri ja kalastuksen kohteena olevissa ikäryhmissä pienempi (Salojärvi 1992a), koska luonnollinen kuolevuus riippuu mm. kalan koosta. Poikasvaiheessa ja heti istutuksen jälkeen luonnollinen kuolevuus on suurimmillaan, ja myös sen vuosittainen vaihtelu on suurta. Salojärven (1992a) tulosten mukaan hetkellinen luonnollinen kuolevuus (iästä riippumattomaksi oletettuna) vaihteli vuosiluokittain Kallioisessa 0,07:stä 0,3:een vuotta kohti. Kiantajärvessä se oli keskimäärin 0,12 ja Oulujärvessä 0,25 (0,11-0,37). Lukuihin sisältyi mm. istutus- ja kuljetusstressin aiheuttama kuolevuus sekä istutuksen jälkeinen alkukuolevuus (Salojärvi 1992a). Tulokset perustuivat siihen, että tunnetusta istutusmäärästä vuosittain saatu kappalemääräinen saalis pystyttiin laskemaan, joten jäljelle jäävä osa oli kuollut luonnollisesti. Rekrytoituneissa ikäryhmissä keskimääräinen luonnollinen kuolevuus lienee em. perusteilla korkeintaan 0,1-0,2, mutta voi olla sitäkin pienempi.

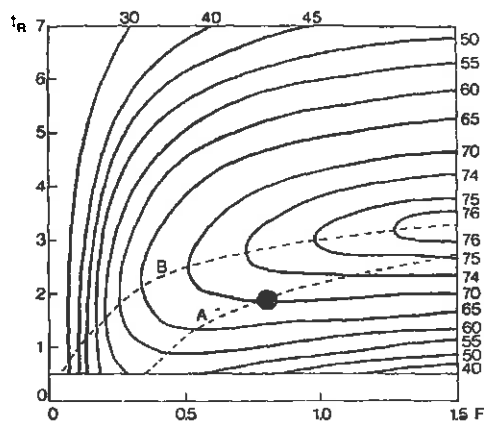
Kemijärven siika-aineistosta tehdyissä laskelmissa käytetty luonnollisen kuolevuuden arvo oli 0,3. Y/R-mallin tulosten mukaan kaikkien Kemijärven siikojen kalastus oli tasolla, jossa kalastuksen lisääminen ei kasvattaisi rekryyttikohtaista saalista (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988). Käyrien muoto ei ollut huipukas, mikä merkitsee sitä, että kalastuksen lisääminen ei myöskään pienentäisi saaliita. Jos luonnollinen kuolevuus on todellisuudessa ollut pienempi, siian kalastuskuolevuus Kemijärvessä oli vastaavasti arvioitua suurempi. Tässä tapauksessa maksimituotto olisi suurempi ja käyrä huipukkaampi. Johtopäätökset kalastuksen tasosta vahvistuisivat siinä mielessä, että kalastuksen lisääminen jopa pienentäisi saaliita.

Paasivedellä kalastukseen rekrytoituminen tapahtui Y/R-analyysin mukaan tuppisiialla (*C. lavaretus wartmanni*) rekryyttikohtaisen tuoton maksimoinnin kannalta sopivassa iässä, mutta planktonsiian tuoton parantamiseksi olisi rekrytointi-ikää nostettava verkkojen silmäkokoa suurentamalla (kuva 4). Kalastuksen taso oli tuppisiian kalastuksessa oikealla tasolla, mutta planktonsiialla jo ohittanut optimaalisen tason, jos rekrytointi-ikä pysyy entisellään. Kalastuksen vaikutusta tuppisiian kutevan kannan kokoon ei tässä tarkasteltu. Hetkellisen luonnollisen kuolevuuden arvo analyysissä oli tuppisiialla 0,3 ja planktonsiialla 0,2. Pienempi luonnollisen kuolevuuden arvo olisi tässäkin tapauksessa vahvistanut johtopäätöksiä planktonsiian osalta. Hidaskasvuisen tuppisiian kohdalla luonnollisen kuolevuuden pienempi arvo ei todennäköisesti aiheuttaisi olennaista muutosta tehtyihin päätelmiin.

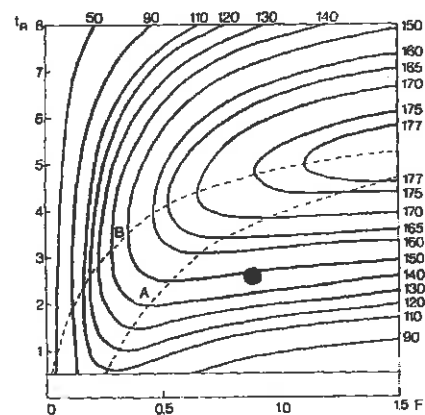
Tutkimusaineiston keruuaikana 1980-83 siikojen kasvu Paasivedessä oli nopeaa, mutta hidastui vuosikymmenen lopulla (Heikinheimo-Schmid 1992). Johtopäätökset olisivat siten saattaneet olla erilaiset, jos aineisto olisi kerätty myöhemmin.

Y/R-analyysi on todenmukaisempi, jos luonnollisen kuolevuuden arvot ovat ikäryhmäkohtaisia. Lappajärven vaikutuskaaviomallissa (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998), jossa pohjana on Y/R-malli, pyrittiin kuvaamaan luonnollinen kuolevuus tarkemmin. Oletettiin, että istutetuista sioista kuolee ennen kalastuskokoon tuloa keskimäärin 55 %, mutta vaihtelu on suurta (40-70 %). Kalastuksen kohteena olevissa ikäryhmissä oletettiin hetkellisen luonnollisen kuolevuuden arvoksi 0,05-0,15, keskimäärin 0,1. Lisäksi käytettiin suurempaa luonnollisen kuolevuuden arvoa hitaan kasvun tilanteessa (kerroin 1,5). Luonnollisen kuolevuuden arvo vaikutti myös päätöksiin, kuten verkkojen silmäkokosuositukseen ja suositeltuun pyyntiponnistuksen tasoon isorysällä ja verkoilla.

Kun Y/R-analyysissä oletuksena on tasapainotilanne, myös kasvu oletetaan vakioksi. Jos kuitenkin ollaan tilanteessa, jossa siikakannan harventaminen parantaa kasvua (esimerkiksi Kemijärvessä, Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988), kalastuksen lisääminen olisi todellisuudessa edullisempaa kuin Y/R-käyrä osoittaa.



Tuppisiika



Planktonsiika

Kuva 4. Tuppisiikan ja planktonsiikan tuotto Paasivedessä (Heikinheimo-Schmid 1985a). F = hetkellinen kalastuskuolevuus, t_R = keskimääräinen rekrytointi-ikä, ● = tilanne ajalla 1980 - 1983, käyrä A = suurin tuotto kullakin rekrytointi-ikällä, käyrä B = suurin tuotto kullakin kalastuskuolevuudella.

4.2.2. Iänmääritys virhelähteenä

Iänmäärityksen oikeellisuus on kalakantojen tuottolaskelmissa tärkeää, koska iänmääritykseen perustuvat sekä kasvu- että kuolevuusarviot. Merialueen sioilla on todettu, että suomut eivät useissa tapauksissa ole yksinään riittävän luotettavia iänmääritykseen (Raitaniemi 1997). Salojärven (1989) mukaan taas Oulujärven sioilla virheet suomuista tehdyissä ikämäärityksissä olivat vähäisiä. Ongelmallisimpia ovat

hyvin hidaskasvuiset ja poikkeuksellisen nopeakasvuiset populaatiot (Raitaniemi 1997). Hidaskasvuiset määritetään helposti liian nuoriksi, koska kaikki vuosirenkait eivät erotu suomuissa (Raitaniemi ym. 1998). Nopeakasvuisten siikojen suomuihin taas voi syntyä valerenkaita. Paras tulos saadaan, jos käytetään iänmäärityksessä rinnakkain otoliitteja, suomuja ja mahdollisesti myös operculum-luita (Raitaniemi 1997, Raitaniemi ym. 1998). Lappajärven siikojen iänmäärityksessä käytettiin suomujen rinnalla operculum-luita, ja lisäksi oli mahdollista tarkistaa määrityksiä kuonomerkityistä yksilöistä (Raitaniemi ym. 1995). Kemijärven ja Paasiveden hidaskasvuisilla siioilla (*C. l. wartmanni*) iänmääritysvirheet ovat mahdollisia. Kalastetuissa populaatioissa ei kuitenkaan ole kovin vanhoja yksilöitä, tai niitä on niin vähän, ettei sillä ole tuottolaskelmissa merkitystä. Tärkeintä on, että runsaslukuisimmat ikäryhmät on määritetty oikein. Hidaskasvuisilla siioilla virhe voi aiheuttaa kuolevuuden yliarvioinnin, jos vanhat kalat määritetään nuoremmiksi, ja ikäjakaumasta tulee todellista huipukkaampi. Nopeakasvuisilla virhe on päinvastainen. Iänmääritysvirheet voivat myös peittää vuosiluokkien runsaudenvaihteluita (Hilborn ja Walters 1992).

4.2.3. Toimenpidesuositukset

Kemijärven tutkimuksen perusteella tehtiin johtopäätös, jonka mukaan tiheän siikakannan harventaminen parantaisi kasvua (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988). Se perustui mm. siihen, että järven ravintovarot ovat köyhtyneet voimakkaan säännöstellyn seurauksena, siikojen kasvu oli hidasta ja istutusmäärät suuria. Siksi suositeltiin, että nuotta- tai rysäkalastusta tulisi tehostaa sekä pienentää verkkojen silmäkokoa. Avoperärysät tulisi sallia ammattimaisessa kalastuksessa. Verkkojen silmäkoon pienentämisellä harvennettaisiin paitsi siikaa, myös ahven- ja särkikantoja.

Ensisijainen toimenpide Kemijärvellä olisi istutusmäärien pienentäminen. Sen toteuttamista vaikeuttavat istutusvelvoitteet, joiden muuttaminen on yleensä hidas prosessi. Tiheiden kalakantojen harventaminen verkkopyynnillä on tehotonta ja vaikea toteuttaa, koska se on työlästä, eikä saalis ole haluttavaa (Sarjamo ym. 1989). Harvennuspyynti on onnistunut parhaiten tehokkailla pyydyksillä kuten trooleilla, nuotilla tai isorysillä. Avoperärysä soveltuu hyvin tiheän siikakannan kalastukseen (Mutenia 1991, Ahonen 1991, Mutenia ym. 1995). Jos saalista ei voida markkinoida kalakauppaan, aiheutuu myös työvoimakustannuksia, koska pyynti on järjestettävä erikseen nimenomaan tätä tarkoitusta varten (Sarjamo ym. 1989).

Lokan ja Porttipahdan tekoaltailla istutettu peledsiika alkoi vastoin odotuksia lisääntyä vuodesta 1986 lähtien. Kantojen tiheys kasvoi silloin huomattavasti. Väärin ajoitettu verkkokalastuksen solmuvälirajoitus (minimi 50 mm) vuosina 1987-1989 aiheutti osaltaan tilanteen, jossa tekojärvisä oli hyvin runsaasti pientä peledsiikaa, mutta niukasti isompaa siikaa (Salonen ym. 1997). Vuonna 1990 solmuvälirajoitus poistettiin, ja Lokalla aloitettiin siikojen pyynti isorysillä (avoperäryksillä) ja Porttipahdalla pääosin trooleilla. Istutukset keskeytettiin neljäksi vuodeksi. Isorysä- ja troolipyynnin ansiosta peledsiikasaalis kasvoi voimakkaasti, esimerkiksi Lokalla 20 000 - 40 000 kilosta jopa yli 180 000 kiloon. Tehokkaalla pyynnillä ja istutusten lopettamisella saatiin kanta harvenemaan vuoteen 1995 mennessä, jolloin saaliit putosivat taas lähelle 1980-luvun lopun tilannetta. Tekoaltailta isoryksillä ja troolilla saadut pienet peledsiikat pystyttiin markkinoimaan kalakauppaan, mikä ei läheskään kaikissa tapauksissa ole mahdollista.

Paasivedellä hidaskasvuisen tuppisiian pyytäminen troolilla ja nuotalla on edullista, koska se harventaa kantaa (Heikinheimo-Schmid 1992). Paasivedellä suositeltiin verkkojen alinta sallittua solmuväliä nostettavaksi 35 mm:iin planktonsiian tuoton parantamiseksi. Kun kuitenkin Y/R- analyysin mukaan olisi edullista nostaa planktonsiian keskimääräistä rekrytointi-ikää jopa 5 vuoteen, tarvittaisiin huomattavasti tuntu-

vampi silmäkokorajoitus. Lappajärvellä solmuvälisuositus oli 45-55 mm planktonsiian kasvunopeudesta riippuen (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998). Tutkimusaikana Paasivedellä kalastettiin siikaa 27-33 mm:n solmuväleillä, joten muutosehdotus oli suhteutettu senhetkiseen tilanteeseen ja sellaisena liiankin varovainen. Toisaalta alimman sallitun solmuvälin huomattava nosto olisi ehkä tehnyt mahdottomaksi tuppisiian verkkokalastuksen. Ratkaisu tähän voisi olla tuppisiian verkkokalastuksen keskitäminen kutuaikaan, jolloin voitaisiin sallia pienemmät silmäkoot.

Lappajärven kalastuksen järjestelyä tutkittaessa oli lähtökohtana monilajikalastus ja siian kalastuksen vaikutus järvitaimeneen (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998). Siian kasvun vaihtelu jaksoittain edellytti suositusten antamista erikseen tiheään muikkukannan ajalle (siian kasvu hidas) ja harvan muikkukannan kaudelle (siian kasvu nopea). Siian isorysäpyynti tekee mahdolliseksi sen, että verkkojen silmäkokorajoitus voidaan säätää järvitaimenen mukaan, koska isorysillä varmistetaan siian kalastus myös hitaan kasvun aikana. Toisaalta nopean kasvun aikana isorysäpyynti pienentää siikaistutusten tuottoa (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998).

5. Johtopäätökset ja suositukset

5.1. Siian kalastuksen säätelyn erikoispiirteet

Siikojen monimuotoisuus ja kyky sopeutua erilaisiin olosuhteisiin on lajin menestymisen kannalta etu, mutta toisaalta nämä ominaisuudet vaikeuttavat kalastuksen säätelyä. Samassa järvessä voi elää useampia siikamuotoja, jotka eroavat toisistaan kasvun ja elintapojensa suhteen. Osa näistä voi olla luonnossa lisääntyviä ja osa istutusten varassa. Siika reagoi mm. kasvunopeuden muuttumisella uusiin olosuhteisiin. Siikakantojen tiheys voi vaihdella suurestikin erityisesti pelagisilla pienikokoisilla siioilla, joiden elinkiertostrategia muistuttaa muikun strategiaa. Myös esimerkiksi muikkukannan vaihtelut vaikuttavat siikakantoihin ja siian kalastukseen. Kun muikkukanta on runsas, siian kasvu voi hidastua, jolloin käytössä olevat verkkojen silmäkoot eivät ehkä enää olekaan sopivia siian kalastuksen kannalta. Valikoimattomilla pyydyksillä, kuten nuotalla ja troolilla, pyydetään silloin pääasiassa muikkua, jolloin siika voi jäädä kalastuksen ulkopuolelle, eikä ylitieheä kanta pääse harvenemaan. Jos taas muikkukanta heikkenee, ammattikalastajat siirtyvät usein pyytämään pelagista siikaa, jolloin kanta voi harventua ja kasvu nopeutua.

5.2. Yksilajimalleista päätösanalyysiin

Kalastuksen säätelytutkimuksissa perinteisesti käytetyt menetelmät ovat kehittyneet alunperin merialueen ammattikalastuksen säätelyn apuvälineiksi. Tutkimuksen kannalta ihanteellisimmassa tapauksessa kalastus kohdistuu suhteellisen tarkasti haluttuun lajiin, joka on pelkästään ammattimaisen pyynnin kohteena. Kun samoja tutkimusmenetelmiä sovelletaan sisävesien siian kalastukseen, kohdataan useita ongelmia.

Siian kalastus on sisävesissä suureksi osaksi kotitarvekalastusta. Ainoastaan pelagisia siikoja pyydetään ammattimaisesti suuria määriä. Samoilla vesialueilla harjoitetaan virkistyskalastusta, esimerkiksi petokalojen vapakalastusta. Siikaa saadaan myös sivusaaliina muiden lajien kalastuksessa, jolloin yksikkösaaliiden käyttökelpoisuus kannan tilan arvioinnissa on vähäinen ja luotettavien kokonaissaalistietojen hankinta vaikeutuu. Kalastajakohtaisten saaliiden jakauma on epätasainen. Muutamat erikoistuneet pyytäjät saavat runsaasti siikaa, mutta suuri joukko kalastajia saa satunnaisia saaliita.

Y/R-analyysillä saadaan keskimääräinen kuva kalastuksen tasosta ja sen muuttamisen tarpeesta. Kuitenkin Kemijärven (Heikinheimo-Schmid ja Huusko 1988) ja Paasiveden (Heikinheimo-Schmid 1992) tapaukset osoittavat, että siian kalastuksen säätelyä suunniteltaessa yksilajimalleihin perustuva analyysi ei ole riittävä sisävesissä. Etenkin pienikokoisen siian kalastuksessa joudutaan helposti ristiriitaan taimenen tai muiden kookkaiden petokalojen, kuten kuhan, kalastuksen kanssa. Nuotta- tai troolipyynti ei niinkään aiheuta ongelmia, koska ainakin teoriassa sivusaaliina saadut alamittaiset petokalat voidaan vapauttaa (Kirjasniemi ja Valkeajärvi 1994). Pienisilmäisistä siikaverkoista petokalojen poikaset tuskin selviävät hengissä. Myös nopeakavuisen siian tuotto alenee, jos verkkojen silmäkokoa ei rajoiteta (Heikinheimo ja

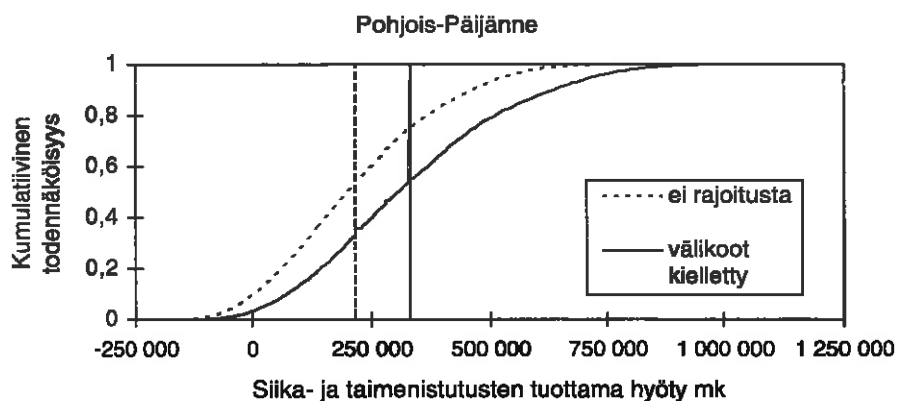
Raitaniemi 1998). Y/R-analyysissä oletettu muuttumaton tasapainotilanne on käytännössä harvoin todellinen.

Mallintamisen avulla pystytään käsittelemään ja tutkimaan monimutkaistakin kalastusjärjestelmää ja selvittämään eri muuttujien vaikutuksia.

Päätösanalyysin menetelmät soveltuvat kalastuksen säätelyn ongelmien käsittelyyn siksi, että niissä voidaan ottaa huomioon ristiriitaisia tavoitteita, kuten eri kalastajaryhmien etuja. Toiseksi epävarmuus on tärkeä elementti kalastuksen säätelyongelmissa. Päätöksiä joudutaan tekemään, vaikka lähtötiedot ovat puutteellisia tai muuttujien luontainen vaihtelu suurta. Vaikutuskaaviomalleihin voidaan sisällyttää sekä rakenteellinen että muuttujien epävarmuus ja yhdistää niihin esimerkiksi Y/R- tai kohorttianalyysimalleja.

Marttusen ja Kylmälän (1997) Inarijärvelle kehittämä kalakantojen hoitomalli on deterministinen, jolloin epävarmuustarkastelu on tehtävä herkkyyssanalyysillä muuttamalla yksittellen eri parametrien arvoja. Vaikutuskaaviomallien etuna tähän verrattuna on epävarmuuden monipuolinen ja joustava käsittely. Päätösanalyysin ajattelutavan mukaan mallin ei tarvitse sisältää kaikkia mahdollisia muuttujia, vaan ne, jotka ovat päätösten tekemisen kannalta olennaisia.

Verkkojen silmäkoon säätelyn vaikutus siika- ja taimenistututusten tuottoon voi olla vähäinen verrattuna odotettavissa olevan tuoton jakauman laajuuteen, mikä johtuu suurista epävarmuuksista mm. istukkaiden alkukuolevuudessa ja luonnollisessa kuolevuudessa (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998, Heikinheimo ja Valkeajärvi 1998). Esimerkiksi Pohjois-Päijänteellä verkkojen silmäkokorajoitus (väliharvuudet kielletty) nostaisi runsaan muikkukannan aikana siika- ja taimenistututusten tuottaman hyödyn odotusarvoa noin puolella, mutta ero odotusarvoissa on alle 10 % koko jakauman laajuudesta (kuva 5, Heikinheimo ja Valkeajärvi 1998). Käytännössä tämä merkitsee sitä, että silmäkokorajoituksen toteuduttua sen vaikutusta olisi vaikea havaita lyhyellä aikavälillä suuren satunnaisvaihtelun vuoksi. Päijänteen taimenen ja siian kalastusta koskevan päätösanalyysitutkimuksen mukaan muuttujien sisältämä epävarmuus ei kuitenkaan vaikuttanut silmäkokoa koskevaan päätökseen, vaan pelkästään istutusten tuottaman hyödyn jakauman laajuuteen. Vaikutus mm. taimensaaliin kokojakaumaan oli paljon selvempi kuin vaikutus istutusten tuottoon. Esimerkiksi alle kilon painoisten taimenten osuus saaliissa pienenisi suositellun silmäkokorajoituksen seurauksena (Heikinheimo ja Valkeajärvi 1998).



Kuva 5. Pohjois-Päijänteen siika- ja taimenistututusten tuottaman hyödyn kumulatiivinen todennäköisyysjakauma kahdella verkkojen silmäkoon säätelyvaihtoehdolla Heikinheimon ja Valkeajärven (1998) mukaan. Odotusarvo kummallakin vaihtoehdolla on merkitty pystyviivalla.

5.3. Epävarmuuden pienentäminen

Siian kalastuksen säätelyssä suuri osa epävarmuudesta aiheutuu siikojen luonnollisen kuolevuuden vaihtelusta ja kalayhteisön vuorovaikutuksista, mm. kilpailusta muikun kanssa. Kalastuksen vaikutus ja pyydysten valikoivuus ovat tutkimuskenttiä, joihin olisi edelleen panostettava epävarmuuden vähentämiseksi kalastuksen säätelyssä.

Kalalajien väliset vuorovaikutukset voivat olla merkittävä tekijä kalastuksen säätelyn kannalta. Lappajärvi-mallissa (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998) vuorovaikutuksia ei otettu huomioon lukuunottamatta muikkukannan vaikutusta siian kasvuun, mikä mallinnettiin yksinkertaisesti kahtena vaihtoehtoisena siian kasvunopeutena. Monimutkaiset ravintoverkkomallit eivät olekaan käyttökelpoisia kalastuksen säätelyn välineinä (Hilborn ja Walters 1992), mutta tärkeimmät vuorovaikutukset voidaan silti sisällyttää malliin sillä tarkkuudella kuin ne tunnetaan. Myös kalastajien käyttäytymisen ja taloudelliset vuorovaikutukset olisi otettava huomioon osana systeemiä.

Jos kalakantojen vaihtelua pidetään suureksi osaksi satunnaisena, sitä on vaikea kontrolloida kalastuksen säätelyllä. Kalayhteisöjen käyttäytymistä selittää paremmin hypoteesi useista tasapainotiloista (multiple equilibrium behavior, Hilborn ja Walters 1992), joiden välillä kalayhteisö heilahtelee riippuen ympäristöolosuhteista tai esimerkiksi kalastuksesta. Lajien väliset vuorovaikutukset määräävät, millaiset tasapainotilat ovat mahdollisia, mutta satunnaistekijöillä on merkittävä vaikutus siihen, mihin tilaan kulloinkin päädytään. Heilahtaminen toiseen tasapainotilaan vaatii suuren poikkeutuksen vallitsevasta tilasta.

Ajatus sopii erityisesti kahden kilpailevan lajin yhteisöön, missä kumpikin laji voi olla vuoroin vallitsevana, esimerkiksi muikku - siika tai muikku - ahven. Samoin petosaalis -systeemeillä (esimerkiksi kalastajat - kalakanta) voi olla erilaisia tasapainotiloja, jolloin saaliskannan koon putoaminen tietyn kynnsarvon alapuolelle voi johtaa kannan romahtamiseen (Holling 1973, Hilborn ja Walters 1992).

Tätä taustaa vasten on ymmärrettävää, että esimerkiksi siikojen kääpiöityminen voi muodostua pysyväksi tilanteeksi, johon normaalin kalastuksen säätelyllä on vaikea vaikuttaa. Erilaiset mekanismit pitävät tiheän kannan tilannetta yllä. Esimerkiksi loiset runsastuvat heikkokuntoisissa siioissa, jolloin niiden taloudellinen hyödyntäminen vaikeutuu (Amundsen 1988). Siioista tulee tällaisissa tilanteissa vähäarvoisia, korkeintaan rehuksi kelpaavia kaloja (Sarjamo ym. 1989). Vähäiset tai lyhytaikaiset toimenpiteet eivät saa aikaan pysyvää muutosta, vaan tilanne palautuu helposti entiselleen. Tilanteen korjaamiseen tarvitaan pitkäaikaista tehopyyntiä.

Useiden erityyppisten mallien käyttö kalastuksen säätelytutkimuksessa on hyödyllistä ja auttaa kokonaisuuden hahmottamisessa. Y/R- mallit antavat kuvan keskimääräisestä kalastuksen tasosta suhteessa kalakannan tuottoon. Dynaamiset mallit sopivat apuvälineeksi kalayhteisöissä tapahtuvien vuorovaikutusten samoin kuin kalastuksen vaikutusten tutkimisessa (Holling 1973). Dynaamisten ilmiöiden syvällinen ymmärtäminen ja mahdollisten tasapainotilojen tunnistaminen vähentäisi epävarmuutta kalastuksen säätelyn perustana käytettävissä malleissa, jollaisiksi sopivat hyvin vaikutuskaaviot. Satunnaisvaihtelun osuus mallissa vähenee, jos tasapainotilat mallinnetaan erillisinä, kuten Lappajärvi-mallissa tiheän ja harvan muikkukannan tilanne (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998).

5.4. Suositukset

Siian kalastuksen säätely on suunniteltava tapauskohtaisesti. Istutusten ja kalastuksen suunnittelun tulisi olla saumaton kokonaisuus. Muiden lajien kalastus, alueen pyynn-

timuodot ja pyyntitottumukset on otettava huomioon samoin kuin vesistön käytölle ja erityisesti kalastuksen kehittymiselle asetetut tavoitteet. Sopeutuva kalastuksen säätely soveltuu siian pyynnin ohjaukseen erityisen hyvin, koska esimerkiksi muikku- tai siikakannan tiheyden vaihtelu voi aiheuttaa nopeita muutostarpeita siian kalastuksen säätelyssä. Säätelytoimenpiteet perustuvat silloin kalakantojen arvioituun tilaan, ja eri tiloille on omat toimintaohjeensa ("decision rules", Punt ja Hilborn 1997).

Sopeutuvan kalastuksen säätelyn käytännön toteutus voi olla vaikeaa, mutta mahdollista, koska esimerkiksi muikkukannan vaihtelun jaksot ovat usein vuosien mittaisia. Mallintamalla voidaan ennakoida tulevia tilanteita ja tutkia vaihtoehtoisten toimenpiteiden vaikutuksia ilman pysyvää raskasta aineistonkeruujärjestelmää (Kuikka 1998).

Lappajärven päätösanalyysitulokset osoittivat, että on mahdollista soveltaa sellaista kalastuksen säätelyä, että sekä siian että järvitaimenen istutukset ovat kannattavia samalla alueella (Heikinheimo ja Raitaniemi 1998). Jos haluttaisiin elvyttää taimenen luonnollista lisääntymistä, vaadittava alin sallittu solmuväli olisi noin 60 mm (Auvinen ym. 1998, Turunen ym. 1997). Siian kalastuksen järjestely näillä ehdoilla olisi vaikeaa. Rajoituksen soveltaminen pelkästään syvän veden alueelle, kuten Turunen ym. ovat suositelleet, voisi olla kompromissiratkaisu, vaikkakaan se ei täysin suojaisi pieniä taimenia. Eräs ratkaisu olisi sallia pienikokoisen siian verkkokalastus ainoastaan kutuaikana kutualueilla (Heikinheimo-Schmid 1992), rauhoittaa taimenen istutusalueet tai soveltaa tapauskohtaisesti muita alueellisia ja ajallisia rajoituksia.

Siian verkkokalastuksen säätelyssä on paremmat mahdollisuudet soveltaa silmäkoko-rajoituksia, jos pienikokoista pelagista siikaa pyydetään ammattimaisesti nuotalla, troolilla tai isorysällä. Silloin kannan tiheys pysyy vakaampana, ja verkkokalastuksessa voidaan silmäkoko säätää nopeakasvuisemman siian tai muiden lajien kalastusta silmälläpitäen. Toisaalta Päijänteen kalastuksen säätelyä tutkittaessa todettiin, että troolikalastus pienensi osaltaan planktonsiikaistutusten tuottoa, koska se kohdistuu siikoihin jo pienikokoisina. Jos verkkojen silmäkokoä säädelään tässä tilanteessa, sen tuottama saaliiden kasvu koituu lähes kokonaisuudessaan troolikalastuksen hyväksi (Heikinheimo ja Valkeajärvi 1998). Käytännössä joudutaankin lähes aina tinkimään siikakannan tuoton maksimointitavoitteesta. Troolikalastuksen voimakas rajoittaminen ei tule kysymykseen, jos halutaan pitää yllä siian ammattikalastusta. Kun muikkukannan vaihtelut heikentävät ammattikalastuksen kannattavuutta, siika sopii hyvin vaihtoehtoiseksi ammattikalastuksen kohteeksi muikkukannan ollessa vähissä.

Uhanalaisten petokalakantojen suojelemiseksi siikavesissä paras ratkaisu voi olla verkkokalastuksen kieltäminen kokonaan tietyillä alueilla. Samoin, jos halutaan panna nostaa esimerkiksi matkailukalastukseen, erillisten alueiden varaaminen pelkästään virkistyskalastukselle voi tulla kysymykseen. Tällaisillakin alueilla voisi verkkokalastus olla jopa kokonaan kielletty.

Kiitokset

Hannu Lehtonen, Heikki Auvinen ja Raimo Parmanne toimivat lisensiaatintutkimukseni tarkastajina, mistä heille parhaat kiitokset. Heidän kommenttinsa ja korjausehdotuksensa on otettu tässä julkaisussa huomioon. Kiitän lämpimästi myös kaikkia niitä, jotka ovat osallistuneet tähän opinnäytetyöhön sisältyviin tutkimuksiin kenttätöissä, aineistojen käsittelijöinä tai kirjoittajina. Edesmenneellä Kalervo Salojärvellä oli suuri vaikutus työni tukijana ja ohjaajana. Monet työtoverit, mm. Heikki Auvinen, Ari Huusko, Sakari Kuikka, Jari Raitaniemi, Ari Saura ja Pentti Valkeajärvi ovat keskusteluin, kommenttein ja neuvoin tukeneet työtäni. Sakari Kuikan ansiosta kiinnostuin päätösanalyysistä, millä on ollut ensiarvoinen merkitys työni edistymisen kannalta viime vuosina. Kiitän myös Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitoksen Kalakantojen ja kalavesien tutkimusyksikön johtajina toimineita Raimo Parmannetta ja Petri Suurosta siitä, että olen saanut mahdollisuuden harjoittaa jatko-opintoja ja keskittyä opinnäytetyöhön, ja Hannu Lehtosta väsymättömästä kannustuksesta. Sakari Kuikka ja Petri Suuronen lukivat yhteenvedon käsikirjoituksen ja antoivat arvokkaita kommentteja. Taina Kytöaho avusti kuvien piirtämisessä ja käsittelyssä.

Kirjallisuus

- Ahonen, M. 1991. Kalastustekniikan kehitys Inarijärvellä. Helsinki. RKTL. Kala-tutkimuksia - Fiskundersökningar 24, s. 116-123.
- Ahonen, M. & Heinimaa, P. 1996. Inarijärven kalataloudellisten hoitovelvoitteiden uudistaminen. Sopeutuva velvoitehoito. Helsinki. RKTL. Kala- ja riistaraportteja 51. 26 s.
- Alasaarela, E., Hellsten, S., Hirvonen, A., Huusko, A., Kankaala, P., Kolu, A., Mähönen, O., Neuvonen, I., Nevalainen, P., Sutela, T., Tikkanen, P., Vasama, A. & Yrjänä, T. 1985. Ekologiset näkökohdat eräiden Pohjois-Suomen järvien säännöstelyssä. Tutkimusraportti vuodelta 1985. Oulu. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Rakennuslaboratorio. 115 s. + liitteet.
- Ammattikalastus sisävesialueella vuonna 1992. Helsinki. RKTL. SVT Ympäristö 1994:1. 8 s.
- Ammattikalastus sisävesialueella vuonna 1993. Helsinki. RKTL. SVT Ympäristö 1994:13. 8 s.
- Ammattikalastus sisävesialueella vuonna 1994. Helsinki. RKTL. SVT Ympäristö 1996:6. 6 s.
- Ammattikalastus sisävesialueella vuonna 1995. Helsinki. RKTL. SVT Ympäristö 1996:14. 6 s.
- Ammattikalastus sisävesialueella vuonna 1996. Helsinki. RKTL. SVT Ympäristö 1998:2. 8 s.
- Amundsen, P. A. 1988. Effects of an intensive fishing programme on growth and parasite infection of stunted whitefish in Stuorajarvi, northern Norway. Finnish Fish. Res. 9, p. 425-434.
- Auvinen, H. 1987. Growth, mortality and management of whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.), vendace, (*C. albula* L.), roach (*Rutilus rutilus* L.) and perch (*Perca fluviatilis* L.) in Lake Pyhäjärvi (Karelia). Finnish Fish. Res. 8. p. 38-47.
- Auvinen, H., Turunen, T., Piironen, J., Nurmio, T. & Salmi, P. 1998. Verkkopyynnin säätelyllä parempiin järvikalasaaliisiin. Suomen Kalastuslehti 105 (2), s. 30-32.
- Bagenal, T.B. & Tesch, F.W. 1978. Age and growth. In: Bagenal, T. (Ed.): Methods for assessment of fish production in fresh waters. Blackwell, Oxford. p. 101-136.
- Charles, A.T. 1994. Towards sustainability: the fisheries experience. Ecological Economics 11, p. 201-211.
- Clemen, R.T. 1996. Making Hard Decisions. An Introduction to Decision Analysis. Duxbury Press. Brooks/Cole Publishing Company. Pacific Grove. 664 p.
- Daan, N. 1987. Multispecies versus single-species assessment of North Sea fish stocks. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44 (Suppl. 2), p. 360-370.
- Decision Programming Language DPL 1995. Ada Decision Systems, Menlo Park, CA. 443 p.

- Francis, R.I.C.C. & Shotton, R. 1997. "Risk" in fisheries management: a review. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, p. 1699-1715.
- Gulland, J.A. 1983. Fish stock assessment. A manual of basic methods. Volume I. John Wiley & Sons. Chichester. 223 p.
- Hamley, J.M. 1975. Review of gillnet selectivity. *J. Fish. Res. Bd Can.* 32, p. 1943-1969.
- Healey, M.C. 1980. Growth and recruitment in experimentally exploited lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, p. 255-267.
- Heikinheimo-Schmid, O. 1985a. Paasiveden siikakannoista. Teoksessa: Viljanen, M. (toim.): Saimaaseminaari 1985. Saimaan nykytilä. Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 71, s. 258-267.
- Heikinheimo-Schmid, O. 1985b. The food of whitefish (*Coregonus lavaretus*) in two neighbouring lakes, one regulated and the other natural. In: Alabaster, J. S. (Ed.). Habitat modification and freshwater fisheries. Proceedings of a symposium of the European Inland Fisheries Advisory Commission. Butterworths. London. p. 186-194.
- Heikinheimo-Schmid, O. 1987. Kalastus Kemijärvessä vuonna 1982. Helsinki. RKTL. Monistettuja julkaisuja 68, s. 43-82.
- Heikinheimo-Schmid, O. 1992. Management of European whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l) stocks in Lake Paasivesi, eastern Finland. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 39, p. 827-835.
- Heikinheimo, O. 1998. Siian kalastuksen säätely. Lisensiaatintutkimus. Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos. 26 s.
- Heikinheimo-Schmid, O. & Huusko, A. 1987a. Kemijärven kalatalouden nykytilä ja ehdotukset kalakantojen hoitotoimenpiteiksi. Helsinki. RKTL. Monistettuja julkaisuja 69. 212 s.
- Heikinheimo-Schmid, O. & Huusko, A. 1987b. Kalojen vaellus Kemijärvestä alavirtaan. Helsinki. RKTL. Monistettuja julkaisuja 68, s. 223-251.
- Heikinheimo-Schmid, O. & Huusko, A. 1988. Management of coregonids in the heavily modified Lake Kemijärvi, Northern Finland. *Finn. Fish. Res.* 9, p. 435-445.
- Heikinheimo-Schmid, O. & Huusko, A. 1990. A plan for fisheries management of the heavily modified Lake Kemijärvi, Northern Finland. In: van Densen, W.L.T., Steinmetz, B. & Hughes, R.H. (Eds.). Management of freshwater fisheries. Pudoc, Wageningen. p. 53-66.
- Heikinheimo-Schmid, O., Nenonen, M., Liekonen, E. & Huusko, A. 1987. Kalastus Kemijärvessä vuonna 1980. Helsinki. RKTL. Monistettuja julkaisuja 68, s. 1-42.
- Heikinheimo, O. & Raitaniemi, J. 1998. Decision analysis as a tool in planning fisheries management - exemplified by the whitefish and brown trout fishery in Lake Lappajärvi, Finland. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 50, p. 401-417.
- Heikinheimo, O. & Valkeajärvi, P. 1998. Taimenen ja siian kalastuksen säätely Päijänteellä. Päättösanalyysitarkastelu. Helsinki. RKTL. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 140. 40 s.
- Hilborn, R. & Walters, C.J. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment. Choice, Dynamics and Uncertainty. New York, London: Chapman & Hall. 570 p.
- Hildén, M. 1997. Risk, uncertainty, indeterminacy and ignorance in fisheries management - an analysis of management advice. Monographs of the Boreal Environment Research 5. 61 p.

- Himberg, M. & Lehtonen, H. 1995. Systematics and nomenclature of coregonid fishes, particularly in northwest Europe. *Arch. Hydrobiol. Advanc. Limnol.* 46, p. 39-47.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4, p. 1-23.
- Huusko, A. 1987. Siian ja ahvenen ravinnosta Kemijärvestä. Helsinki. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Monistettuja julkaisuja 68, s. 195-222.
- Hyvärinen, P., Salojärvi, K., Pushkin, S. & Ahonen, M. 1992. Kalojen vaellus Oulujärvestä Oulujokeen. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A. No. 115. 92 s.
- ICES Mariculture Committee 1997. Report of the working group on the application of genetics in fisheries and mariculture. ICES CM 1997/F:4. 15 p.
- Kala- ja rapuistutukset vuonna 1996. Helsinki. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. SVT Ympäristö 1997:14. 18 s.
- Kalaston suojelutyöryhmän muistio 1996. Helsinki. Maa- ja metsätalousministeriö. Työryhmämuistio MMM 1996:19. 65 s.
- Kalatalous ajassa 1993. Helsinki. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. SVT Ympäristö 1993:11. 137 s.
- Kallio-Nyberg, I. & Koljonen, M.-L. 1988. A stock registry for Finnish whitefish. *Finnish Fish. Res.* 9, p. 49-60.
- Kaukoranta, M., Koljonen, M.-L., Koskiniemi, J. & Pennanen, J.T. 1998. Kala-atlas. Helsinki. RKTL. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 150. 57 s.
- Kesteven, G.L. & Holt, S.J. 1955. Classification on International Conservation Problems. International Technical Conference on the Conservation of the Living Resources of the Sea. Rome, Italy. Doc. No. A/CONF.10/L6/Rev.1. (Ref. Francis & Shotton 1997).
- Kirjasniemi, J. & Valkeajärvi, P. 1994. Alamittaisten taimenten selviäminen troolauks-rasituksesta Päijänteellä ja Päijänteen troolikalastus. Helsinki. Maa- ja metsätalousministeriö. Kala- ja riistaosasto. Kala- ja riistahallinnon julkaisuja 6, s. 3-29.
- Kuikka, S. 1998. Uncertainty analysis in fisheries management science - Baltic Sea applications. PhD thesis. University of Helsinki. Department of Limnology and Environmental Protection. 43 p.
- Kuikka, S., Gislason, H., Hansson, S., Hildén, M., Sparholt, H. & Varis, O. 1998. Modeling environmentally driven uncertainties in Baltic cod management by Bayesian influence diagrams. (Manuscript).
- Langeland, A. & Nøst, T. 1994. Introduction of roach (*Rutilus rutilus*) in an oligohumic lake: 1. Competition impacts on whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 2113-2117.
- Lindqvist, O. V. 1977. On the principles of management strategies of crayfish and fish populations. *Freshwater Crayfish* 3, p. 249-261.
- Makkonen, J., Piironen, J., Pursiainen, M., Toivonen, J. & Kolari, I. 1996. Pyyntitavat heikentävät järvitaimenen istutustulosta. Helsinki. RKTL. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 108, s. 1-105.
- Marttunen, M. & Kylmälä, P. 1997. Kalakantojen hoitomalli Inarijärven kalaistutusten vaikutusten arvioinnissa. Helsinki. Suomen Ympäristökeskus. Suomen Ympäristö 117. 80 s.

- McAllister, M.K. & Ianelli, J.N. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling - importance resampling algorithm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, p. 284-300.
- Miinalainen, M. & Heikinheimo, O. 1998. Siikamuotojen ravintokilpailu Vuokalanjärvässä. Helsinki. RKTL. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 139. 39 s.
- Mutenia, A. 1991. Inarijärven kalastuksen ja kalansaaliiden kehittyminen. Helsinki. RKTL. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 24, s. 45-55.
- Mutenia, A., Jantunen, P. & Salminen, A. 1995. Avoperärysäpyynnin soveltuvuus siian kalastukseen Lokan ja Porttipahdan tekojärvillä. Helsinki. RKTL. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 99, s. 1-12 + 4 liites.
- Müller, R. & Mbwenemo Bia, M. 1998. Adaptive management of whitefish stocks in lakes undergoing re-oligotrophication: The Lake Lucerne example. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 50, p. 391-399.
- Myers, R.A., Rosenberg, A.A., Mace, P.M., Barrowman, N. & Restrepo, V.R. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing. *ICES J. Mar. Sci.* 51, p. 191-205.
- Olofsson, O. 1934a. Några inplanteringar av Lomsjö-sik. II. Plantering i Abborsjön. *Svensk Fiskeritidskrift* 43, p. 4-8.
- Olofsson, O. 1934b. Några inplanteringar av Lomsjö-sik. III. Plantering i Oxvattnet. *Svensk Fiskeritidskrift* 43, p. 16-18.
- Precautionary approach to fisheries 1995. Part 1: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Rome. FAO Fisheries Technical Paper 350/1. 52 p.
- Punt, A.E. & Hilborn, R. 1997. Fisheries stock assessment and decision analysis: The Bayesian approach. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7, p. 35-63.
- Raitaniemi, J. 1997. Rannikon siikojen iänmäärityksen luotettavuus. Helsinki. RKTL. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 121. 23 s.
- Raitaniemi, J., Heikinheimo, O. & Miinalainen, M. 1995. Siika- ja järvitaimenistutusten tuloksellisuus ja ehdotus velvoitehoidon kehittämiseksi Lappajärvässä ja Evi-järvässä. Velvoiteistutusten vaikutusten tarkkailututkimuksen loppuraportti. Helsinki. RKTL. Kala- ja Riistaraportteja 39. 74 s. + 42 liites.
- Raitaniemi, J., Heikinheimo, O. & Mikkola, J. 1996. Vaellussiika - Uudenmaan rannikon tuottoisa istutuskala. Helsinki. RKTL. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 105. 28 s.
- Raitaniemi, J., Bergstrand, E., Flöystad, L., Hokki, R., Kleiven, E., Rask, M., Reizenstein, M., Saksgård, R. & Ångström, C. 1998. The reliability of whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) age determination - differences between methods and readers. *Ecology of Freshwater Fish* 7, p. 25-35.
- Raitaniemi, J., Malinen, T., Nyberg, K., Rask, M. 1999. The growth of whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in relation to water quality and fish species composition. *J. Fish. Biol.* 54. (In press).
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Bd Can.* 191. 382 p.
- Ricker, W.E. & Lagler, K.F. 1942. The growth of spiny-rayed fishes in Fouts Pond, Indiana. *Invest. Indiana Lakes Streams* 2, p. 85-97. (Ref. Bagenal & Tesch 1978).
- Robson, D. S. & Chapman, D. G. 1961. Catch curves and mortality rates. *Trans. Am. Fish. Soc.* 90, p. 181-189.

- Salojärvi, K. 1986. Review of whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) fingerling rearing and stocking in Finland. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 22, p. 99-114.
- Salojärvi, K. 1988. The effect of the stocking density of whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) fingerlings on the fish yield in Lake Peranka, northern Finland. Finnish Fish. Res. 9, p. 407-416.
- Salojärvi, K. 1989. Validity of scale ages determined for whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) checked by microtagging in Lake Oulujärvi, northern Finland. Aqua Fennica 19 (2), p. 119-122.
- Salojärvi, K. 1992a. The role of compensatory processes in determining the yield from whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) stocking in inland waters in northern Finland. Finnish Fish. Res. 13, p. 1-30.
- Salojärvi, K. 1992b. Suosituksia sisävesien siikaistutuksista. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallitus. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja B. 32 s.
- Salojärvi, K. & Huusko, A. 1990. Results of whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) fingerling stocking in the lower part of the Sotkamo watercourse, northern Finland. Aquaculture and Fisheries Management 21, p. 229-244.
- Salonen, E., Mutenia, A. & Salojärvi, K. 1996. Siian kalastus, istutukset ja pohja-siikakannan kehitys Inarijärvellä vuosina 1980-1994. Teoksessa: Salonen, E. (toim.). Inarijärven pohjasiika. Istutusten merkitys. Helsinki. RKTL. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 113, s. 3-44.
- Salonen, E., Mutenia, A. & Kotajärvi, M. 1997. Lokan ja Porttipahdan peledsiika. Tekojärvien siikakantojen vaihtelu vuosina 1987-1996. Helsinki. RKTL. Kalatutkimuksia - Fiskundersökningar 127. 34 s.
- Sarjamo, H., Jääskö, O. & Ahvonen, A. 1989. Inarin kunnan vesien kalakantojen käyttö- ja hoitosuunnitelma. Helsinki. RKTL. Monistettuja julkaisuja 96. 187 s. + 10 liitettä.
- Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 55, p. 144-171.
- Svärdson, G. 1979. Speciation of Scandinavian *Coregonus*. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 57, p. 1-95.
- Toivonen, J. 1960. Inarin ja sen lähijärvien kääpiösiioista. Helsinki. Maataloushallituksen kalataloudellinen tutkimustoimisto. Monistettuja julkaisuja 12. 45 s.
- Turunen, T., Auvinen, H., Piironen, J. & Salmi, P. 1997. Verkkokalastus - sisävesien merkittävin pyyntimuoto. Enonkoski. RKTL, Saimaan kalantutkimus ja vesiviljely. 8 s. (Esite).
- Turunen, T., Kurkilahti, M. & Suuronen, P. 1998. Gillnet catchability and selectivity of whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.): Seasonal effect of mesh size and twine diameter. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. 50, p. 429-437.
- Valkeajärvi, P. 1987. On the species and growth of whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) in Lake Päijänne. Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä 10, s. 133-145.
- Valkeajärvi, P. 1992. Effects of increased fishing effort on the European whitefish (*Coregonus wartmanni*) stock in Lake Päijänne. Pol. Arch. Hydrobiol. 39, p. 817-825.
- Vapaa-ajankalastus vuonna 1994. Helsinki. RKTL. SVT Ympäristö 1995:2. 22 s.
- Vapaa-ajankalastus vuonna 1996. Helsinki. RKTL. SVT Ympäristö 1998:3. 35 s.

Varis, O., Kettunen, J. & Sirviö, H. 1990. Bayesian influence diagram approach to complex environmental management including observational design. *Computational Statistics and Data Analysis* 9, p. 77-91.

Varis, O. & Kuikka, S. 1990. Analysis of sardine fisheries management on Lake Kariba, Zimbabwe and Zambia - structuring a Bayesian influence diagram model. Laxenburg, Austria. International Institute for Applied Systems Analysis. WP-90-48.

Viljanen, M. 1983. Kalakantojen, erityisesti muikun kannanvaihteluista Ison-Saimaan pohjoisosissa (Pyhäselkä, Orivesi). Teoksessa: Saimaan tutkimus, II Itä-Suomen tiedepäivät. Lappeenranta. Lappeenrannan teknillinen korkeakoulu. s. 165-173.

Siian kalastuksen säätely sisävesissä

Siikakantojen tilaa, siihen vaikuttavia tärkeimpiä tekijöitä ja kalastuksen tasoa kantojen tuottoon nähden tutkittiin kolmessa erilaisessa järvessä, Kemijärvessä, Paasivedessä ja Lappajärvessä, ja annettiin suositukset kalastuksen järjestelyksi.

Siian monimuotoisuus vaikeuttaa yleisten ohjeiden antamista kalastuksen säätelyssä. Samassa järvessä voi elää useampia siikamuotoja, jotka eroavat toisistaan kasvunopeuden ja elintapojensa suhteen. Siian kalastuksen säätely on suunniteltava tapauskohtaisesti. Muiden lajien kalastus, uhanalaisiin kalakantoihin kohdistuvat vaikutukset ja vesistön käytölle asetetut tavoitteet on otettava huomioon. Siian kalastuksen säätelyssä vaikuttavia biologisia tekijöitä ovat kasvun ja luonnollisen kuolevuuden riippuvuus kannan tiheydestä sekä muikkukannan tiheys. Siikaistutukset ja kalastus on suunniteltava kokonaisuutena, koska kalastuksen tulisi pitää kannan tiheys järven ravintovaroihin nähden sopivalla tasolla. Ylitiheä kanta voi kääpiöityä, tai istutetut siiat saattavat vaeltaa pois järvestä, mikä johtaa huonoon istutustulokseen. Muikkukannan tiheys vaikuttaa siikaan ravintokilpailun kautta ja toisaalta siten, että muikun ollessa vähissä ammattikalastus kohdistuu pelagiseen siikaan. Tämä näkyy mm. ammattikalastuksen saalistilastoissa siten, että muikkukadon aikana siikasaalis on suurimmillaan. Ravintokilpailu muikun kanssa ilmeni Paasivedessä ja Lappajärvessä siian kasvun hidastumisena muikkukannan ollessa tiheä.

Siian verkkokalastuksessa saadaan usein sivusaaliina nuoria petokaloja kuten taimenia, mikä heikentää petokalaistutusten tuloksellisuutta ja vaikeuttaa uhanalaisten kantojen hoitoa. Säätelykeinoja ovat verkkojen silmäkokorajotukset, alueelliset rajoitukset ja rauhoitukset tai pienikokoisen siian verkkokalastuksen keskittäminen kutuaikaan.

Sopeutuva kalastuksen säätely soveltuu siialle hyvin, koska mm. muikun ja siian kannanvaihtelut saattavat aiheuttaa säätelyssä nopeita muutostarpeita. Siian kalastuksen säätelytutkimuksessa on käytetty Suomessa pääasiallisesti yksiläijämallia. Säätelyn monitavoitteisuus, kalayhteisön vuorovaikutukset ja useisiin lajeihin samalla kertaa kohdistuva kalastus edellyttävät kuitenkin monipuolisempaa mallintamista. Päättösanalyysin menetelmät, kuten vaikutuskaaviomallit, ovat lupaava lähestymistapa kalastuksen säätelyongelmissa.

Outi Heikinheimo

Reglering av sikfisket i insjöområdet

Rapport

Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet

203260

I detta arbete undersöktes sikbeståndens tillstånd, de viktigaste faktorerna som påverkar dem och fiskets omfattning i förhållande till beståndens produktivitet. Undersökningen gjordes i tre sjöar av olika typ; Kemijärvi, Paasivesi och Lappajärvi och avslutades med rekommendationer angående en reglering av fisket.

Sikens mångformighet gör det svårt att ge allmänna anvisningar gällande regleringen av fisket. Flera olika sikformer kan leva i samma sjö och skilja sig från varandra beträffande tillväxttakt och levnadsvanor. Regleringen av sikfisket måste därför planeras skilt från fall till fall. Fiske av övriga arter, effekter på hotade fiskbestånd och mål för användningen av vattenområdet måste beaktas. Regleringen av sikfisket påverkas av biologiska faktorer som t.ex. tillväxtens och den naturliga mortalitetens förhållande till beståndstätheten och dessutom av siklöjebeståndets täthet. Utplantering och fiske av sik måste planeras som en helhet, eftersom fisket borde hålla beståndsstorleken på en lämplig nivå i relation till sjöns näringsresurser. Ett övertätt bestånd kan utveckla dvärgväxt och utplanterade sikar kan vandra ut ur den ursprungliga sjön, vilket försämrar utplanteringsresultatet. Siklöjebeståndet påverkar sikbeståndet dels genom näringskonkurrens och dels genom att yrkesfisket under dåliga siklöjeår inriktar sig på pelagisk sik. Detta kan iaktas t.ex. i statistiken för yrkesfisket. Under år då siklöjefångsterna legat nere har sikfångster i stället varit maximala. Näringskonkurrensen med siklöjan blev tydlig i Paasivesi och Lappajärvi och yttrade sig som försämrade sikfångster under år med täta siklöjebestånd.

Vid nätfångst på sik får man ofta unga rovfiskar, t.ex. öringar, som bifångst. Detta försämrar naturligtvis utplanteringsresultatet för dessa arter och försvårar vården av hotade fiskbestånd. Situationen kan förbättras genom en rad metoder, t.ex. begränsning av nätens maskstorlek, lokala begränsningar och fredningar samt genom att koncentrera fisket av småsik till lektiderna.

En anpassad fiskereglering passar siken, eftersom beståndsvariationerna både hos sik och siklöja kan kräva snabba justeringar av regleringsbestämmelserna. Den finländska forskningen kring regleringen av sikfisket har främst använt enartsmodeller. Regleringens många olika mål, interaktionen i fiskesamhällena och fisket på många olika arter samtidigt förutsätter dock ett mera mångsidigt modellbygge. Metoder för beslutsanalys, t.ex. effektschemamodeller är ett lovande sätt att närma sig problemen inom fiskeregleringen.

sik, fiskereglering

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar 153

951-776-211-9

0787-8478

30 s.

Finska

50 MK

Offentlig

Edita-bokhandel

Vilt- och fiskeriforskningsinstitutet

Annegatan 44

PB 6

00100 Helsingfors

00721 Helsinki

Tel. (09) 566 0566 Fax (09) 566 0570

Tel. 0205 7511 Fax 0205 751201

Published by

Date of Publication

Finnish Game and Fisheries Research Institute

March 1999

Author(s)

Outi Heikinheimo

Title of Publication

Management of the whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) fishery in inland waters

Type of Publication

Commissioned by

Date of Research Contract

Research report

Finnish Game and Fisheries Research Institute

Title and Number of Project

Special publications 203260

Abstract

In Lakes Kemijärvi, Paasivesi, and Lappajärvi, the state of the whitefish stocks, the most important factors affecting it, and the level of exploitation were studied to afford recommendations to fisheries management. The polymorphism of the whitefish makes it difficult to provide uniform instructions to fisheries management. In the same lake, there may exist several whitefish forms with different growth rates and ways of life. The management of the whitefish fishery has to be planned case-specifically. Fishing for other species, effects on threatened fish stocks, and goals set for the use of the water body all have to be taken into account.

Biological factors affecting the management of whitefish are the density-dependence of the growth rate and natural mortality, and the density of vendace. Whitefish stocking and fishing should be planned as one complex for maintaining stock density at an appropriate level in relation to the available food resources. An overly dense stock may lead to the dwarfing or emigration of the whitefish, and thus to a poor yield from stocking. The density of the vendace affects the whitefish through competition for food, which caused a slowing down in the growth rates of whitefish in the Lakes Paasivesi and Lappajärvi. On the other hand, during periods of vendace scarcity, professional fishermen direct their effort on pelagic whitefish. This is shown in the catch statistics as rising whitefish catches when the vendace catches decrease.

The gill net fishing for whitefish often takes young predator fishes, such as brown trout, as a by-catch. This decreases the yield from stocking with predator fish, and hinders the protection of threatened species. Restriction on the mesh sizes of gill nets, areal restrictions on fishing, or concentrating the gill net fishing of small-sized whitefish on their spawning period are recommended as management measures.

Adaptive fisheries management is well-suited to whitefish because the fluctuation of the vendace and whitefish stocks may cause the need for a quick response. In fisheries management research in Finland, one-species models have been used mostly. Because of the multiple objectives in fisheries management, interactions in the fish assemblage, and the multispecies fishery, more versatile modelling is needed. The methods in decision analysis, such as influence diagrams, are a promising approach to solving fisheries management problems.

*Key words***Coregonus lavaretus, fisheries management**

Series (key title and no.)

ISBN

ISSN

Kalatutkimuksia – Fiskundersökningar 153

951-776-211-9

0787-8478

Pages

Language

Price

Confidentiality

30 p.

Finnish

50 FIM

Public

Distributed by

Publisher

Oy Edita Ab

Finnish Game and Fisheries Research Institute

Book-shop

P.O.Box 6

Annankatu 44

FIN-00721 Helsinki, Finland

FIN-00100 Helsinki, Finland

Phone +358 0 566 0566 Fax +358 0 566 0570

Phone +358 205 7511 Fax +358 205 7511

KALATUTKIMUKSIA – FISKUNDERSÖKNINGAR

Aiemmin ilmestyneitä julkaisuja

152. MIINALAINEN, M., VUORIMIES, O., HEIKINHEIMO, O.

Hauen ravinto Vuokalanjärnessä. (Gäddans näring i Vuokalanjärvi) (The Food of Northern Pike (*Esox lucius* L.) in Lake Vuokalanjärvi). 29 s. Helsinki 1998.

151. KOSKELA, J., SETÄLÄ, J., HONKANEN, A., FORSMAN, L.

Ahvenen kasvatuksen kannattavuus - taloudellis-biologinen analyysi.

(Lönar det sig att odla abborre? - ekonomisk-biologisk analys) (Evaluation of the Profitability of the Short-term Cultivation of Perch: A Cost-Benefit Analysis). 21 s. Helsinki 1998.

150. KAUKORANTA, M., KOLJONEN, M.-L., KOSKINIEMI, J., PENNANEN, J.T.

Kala-atlas. Nahkiainen, pikkunahkiainen, lohi, taimen, nieriä, siika, muikku, harjus, toutain, vimpa, rantaneula ja kivisimppu - esiintymät ja kantojen tila. (Fiskatlas. Utbredning och tillstånd gällande bestånden av nejonöga, bäcknejonöga, lax, öring, röding, sik, siklöja, harr, asp, vimba, nissöga och stensimpa.) (Atlas of Finnish Fishes. Distribution of lamprey, brook lamprey, salmon, trout, Arctic charr, whitefish, vendace, grayling, asp, vimba, spined loach and bullhead, and status of the stocks). 57 s. Helsinki 1998.

149. MUTENIA, A., KORHONEN, P.

Lokan ja Porttipahdan haukikantojen hoito.

(Vård av gäddbestånden i Lokka och Porttipahta) (Management of Pike Stocks in the Lokka and Porttipahta reservoirs.) 32 s. + liitteet. Helsinki 1998.

148. JUVANKOSKI, N., SETÄLÄ, J., HONKANEN, A., SAARNI, K., MICKWITZ, P.

Tukku- ja vähittäiskaupan näkemys kirjolohifileen kokonaislaadusta.

(Parti- och detaljhandels syn på totalkvaliteten hos regnbågsfile) (The Quality of Rainbow Trout Fillets According to Wholesalers and Retailers). 23 s. + liitteet. Helsinki 1998.

147. ESKELINEN, P., KOSKINIEMI, J.

Rautalammin reitin taimenen säilyttäminen eri viljelykantoja yhdistämällä.

(Kan öringen från Rautalampistråten bevaras genom kombination av olika odlade bestånd?) (Crossbreeding of separate reared strains of brown trout originating from Rautalampi watercourse). 16 s. Helsinki 1998.

146. HAAPALA, A., MÄKI-PETÄYS, A., HUUSKO, A.

Lohen (*Salmo salar* L.) jokipoikasille soveltuva elinympäristö ja sen käyttö — kirjallisuusselvitys.

(Livsmiljöer lämpliga för älvyngel av lax (*Salmo salar* L.) och utnyttjandet av dessa. Litteraturundersökning) (Habitat use and preference of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in streams: a review). 21 s. Helsinki 1998.

145. HAKKARI, L., SELIN, P., WESTMAN, K., MIELONEN, M.

Planktonsiian ja peledsiian ravinnosta ja ravintokilpailusta Evon Majajärnessä ja Valkea-Mustajärnessä

(Näring och näringskonkurrens gällande plankton- och peledsik i sjöarna Majajärvi och Valkea-Mustajärvi i Evo.) (Food and competition for food of *Coregonus muksun* and *Coregonus peled* in lakes Majajärvi and Valkea-Mustajärvi, Evo.) 27 s. + liitteet. Helsinki 1998.

144. MIKKOLA, J.

Havin vuoden 1995 pesuainepäästön kalataloudelliset vaikutukset ja vahinkoarvio.

(Fiskeriekonomiska följder och uppskattning av skadorna till följd av tvättmedelsutsläppet från Havi år 1995.) (Effects on fisheries and the estimation of damage caused by the Hackman Havi detergent discharge.) 34 s. + liitteet. Helsinki 1998.

143. SAARNI, K., SETÄLÄ, J., HONKANEN, A.

Kalakaupan ja jalostuksen odotukset kalanviljelyn monipuolistamiseksi.

(Fiskhandels och -förädlingens förväntningar på en mera mångsidig fiskodling) (The prospects of fish wholesalers and fish processors to increase variety in fish farming) 22 s. Helsinki 1998.

142. LEINONEN, T., KORHONEN, P., SÄKKI, S.

Altaiden kattamisen ja vedenlaadun vaikutus vesihomeen esiintymiseen ja kalojen kuolleisuuteen.

(Effekten av baasängtäckning och vattenkvalitet på förekomst av vattenmögel och på fiskens dödlighet) (The effect of water quality and the covering of ponds on the fish mortality rate and the appearance of aquatic fungi) 24 s. + liitteet. Helsinki 1998.

141. HONKANEN, A., EEROLA, E., SETÄLÄ, J.

Kalan käyttö eri väestöryhmissä - kotitalouksien haastattelututkimuksen satoa.

(Fiskkonsumtionen i olika befolkningsgrupper - resultat av en intervjuundersökning i hushållen) (Behavioural Patterns Related to Finnish Fish Consumption: An Analysis of Demographic Characteristics). 38 s. + liitteet. Helsinki 1998.

140. HEIKINHEIMO, O., VALKEAJÄRVI, P.

Taimenen ja siian kalastuksen säätely Päijänteellä - Päätösanalyysitarkastelu

(Reglering av örings- och sikfisket i Päijänne - Granskning av beslutsanalys) (Management of the brown trout (*Salmo trutta* m. *Lacustris*) and whitefish (*Coregonus lavaretus*) fishery in Lake Päijänne: A decision analysis approach). 40 s. Helsinki 1998.

139. MIINALAINEN, M., HEIKINHEIMO, O.

Siikamuotojen ravintokilpailu Vuokalanjärvessä.

(Födoökonkurrens mellan olika sikformer i Vuokalanjärvi) (Food segregation between five whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) stocks in Lake Vuokalanjärvi). 39 s. Helsinki 1998

138. AALTO, J., NIEMELÄ, E., JULKUNEN, M., ERKINARO, J.

Taimenen poikastiheydet, kasvu ja vaellukset Lutto- ja Nuortijoessa.

(Yngeltätheter, tillväxt och vandringer hos öring i Lutto- och Nuortijoki) (Juvenile densities, growth and migration of brown trout (*Salmo trutta* L.) in the Rivers Luttojoki and Nuortijoki, northern Finland). 38 s. Helsinki 1998

137. KEMPPAINEN, S., MÄÄTTÄ, V., PASANEN, P., MÄÄTTÄ, E.

Nieriälajit vertailussa - Elämänkaari poikasesta fileeksi

(Jämförelse mellan olika arter av röding - Livscykel från yngel till filé) (Comparison Between *Salvelinus* species: Lifespan from Fry to Fillet) 23 s. + liitteet. Helsinki 1998.

136. SETÄLÄ, J.

Parantaako silakan tehokas jäähdytys troolikalastuksen kannattavuutta?

(Förbättrar effektiv kylning av strömming trålfiskets lönsamhet?) (Does effective chilling increase the profitability of trawl fisheries?) 36 s. Helsinki 1998.

135. Sähkökalastus ja sen luotettavuus Tenon lohen poikastiheyksien seurannassa.

(Användning av elfiske vid bedömningen av yngeltätheter i Tana älven) (Electrofishing as a method of density estimation of salmon juveniles in the River Teno). Julkunen, M. Niemelä, E. (toim.). 56 s. Helsinki 1997.

134. VALKEAJÄRVI, P., TAKKUNEN, T., ESKELINEN, P., KOVANEN, J.

Rautalammin reitin taimen tulee takaisin - menetelminä monipuoliset istutukset ja kalastuksen säätely.

(Öringen från Rautalampi strömmen kommer tillbaka - tack vare fiskereglering och mångsidiga utplanteringar) (The brown trout stock of Rautalampi watercourse comes back - by the means of fishing regulation and many-sided stockings). 28 s. Helsinki 1997.

133. Saimaan nieriä, syvien vesien uhanalainen.

(Saimen rödingen, en hotad djupvattensart) (Saimaa Arctic char, the threatened deep water fish). Makkonen, J. (toim.). 129 s. Helsinki 1997.

132. TAMMI, J., LAPPALAINEN, A., MANNIO, J., RASK, M., VUORENMAA, J.

Järvien rehevöityminen ja kalasto Suomessa. Otantaan perustuva järvikartoitus.

(Insjöeutrofiering och fiskbestånd i Finland. Sjöinventering baserad på sampling) (Eutrophication and Fishes in Finnish Lakes: A Survey Based on Random Sampling). 35 s. Helsinki 1997

131. KÄYHKÖ, A., SETÄLÄ, J., SALMI, P.

Vajaakäyttöisen järvikalan jalostuksen ongelmat ja kehittäminen.

(Förädling av svagt utnyttjad insjöfisk i Finland) (Processing of under-utilized freshwater fishes in Finland). 31 s. Helsinki 1997.

130. LAUKKANEN, M.

Itämeren lohenkalastuksen bioekonominen analyysi.

(Bioekonomisk analys av laxfisket i Östersjön) (A Bioeconomic Analysis of the Baltic Salmon Fishery). 35 s. Helsinki 1997.

129. LEHTONEN, H., VUORIMIES, O., BÖHLING, P., AUVINEN, H.

Kalakantojen vuosiluokkavaihteluiden mekanismit - Kirjallisuuskatsaus.

(Mekanismerna bakom fiskbeståndens årsklassvariationer - Litteraturoversikt) (The Mechanisms of Year-class Fluctuations in Fishes - A Literature Review). 44 s. Helsinki 1997.

128. HYVÄRINEN, P.

Erikokoisten järvitaimenistukkaiden kannattavuusvertailu Oulujärvellä.

(Lönsamhetsjämförelse vid utplantering av olika stora öringssyngel i Ule träsk) (Comparison of the Profitability of the Stocking of Different-Sized Brown Trout in Lake Oulujärvi). 26 s. Helsinki 1997.

127. SALONEN, E., MUTENIA, A., KOTAJÄRVI, M.

Lokan ja Porttipahdan peledsiika. Tekojärvien siikakantojen vaihtelu vuosina 1987-1996.

(Peledsiken i Lokka och Porttipahta. Sikbeståndens variation i konstgjorda sjöar 1987 - 1996) (Peled in the Lokka and Porttipahta Reservoirs. The Variations in the Stocks from 1987 - 1996). 34 s. Helsinki 1997.

126. Kalastuskiistat haasteena hallinnolle - näkökulmia sisävesien paikallisiin ristiriitoihin

(Fiskekonflikter som en utmaning för förvaltningen - synpunkter på lokala konflikter i insjöområdet) (Perspectives on Fishery Conflicts in Finnish Lakes). Pekka Salmi (toim.). 71 s. Helsinki 1997.

125. SUTELA, T., HUUSKO, A.

Virkistyskalastus Kuusinki-, Kitka- ja Oulankajoella.

(Fritidsfisket i älvarna Kuusinki-, Kitka- och Oulankajoki) (Recreational fishery in rivers Kuusinkijoki, Kitkajoki and Oulankajoki). 24 s. Helsinki 1997.

124. FRIMAN, T., KOLARI, I., TOIVONEN, J.

Merkitseekö menetelmä? Carlin-merkinnän virhetekijät kaksi- ja kolmivuotiaina istutetuilla järvitaimenilla.

(Spelar metoden någon roll? Felkällor vid Carlin-märkning av insjööringar utplanterade som två- och treåringar) (The errors caused by Carlin-tagging in the estimation of stocking results of two- and three-year-old brown trout (*Salmo trutta* m. *lacustris*)). 27 s. Helsinki 1997.

123. TOIVONEN A.-L.

Toistuvan jäätymisen ja sulamisen vaikutus kalanpyydysten havasmateriaaleihin.

(Inverkan av upprepad infrysning och upptining på redskapsmaterial) (The Effects of Freeze-thaw Cycling on Fishing Gear Materials). 30 s. Helsinki 1997.

122. Lähikuvia ammattikalastuksesta - Kalastusammatin rakenne, joustavuus ja mahdollisuudet.

(Yrkesfisket i närbild. Fiskaryrkets struktur, flexibilitet och möjligheter) (Close-ups on the Commercial Fishery; Structure, Flexibility and Opportunities of the Fishing Trade). Juhani Salmi ja Pekka Salmi (toim.). 125 s. Helsinki 1997.

121. RAITANIEMI, J.

Rannikon siikojen iänmäärittämisen luotettavuus.

(Hur pålitlig är åldersbestämningen av kustsikar?) (The reliability of the ageing of whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) on the Finnish Baltic coast). Helsinki 1997.

120. JOKIKOKKO, E.

Muikun ja siian lisääntymisedellytyksistä Perämerellä.

(Förutsättningar för förökning av siklöja och sik i Bottenviken) (The breeding potential of whitefish and vendace in Bothnian Bay). 32 s. Helsinki 1997.

119. HYVÄRINEN, P., VIRTANEN, K., VEHANEN, T., KOSKINIEMI, J., KANNEL, R., PURSIAINEN, M.

Viihtyykö vieras kala Oulujärvessä? Taimenkantojen ja järvilohen soveltuvuus Oulujärven hoitokalaksi.

(Trivs främmande fiskar i Ule träsk? Jämförelse av olika utplanterade bestånd av öring och insjöläx) (Does the strange fish stocks succeed in lake Oulujärvi? Results of stocking four brown trout stocks and land locked salmon in Lake Oulujärvi). 39 s. Helsinki 1996.

118. VEITOLA, K., MÄKINEN, T.

Kalankasvatuksen ympäristöpolitiikka- Tavoitteiden ja tosiasiatietojen yhdistelmä

(Fiskodlingens miljöpolitik - en kombination av målsättningar och fakta) (The Environmental Politics of Fish Farming: A Combination of Goals and Facts). 52 s. Helsinki 1996

117. Mädin desinfiointi - laadun hallintaa käytännössä

(Romdesinfektion i avsikt att kontrollera romproduktionens kvalitet) (The Disinfection of Fish Eggs: Quality Control in Practice). Päivi Eskelinen (toim.). 69 s. Helsinki 1996

116. SALMI, J., HONKANEN, A., JURVELIUS, J., MOILANEN, P., SALMI, P., VESALA, K. M.

Haastatteluja Hangosta Utsjoelle. Ammattikalastuksen profiilitutkimuksen metodiikkaa.

(Interviewer från Hangö till Utsjoki, metodik för profilundersökningar av yrkesfisket) (Interviewing Commercial Fishermen in Finland: The Methodology of the Study). 26 s. Helsinki 1996.

115. PARMANNE, R., SETÄLÄ, J.

Silakan rehukalastuksen taloudellinen merkitys ja vaikutus silakkakantoihin
(Foderfiskets effekter på strömmingsbestånden) (The effect of fodder fishing on Baltic herring stocks)
27+18 s. Helsinki 1996.

114. SALMINEN, M.

Istutusiän ja -koon merkitys merilohen vaelluspoikasten istutuksissa
(Utplanteringsålderns och -storlekens betydelse vid utplantering av smolt av havlax) (The Influence of Stocking Age and Size on the Results of Salmon Smolt Stocking). 59 s. Helsinki 1996.

113. Inarijärven pohjasiika - Istutusten merkitys.

(Storsiken i Enare träsk - utplanteringsgarnas betydelse) (Sparsely-rakered Whitefish from Lake Inari: Results from Stocking). Erno Salonen (toim.), 90 s. Helsinki 1996

112. SOMPPI, K., RAITANIEMI, J., RASK, M.

Kalkituksen vaikutukset särki- ja ahvenkantoihin Etelä-Suomen happamoituneissa pikkujärvissä
(Kalkningens effekter på mört- och abborrbestånd i södra Finlands försurade sjöar) (The Effects of Liming on Roach and Perch Populations of Small Acidified Lakes in Southern Finland). 41 s. + 9 liitettä. Helsinki 1996.

111. RAHKONEN, R., PASTERNAK, M., POHJANVIRTA, T., PYLKKÖ, P., LINDÉN, J.

Kokeita Apoject 1-Fural paisetautirokotteella 1993-1995
(Försök med Apoject 1-Fural furunkulosvaccin 1993-1995) (Experiments with Apoject 1-Fural Furunculosis Vaccine, 1993 - 1995). 24 s. Helsinki 1996.

110. Istutuspoikasten elinkaari - mätimunasta saaliiksi, Valtion kalanviljelyn XX neuvottelupäivät

(Utplanterade yngels livscykel - från romkorn till fångst, Statens fiskodlings XX diskussionsdagar) (Fish stocking - lifecycle eggs to catch, State Fish Culture Conference, No. XX). Jarmo Makkonen ja Markku Pursiainen (toim.), 103 s. + 4 liitettä. Helsinki 1996.

109. PYLKKÖ, P., POHJANVIRTA, T., PURSIAINEN, M.

Nieriän (*Salvelinus alpinus*) silmäsamentumat
(Grumling av ögat hos röding (*Salvelinus alpinus*)) (Cataract of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*)). 21 s. Helsinki 1996

108. MAKKONEN, J., PIIRONEN, J., PURSIAINEN, M., TOIVONEN, J., KOLARI, I.

Pyyntitavat heikentävät järvitaimenen istutustulosta — Vuoksen vesistöalueelle vuosina 1979 — 1992 tehtyjen Carlin-merkintöjen tulokset.
(Utplanteringsresultatet för insjööring försämrats av fångstmetoderna — Resultat av Carlin-märkningar i Vuoksi insjösystem åren 1979 — 1992) (Fishing methods decrease the impact of stocking brown trout — Results of Carlin tagging experiments in the Vuoksi watercourse from 1979 — 1992). 105 s. + liite. Helsinki 1996.

107. LAPPALAINEN, A., PÖNNI, J.

Suomenlahti kalastajan silmin — Tutkimus Suomenlahden likaantumisen ja vapaa-ajankalastuksesta
(Finska viken ur fiskarens synpunkt — En undersökning av föroreningen av Finska viken och fritidsfisket) (The Gulf of Finland in the Fisherman's eyes — Pollution and Recreational Fishery in the Gulf of Finland). Helsinki 1996.

106. KORHONEN, P., KOSKINIEMI, J., TOLONEN, K.

Taimenen ja kotiutetun puronieriän tila Ylä-Kemijoella vuosina 1993 — 1994
(Öringens och den införda bäckrödingens situation i Kemi älvs övre lopp åren 1993 — 1994) (The State of Brown and Stocked Brook Trout Populations in the Upper Part of the Kemijoki River between 1993 and 1994). 42 s. + 8 liitt. Helsinki 1996.

105. RAITANIEMI, J., HEIKINHEIMO, O., MIKKOLA, J.

Vaellussiika — Uudenmaan rannikon tuottoisa istutuskala
(Vandringsiken — resultatrik utplantering längs den nyländska kusten) (Whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) — Successful Stocking on the Coast of the Province of Uusimaa). 28 s. Helsinki 1996.

104. SAURA, A., MIKKOLA, J.

Henkiin herätetty lohijoki — Kymijoen vaelluskalatutkimuksia vuosilta 1992—1994
(En laxälv som återuppstått — Vandringsfiskundersökningar i Kymmene älv å 1992—1994) (Revived salmon river — Studies on migratory fish in the River Kymijoki from 1992—1994). 100 s. Helsinki 1996.

103. TAMMI, J.

Rehevöitymisen vaikutukset kaloihin, kalakantoihin ja kalastukseen — kirjallisuuskatsaus
(Eutrofieringens effekter på fisk, fiskbestånd och fiske ~ litteraturoversikt) (The Effects of Eutrophication on Fishes, Fish Stocks and Fisheries — A Literature Review). 66 s. Helsinki 1996.

