

**Pro gradu –tutkielma**

**Tehokalastuksen vaikutus Jyväsjärven ahven-, särki- ja lahnipopulaatioihin**

**Mikko Leminen**



**Jyväskylän yliopisto**

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Kalabiologia ja kalatalous

13.6.2008

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Kalabiologia ja kalatalous

LEMINE MIKKO, J.: Tehokalastuksen vaikutus Jyväsjärven ahven-, särki- ja lahnapopulaatioihin

Pro gradu: 41 s., 3 liitettä (3 s.)

Työn ohjaajat: FT Tapio Keskinen, FT Timo Marjomäki

Tarkastajat: FT Timo Marjomäki, Prof. Juha Karjalainen

Kesäkuu 2008

---

Hakusanat: ahven, biomanipulaatio, ikä, Jyväsjärvi, lahna, ravintoketjukurkennostus, rehevöityminen, särki, tehokalastus, yksikkösaalis, yleiskatsausverkko

## TIIVISTELMÄ

Jyväsjärvi on 1950-luvulta 1970-luvulle tultaessa rehevöitynyt puu- ja paperiteollisuuden sekä yhdyskuntajätevesien vaikutuksesta, minkä vuoksi järveen on muodostunut tiheä ahven- ja särkikalakanta. Kolmen vuoden ravintoketjukurkennostuksen aikana (2004-2006) Jyväsjärvestä poistettiin yli 100 tonnia (~300 kg/ha) vähäarvoista kalaa. Kalayhteisön rakennetta monitoroitiin vuosina 2001-2006 koeverkkokalastuksin. Pyydyksenä käytettiin ns. Jyväskylä-yleiskatsausverkoja. Yhden verkon pyyntiaika oli 24 tuntia. Iän- ja kasvunmääritykset tehtiin ahvenille (*Perca fluviatilis*) operculumista ja särjille (*Rutilus rutilus*) sekä lahnoille (*Abramis brama*) cleithrumista. Yksikkösaaliiden perusteella ahvenen ja särjen runsaus oli vuosina 2004 ja 2005 pienempi kuin aikaisempina vuosina. Myös lahnan runsaus oli vuosina 2005 ja 2006 pienempi kuin aiemmin. Yksikkösaaliin muutokset eivät kuitenkaan olleet tilastollisesti merkitseviä. Tehokalastuksen vaikutuksesta ahvenen ja särjen lisääntyminen tehostui huomattavasti, sillä vuosina 2005 ja 2006 saatiin Jyväsjärvestä saaliiksi erittäin runsaasti 1+ -ikäryhmää. Ahvenen ja särjen kasvu nopeutui tehokalastuksen aikana ja sen jälkeen. Lahnan kasvussa ei havaittu oleellista muutosta. Ahvenella ja särjellä oli tilastollisesti merkitseviä vuosien välisiä eroja koko- ja ikäjakaumissa niin Jyväsjärvellä kuin vertailujärvilläkin. Suurin vaihtelu vuosittaisissa koko- ja ikäjakaumissa havaittiin kuitenkin Jyväsjärvellä. Ahvenen ja särjen vanhimpien ikäryhmien osuus pieneni tehokalastuksesta johtuen. Suurien (>15 cm) petoahvenien osuus kasvoi Jyväsjärvessä tehokalastuksen aikana ja sen jälkeen. Tämän vuoksi petokalatiheys oli tehokalastusten päätyttyä Jyväsjärvessä suurempi kuin aiemmin. Tehokalastusten päätyttyä ahvenkalat alkoivat hallita Jyväsjärven kalayhteisöä biomassan osalta.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Biological and Environmental Science

Fish Biology and Fisheries

LEMINE MIKKO, J.: Responses of perch (*Perca fluviatilis*), roach (*Rutilus rutilus*) and bream (*Abramis brama*) populations to mass removal in Lake Jyväsjärvi

Master of Science Thesis: 41 p., 3 appendices (3 p.)

Supervisors: PhD Tapio Keskinen, PhD Timo Marjomäki

Inspectors: PhD Timo Marjomäki, Prof. Juha Karjalainen

June 2008

---

Key Words: age, biomanipulation, bream, catch per unit effort, eutrophication, Lake Jyväsjärvi, mass removal, multimesh gillnet, perch, roach

## ABSTRACT

In the 1950s to 1970s Lake Jyväsjärvi has been heavily polluted by woodworking and paper industry as well as municipal waste waters leading to eutrophication and formation of dense populations of small perch and cyprinids. During the three year period of biomanipulation (2004-2006) over 100 tonnes (~300 kg/hectare) of coarse fish was removed from the Lake Jyväsjärvi. Fish populations were monitored with multimesh gillnets and test fishing was carried out between 2001 and 2006. So called Jyväskylä multimesh survey nets were used in test fishing. One gill netting day was 24 hours. The age and growth of perch (*Perca fluviatilis*) were determined from the opercular bones and in the case of roach (*Rutilus rutilus*) and bream (*Abramis brama*) from cleithrum. According to the catch per unit efforts (CPUE), proportion of perch and roach populations were smaller during years 2004 and 2005 than earlier years. Also proportion of bream population during years 2005 and 2006 was smaller than earlier years. However, changes in catch per unit efforts were not statistically significant. There was huge juvenile expansion in Lake Jyväsjärvi during biomanipulation: in years 2005 and 2006 there were high proportion of 1+ -age group perch and roach in the gillnet catches. The growth of perch and roach seemed to increase during and after the biomanipulation process. The growth rate of bream did not change clearly. There were statistically significant differences in the length and age distributions of perch and roach during the study period in Lake Jyväsjärvi, but also in control lakes. However, the greatest changes in annual length and age distributions were observed in Lake Jyväsjärvi. Due to mass removal, the proportion of oldest age groups of perch and roach decreased. Proportion of large, over 15 cm, piscivorous perch was higher during and after biomanipulation. Therefore, the proportion of piscivorous fishes were higher than earlier years. In the end of the removal project, perciforms started to dominate the biomass of fish community in Lake Jyväsjärvi.

# Sisältö

<b>1. JOHDANTO.....</b>	<b>5</b>
<b>2. AINEISTO JA MENETELMÄT.....</b>	<b>8</b>
2.1. Tutkimusjärvet.....	8
2.1.1. Tehokalastusjärvi .....	8
2.1.2. Vertailujärvet.....	8
2.2. Koeverkkokalastukset.....	10
2.2.1. Yleiskatsausverkko .....	10
2.2.2. Koeverkkokalastusten toteutus.....	10
2.2.3. Saaliin käsittely .....	11
2.3. Populaatioiden runsauden arvioiminen .....	11
2.4. Iän- ja kasvunmääritykset.....	12
2.5. Tilastolliset analyysit.....	13
<b>3. TULOKSET .....</b>	<b>14</b>
3.1. Saaliin lajijakauma .....	14
3.2. Yksikkösaaliit.....	14
3.2.1. Ahven.....	14
3.2.2. Särki .....	16
3.2.3. Lahna.....	17
3.3. Kokojakaumat.....	18
3.3.1. Ahven.....	18
3.3.2. Särki .....	20
3.3.3. Lahna.....	22
3.4. Ikäjakaumat .....	24
3.4.1. Ahven.....	24
3.4.2. Särki .....	24
3.5. Ikäryhmäkohtaiset keskipituudet ja kasvu.....	25
3.5.1. Ahven.....	25
3.5.2. Särki .....	26
3.5.3. Lahna.....	27
3.6. Jyväsjärven kalayhteisö .....	29
<b>4. TULOSTEN TARKASTELO .....</b>	<b>31</b>
4.1. Yksikkösaaliit.....	31
4.2. Kokojakaumat.....	32
4.3. Iän- ja kasvunmääritykset.....	33
4.4. Jyväsjärven kalayhteisö .....	33
<b>Kiitokset.....</b>	<b>36</b>
<b>Kirjallisuus .....</b>	<b>37</b>

## 1. JOHDANTO

Rehevöityminen on laajamittainen vesiensuojelu-ongelma Suomessa ja muualla maailmassa niin sisävesissä kuin merialueillakin. Sitä ovat vauhdittaneet 1900-luvulla teollistuminen, lisääntynyt väestönkasvu, kaupungistuminen, tehostunut maa- ja metsätalous sekä kalanviljely. Suomessa rehevöitymisen aiheuttamat haitat ovat suurimmat Etelä- ja Länsi-Suomessa eli tärkeimmillä maatalousalueilla, jossa on arvioitu olevan yli 2000 pitkälle rehevöitynyttä järveä (Tammi ym. 1999, Mannio ym. 2000). Pahoin likaantuneiden vesialueiden määrä on supistunut viime vuosikymmeninä, kun merkittävimpien pistekuormittajien, kuten massa- ja paperiteollisuuden, haittoja on onnistuttu vähentämään. Samalla kuitenkin hajakuormituksen osuus kokonaiskuormituksesta on kasvanut, ja tästä johtuen aiemmin puhtaissakin vesistöissä on havaittu ravinnepitoisuuksien nousua (Tammi 1996, Carpenter ym. 1998). Myös ilmastonmuutoksen aiheuttamien talvitulvien ennustetaan tulevaisuudessa lisäävän vesistöihin valuvaa ravinnekuormaa eteläisessä Suomessa (Anonyymi 2007a). Rehevöitymisen tunnusmerkkejä ovat kohonneet typen ja fosforin pitoisuudet, veden sameus, alusveden happikadot, ajoittaiset leväkukinnat, umpeen kasvaminen, rantakasvillisuuden muutokset ja ravintoketjun vinoutuminen (esim. Scheffer 1998, Drenner & Hambright 1999). Pahoin rehevöityneessä järvessä lajien lukumäärä on pienempi kuin luonnontilaisessa ja tiettyjen valtalajien yksilömäärät nousevat muiden lajien kustannuksella (esim. Saarijärvi & Sammalkorpi 2005).

Rehevöityminen vaikuttaa myös kalakantoihin ja muokkaa hiljalleen koko kalayhteisöä herkkien lajien (lohikalat [*Salmonidae*]) taantuessa ja sopeutuvien lajien (särkikalat [*Cyprinidae*]) runsastuessa. Rehevöityminen muuttaa kalojen elinympäristöä ja vaikuttaa kalojen lisääntymiseen, kasvuun sekä lajien välisiin vuorovaikutuksiin kuten kilpailuun ja saalistukseen. Lohikaloista voimakkaasti rehevöityneessä järvessä menestyy ainoastaan kuore (*Osmerus eperlanus*) (Colby ym. 1972). Ahvenkalat kestävät hyvin lievää rehevöitymistä ja kuha (*Sander lucioperca*) jopa hyötyy rehevöitymisestä (Persson ym. 1991, Jeppesen ym. 2000). Useat särkikalat menestyvät pahoin rehevöityneessä järvessä muita lajeja paremmin (Svärdson 1976). Tämä johtuu näiden lajien kyvystä hankkia ravintonsa tehokkaasti huonoissakin valo-olosuhteissa (Townsend & Risebow 1982), laajasta ravintovalikoimasta, mukaan lukien rehevissä järvissä runsaan kasvimateriaalin, (Niederholzer & Hofer 1980) sekä tehokkaasta lisääntymisestä (Barthelmes 1983). Lisäksi särkikaloihin kohdistuva predaatio on suhteellisen vähäistä, sillä hauen (*Esox lucius*) lisääntymis- ja poikastuotantoalueet vähenevät voimakkaasti rehevöityneissä vesissä rantaveden umpeenkasvun ja uposkasvien puutteen takia (Korhonen & Nyberg 2001). Alusveden hapettomuus pienentää myös kuhan ja mateen (*Lota lota*) poikastuotantoa (Koli 1990, Lappalainen ym. 2003) ja samaa vesi voi vähentää ison, kalaravintoa käyttävän ahvenen (*Perca fluviatilis*) saalistustehokkuutta (Radke & Gaupisch 2005). Särkikalakantojen runsastumista edesauttaa usein myös valikoiva kalastus, joka kohdistuu pääasiassa näihin petokaloihin ja vähäarvoisina pidetyt särkikalat jäävät lähes kokonaan pyynnin ulkopuolelle (Allan ym. 2005). Rehevöityneiden vesien särkikalakannat ovatkin usein erittäin tiheitä, jopa satoja kiloja hehtaarilla, ja kalojen keskikoko jää ravintokilpailun seurauksena pieneksi (esim. Koli 1990). Pienet ahvenet eivät pysty tehokkaasti kilpailemaan särkikalojen kanssa eläinplanktonravinnosta, jolloin niiden kasvu hidastuu ja siirtyminen kalaravinnon käyttöön viivästyy tai estyy (Persson ym. 1988).

Rehevöitymisen seurauksena järven virkistyskäyttöarvo laskee huomattavasti. Rehevöitymisen aiheuttamia haittoja voidaan kuitenkin vähentää kunnostuksen avulla. Vuosina 1970-1995 suosituimmat kunnostusmenetelmät rehevöityneiden järvien hoidossa olivat alusveden ilmastus, vesikasvien niitto ja veden pinnan nosto (Sammalkorpi &

Horppila 2005). Viimeisen reilun 10 vuoden aikana biomanipulaatio eli ravintoketjukurkennostus on ollut käytetyin kunnostusmenetelmä Suomessa. Biomanipulaatio on menetelmä, jossa veden laatua pyritään parantamaan muuttamalla ravintoverkon toimintaa. Ravintoketjuteorian (esim. Shapiro ym. 1975, Carpenter ym. 1985) mukaan tapahtumat ylempänä ravintoketjussa vaikuttavat myös ravintoverkon alempiin tasoihin. Tätä kutsutaan top-down -sääteeksi. Yleisin toimenpide biomanipulaatiossa on särkikalojen, mutta joskus myös kuoreiden ja pienten ahventen, tehokalastus. Nämä syövät suurikokoista eläinplanktonia (*Daphnia* sp. ja *Bosmina* sp.), joka on merkittävä kasviplanktonin harventaja (Sammalkorpi & Horppila 2005). Suuret vesikirput (*Cladocera*) ovat järviekosysteemissä merkittävässä asemassa, sillä syömällä kasviplanktonia ne estävät leväkukintoja ja kirkastavat vettä. Jo puoli vuosisataa sitten havaittiin ensimmäisen kerran eläinplanktonia syövien kalojen poistamisen positiiviset vaikutukset veden laatuun (Hrbáček 1958). Varsin yleistä biomanipulaation yhteydessä on myös taantuneiden petokalakantojen vahvistaminen istutuksilla. Tärkeimpiä istutuslajeja ovat olleet hauki ja kuha (Berg ym. 1997, Seda ym. 2000, Wysujack ym. 2002). Biomanipulaatio voidaan myös toteuttaa istuttamalla pelkästään petokaloja. Tällä menetelmällä ei kuitenkaan ole saatu aikaan kovin hyviä tuloksia (Peltonen & Ruuhijärvi 1996, Drenner & Hambright 1999). Suomessa yksi ensimmäisistä ja myös tunnetuimmista ravintoketjukurkennostuksista toteutettiin Lahden Vesijärvellä vuosina 1989-1993 (Kairesalo ym. 1999). Sittenkin Suomessa on käynnistetty ja toteutettu satoja biomanipulaatioprojekteja.

Tehokalastus voi parantaa vedenlaatua muullakin tavoin kuin pelkästään ravintoketjun kautta. Esimerkiksi Tuusulanjärven ja Säkylän Pyhäjärven särkien on todettu sisältävän tuoremassastaan 0,6-0,8 % fosforia ja yli 2,5 % typpeä (Sammalkorpi & Horppila 2005). Rehevän järven runsaaseen kalabiomassaan on siis sitoutunut paljon ravinteita. Särkikalat myös nostavat veden ravinnepitoisuutta pöyhimällä ruokaillessaan pohjasedimenttiä ja siirtämällä eritteidensä mukana sedimenttiin varastoituneita ravinteita takaisin tuottavaan vesikerrokseen (Horppila & Kairesalo 1990, Hansson ym. 1998, Horppila ym. 1998, Tolonen ym. 2000). Särkikalojen pohjasedimentistä ylempiin vesikerrokseen siirtämät ravinteet ovat kasviplanktonille välittömästi käyttökelpoisessa fosfaattimuodossa (Brabrand ym. 1990). Ravintoketjun manipuloinnin lisäksi tehokalastus siis poistaa järvestä ravinteita ja vähentää särkikalojen, varsinkin särjen (*Rutilus rutilus*) ja lahnan (*Abramis brama*), aiheuttamaa ns. bioturbaatiota (Breukelaar ym. 1994, Olin 2005).

Ravintoketjukurkennostusten vaikutuksia on tutkittu 1980-luvulta alkaen erityisesti Tanskassa, Hollannissa ja Englannissa (Jeppesen ym. 1990, Meijer ym. 1999, Moss ym. 1996). Suomessa vastaavaa tutkimusta on tehty muun muassa Lahden Vesijärvellä (Sammalkorpi ym. 1995), Vetelin Räyriinjärvellä (Nyberg 1998), Hiidenvedellä (Horppila & Nurminen 2003), Säkylän Pyhäjärvellä, Köyliönjärvellä ja Pohjalammella (Sarvala ym. 2000), Tuusulanjärvellä (Olin & Ruuhijärvi 2004) sekä useilla Uudenmaan ja Hämeen pienillä ja keskisuurilla järville (Olin & Ruuhijärvi 2002, Rask ym. 2003, Olin ym. 2006). Onnistuneen tehokalastuksen aiheuttamia vedenlaatuvahteita ovat fosforipitoisuuden aleneminen ja kasviplanktonituotannon väheneminen, mikä näkyy *a*-klorofyllipitoisuuden pienenemisenä, näkösyvyyden kasvuna ja sinileväkukintojen (*Anabaena* sp. ja *Microcystis* sp.) vähenemisenä. Pidemmällä aikavälillä muutokset voivat näkyä alusveden happitilanteen paranemisena ja uposkasvillisuuden leviämisenä. Onnistuneen tehokalastuksen jälkeen pohjaeläimistö monipuolistuu ja eläinplanktoniyhteisössä suuret vesikirput runsastuvat. Kaloista ahvenen ja särjen kasvu kiihtyy lajinsisäisen ja lajienvälisen ravintokilpailun vähentyessä ja ahven saavuttaa petokalakoon (>15 cm) nopeammin (esim. Raitaniemi ym. 2000). Myös muiden

petokalojen osuus kalayhteisöstä kasvaa (esim. Olin ym. 2006). Tehokalastus saattaa myös elvyttää mahdollisia taantuneita siikakalakantoja, muikkua (*Coregonus albula*) ja siikaa (*Coregonus lavaretus*). Näiden taloudellisesti arvokkaiden kalalajien elpymisen voi mahdollistaa muutokset kalayhteisön rakenteessa, jolloin siikakalojen poikasiin kohdistuva saalistuspaine saattaa vähentyä (esim. Sakomaa ym. 2008).

Euroopassa noin 60 %:ssa biomanipulaation kohteena olleista järvistä on havaittu vedenlaadun paranemista (Hansson ym. 1998, Drenner & Hambright 1999). Ravintoketjukunnostuksella on suurempi mahdollisuus onnistua matalissa ja kerrostumattomissa järvissä kuin suuremmissa kerrostuneissa järvissä (esim. Jeppesen ym. 1990, Benndorf ym. 2002). Eräs ratkaisevimmista tekijöistä onnistumiseen on havaittu olevan myös poistettujen kalojen määrän (esim. Romare & Bergman 1999). Merkittävää veden laadun paranemista on havaittu Suomessa ja muualla Euroopassa vain silloin kun yli 75 % kaloista on saatu poistetuksi sen lisäksi, että ulkoinen kuormitus on pysynyt siedettävällä tasolla (Hansson ym. 1998, Meijer ym. 1999). Parhaaseen tulokseen on päästy silloin, kun kalat on kyetty poistamaan lähes kokonaan.

Tämä opinnäytetyö on osa Jyväsjärven kunnostushanketta, ja tässä tutkimuksessa perehdytään ravintoketjukunnostuksen kalabiologisiin vaikutuksiin selvittämällä miten kunnostus on vaikuttanut ahven-, särki- ja lahnapopulaatioihin: niiden runsauteen, kokojakaumiin, ikärakenteeseen, kasvuun ja alueelliseen jakautumiseen. Myös tehokalastuksen vaikutusta Jyväsjärven muuhun kalayhteisöön käsitellään suppeammin. Monissa aikaisemmissa tehokalastusta koskevilla tutkimuksilla on ollut puutteena se, ettei tietoa kunnostusta edeltävästä tilasta ole ollut. Tässä tutkimuksessa koeasetelma on ns. BACI (Before-After-Control-Impact) – asetelman mukainen (Green 1979). Koeasetelmalla, jossa on tietoa kunnostettavasta järvestä ennen toimenpiteitä ja niiden jälkeen, pystytään luotettavasti arvioimaan kunnostustoimenpiteiden vaikutuksia. Toisena puutteena monissa aikaisemmissa tutkimuksissa on ollut se, että kontrollialue on puuttunut. Tässä tutkimuksessa kunnostuksen vaikutuksen selvittämiseksi Jyväsjärvelle valittiin kolme vertailujärveä, joissa ei ole tehty tehokalastuksia tutkimusjakson aikana. Menetelmän tarkka nimi on Beyond BACI (Underwood 1991).

## 2. AINEISTO JA MENETELMÄT

### 2.1. Tutkimusjärvet

#### 2.1.1. Tehokalastusjärvi

Jyväsjärvi (62°14' P, 25°46' I) (Kuva 1) sijaitsee Jyväskylän kaupungin alueella ja saa pääosan vedestään Tourujoen vesistöstä, jonka valuma-alueen pinta-ala on 334 km<sup>2</sup>. Jyväsjärven oman valuma-alueen pinta-ala on 38 km<sup>2</sup>. Jyväsjärvi on yhteydessä Pohjois-Päijänteen Poronselälle Äijälänsalmen kautta ja kuuluu Kymijoen vesistöalueeseen.

Jyväskylän kaupungin yhdyskuntajätevedet johdettiin vedenpuhdistamon puuttuessa käsittelemättöminä Jyväsjärveen 1970-luvulle saakka. Tuolloin Jyväsjärvi luokiteltiin rehevyytasoltaan hypereutrofiseksi, sillä järven ravinnetaso oli 3-5 -kertainen nykyiseen verrattuna eikä se soveltunut virkistyskäyttöön (Granberg & Lappalainen 1974). Jyväsjärveen laskevan Tourujoen varressa sijaitsee vuonna 1872 toimintansa aloittanut paperitehdas, joka on vuosien mittaan laskenut Jyväsjärveen suuria määriä ravinteita ja siten myös osaltaan rehevöittänyt järveä (Meriläinen ym. 2003). Vuonna 1974 Jyväskylän Nenäinniemeen rakennetun jätevedenpuhdistamon ja myös puuteollisuuden kuormituksen laskun seurauksena on Jyväsjärven tila alkanut varsin nopeasti kohentua (Salonen ym. 2005). Jyväsjärven tilaa on pyritty parantamaan ilmastamalla pääsyvännettä jo vuodesta 1979 lähtien. 1990-luvulla ilmastusta tehostettiin huomattavasti, ja sen tuloksena ovat talviset happikadot estyneet. Happipitoisuuden parantuessa myös ravinteiden liukeneminen pohjasedimentistä on vähentynyt (Keränen 2001). Vaikka ulkoinen kuormitus on huomattavasti pienentynyt, se on kuitenkin ollut tarpeeksi suurta pitämään järven rehevänä (Keränen 2001).

Jyväsjärvellä 2000-luvulla tehtyjen tutkimusten pohjalta arvioitiin kustannustehokkaimmaksi kunnostuskeinoksi valuma-alueella tehtävät toimenpiteet yhdistettynä ravintoketjukunnostukseen (Anonyymi 2007b). Tehokalastuksen arvioitiin lyhyellä tähtäimellä olevan nopein tapa saavuttaa edistystä järven tilassa. Tehokalastusta pidettiin järkevänä ratkaisuna myös siitä syystä, että fosforin ja *a*-klorofyllin pitoisuuksien välinen riippuvuus (Mazumder 1994) ilmensi vähäisestä saalistuspaineesta kasviplanktonyhteisöä kohtaan (Salonen ym. 2005). Myös Jyväsjärven kalabiomassa (n. 260-310 kg/ha) oli suuri verrattuna vastaavan fosforitason omaaviin järviin, joten järvi oli myös sisäisesti kuormittunut (Tuhkanen 2001, Palomäki 2004, Salonen ym. 2005). Palomäen (2004) mukaan sisäisellä kuormituksella on suunnilleen samansuuruinen merkitys järven kuormittajana kuin ulkoisella kuormituksella.

Tehokalastukset toteutettiin Jyväsjärvellä rysäpyyntinä vuosina 2004-2006 kevään ja alkukesän aikana. Vuonna 2004 tehokalastuksen saalis oli 53 tonnia (158 kg/ha), vuonna 2005 26 tonnia (77 kg/ha) ja vuonna 2006 22 tonnia (65 kg/ha) (T. Keskinen, julkaisematon). Yhteensä kalaa poistettiin kolmen vuoden aikana 101 tonnia (n. 300 kg/ha). Tehokalastuksen aikana saadut arvokalat, kuten ankeriaat (*Anguilla anguilla*), hauet, kuhat ja suurikokoiset ahvenet palautettiin rysistä takaisin järveen.

#### 2.1.2. Vertailujärvet

Vertailujärvet, joissa ei tehty tutkimuksen aikana tehokalastuksia, olivat Tuomiojärvi Jyväskylässä, Alvajärvi Jyväskylän mlk:ssa ja Patajärvi Korpilahdella (Kuva 1). Kuten Jyväsjärvi, myös Alva- ja Tuomiojärvi kuuluvat Tourujoen vesistöön. Kaikki tutkimuksessa mukana olevat järvet ovat kooltaan pieniä (128-310 ha), reheviä ja



vähintään keskihumeosia (Taulukko 1). Humuksen ja kiintoaineksen suuren määrän vuoksi järvet ovat ruskeavetisiä.

Taulukko 1. Tutkimusjärvien keskeiset morfometria- ja vedenlaatutiedot. Vedenlaatutiedot ovat vuoden 2006 touko- elokuun keskiarvoja. Patajärven keskisyvyys on arvioitu kaikuluotauslinjojen ja näytesteiden perusteella.

	Jyväsjärvi	Tuomiojärvi	Alvajärvi	Patajärvi
Pinta-ala (km <sup>2</sup> )	3,1	3,0	2,1	1,3
Maksimisyvyys (m)	24,0	10,5	13,5	17,0
Keskisyvyys (m)	5,8	3,5	3,9	4,5
Väriluku (mg Pt l <sup>-1</sup> )	103	86	164	193
Klorofylli <i>a</i> (µg l <sup>-1</sup> )	11,7	8,6	18,4	9,9
Kokonaisfosfori (µg l <sup>-1</sup> )	22,2	21,0	31,7	18,6



Kuva 1. Tutkimusjärvien sijainti. © Maanmittauslaitos lupa 51/MML/08

## 2.2. Koeverkkokalastukset

### 2.2.1. Yleiskatsausverkko

Tutkimusjärvien kalayhteisön rakennetta selvitettiin ns. Jyväskylän yleiskatsausverkoilla, joissa on samassa verkossa useita eri solmuvälejä satunnaisessa järjestyksessä. Tällä pyritään siihen, että verkon pyytävyyden säilyminen mahdollisimman samana erikokoisille kaloille. Jyväskylän yleiskatsausverkon pituus on noin 30 m ja korkeus 1,5 m. Verkko koostuu yhdeksästä solmuvälistä (10, 12, 15, 20, 25, 30, 35, 45, 55 mm) siten, että jokainen solmuväli muodostaa 3,3 m pitkän paneelin. Peräkkäisten solmuvälien suhde on noin 1,25, millä pyritään vähentämään verkon valikoivuutta (Kurkilahti 1999). Paneelin järjestys on kaikissa verkoissa sama.

### 2.2.2. Koeverkkokalastusten toteutus

Koekalastukset tehtiin vuosien 2001-2006 elokuussa koska loppukesällä järven olosuhteet ja kalojen käyttäytyminen ovat mahdollisimman vakaita (Kurkilahti & Rask 1999). Esim. kalojen kutuajat ajoittuvat muuhun vuodenaikaan eikä kuden aiheuttama lisääntynyt aktiivisuus tai passiivisuus vaikuta tuloksiin (Appelberg 2000).

Koekalastukset toteutettiin ositetulla satunnaisotannalla: tutkimusjärvet jaettiin 1-3 eri altaaseen ja jokainen allas 3-4 syvyysvyöhykkeeseen (Taulukko 2). Järvet jaettiin kartalla 100 x 100 m ruutuihin ja pyyntipaikat arvottiin. Rantavyöhykkeellä (0-3 m) käytettiin vain pohjaverkkoja, joiden suunta arvottiin joko rannansuuntaiseksi tai kohtisuoraan rantaa vasten olevaksi. >3 m ulappavyöhykkeellä käytettiin pohjaverkkojen lisäksi pintaverkkoja, jotka asetettiin pyyntiin noin 0,5 m syvyyteen. Jyväsjärvellä oli käytössä myös 3-6 m syvyydellä sijainnut vyöhyke, jossa verkot olivat pohjapyyntinä. Pyyntiponnistuksessa otettiin huomioon järven koko, jolloin pyyntiponnistus pinta-alaa kohden pysyi mahdollisimman samana eri tutkimusjärvillä. Vuosittain verkkovuorokausia oli Jyväsjärvellä 30 kpl, Tuomio- ja Alvajärvellä 20 kpl ja Patajärvellä 12 kpl. Verkkovuorokausien kokonaislukumäärä vuosina 2001-2006 oli 492 kpl. Verkot laskettiin aamuisin noin kello yhdeksältä ja nostettiin seuraavana päivänä samaan aikaan. Näin pyyntiajaksi tuli noin 24 h.

Taulukko 2. Tutkimusjärvien eri altaiden ja syvyysvyöhykkeiden vuosittaiset pyyntiponnistukset (verkkovuorokautta).

Järvi	Allas	Ranta	Väli	Pohja	Pinta	Yhteensä
Jyväsjärvi	länsi	2	1	1	2	6
	keski	3	2	1	3	9
	itä	5	3	3	4	15
	yhteensä	10	6	5	9	30
Tuomiojärvi	pohjoinen	2	-	2	2	6
	etelä	6	-	4	4	14
	yhteensä	8	-	6	6	20
Alvajärvi	pohjoinen	4	-	2	2	8
	keski	2	-	2	2	6
	etelä	2	-	2	2	6
	yhteensä	8	-	6	6	20
Patajärvi	koko allas	4	-	4	4	12
	yhteensä	4	-	4	4	12
Kaikki	yhteensä	30	6	21	25	82

### 2.2.3. Saaliin käsittely

Saalis irrotettiin verkosta välittömästi pyynnin jälkeen, ja kunkin solmuvälin saalis pakattiin omiin pusseihin. Pusseihin merkittiin pyyntikerta, verkon koodi, pyyntiruudun numero ja solmuväli. Saalis pakastettiin myöhempiä mittauksia varten. Sulatetuista kaloista mitattiin kokonaispituus leuankärjestä yhteen puristetun pyrstön kärkeen saakka (RT-mitta) 1 mm tarkkuudella. Kalojen massa määritettiin 0,1 g tarkkuudella. Aineisto tallennettiin Excel-tiedostoon.

### 2.3. Populaatioiden runsauden arvioiminen

Ahven-, särki- ja lahnapopulaatioiden suhteellinen runsaus määritettiin massa- ja lukumääräyksikkösaaliiden (g/verkkovrk ja kpl/verkkovrk) perusteella. Yksikkösaaliilla (Catch Per Unit Effort, CPUE) (Forney 1977) tarkoitetaan standardoidulla pyyntiponnistuksella saatua saalista, joten se toimii siten kannan runsauden indeksinä (Rahikainen 1999, Appelberg 2000). Yksikkösaaliit laskettiin jokaiselle tutkimuksen kohteena olevalle kalalajille vuosittain järvikohtaisesti. Vertaamalla yksikkösaaliita samassa järvässä eri vuosien välillä voitiin seurata kalakannoissa tapahtuvia muutoksia. Eri syvyysvyöhykkeiden yksikkösaaliit painotettiin eri syvyysvyöhykkeiden tilavuuksien suhteellisilla osuuksilla (Taulukko 3).

Lajikohtaiset yksikkösaaliiden keskiarvot laskettiin kaavalla:

$$\bar{X} = \sum W_h * \bar{X}_h, \text{ jossa}$$

$W_h$  = Syvyysvyöhykkeen painokerroin (Taulukko 3)

$$W_h = \frac{V_h}{V_{Tot}}$$

$V_h$  = Syvyysvyöhykkeen  $h$  tilavuus

$V_{Tot}$  = Koko järven tilavuus

$\bar{X}_h$  = Syvyysvyöhykkeen  $h$  lajikohtaisen saaliin keskiarvo

Keskiarvon keskivirhe laskettiin kaavalla:

$$s.e.(\bar{X}) = \sqrt{\left(\sum W_h^2 * \frac{s_h^2}{n_h}\right)}, \text{ jossa}$$

$W_h$  = Syvyysvyöhykkeen painokerroin

$s_h^2$  = Syvyysvyöhykkeestä  $h$  saatu lajikohtainen varianssi

$n_h$  = Pyyntiponnistus syvyysvyöhykkeessä  $h$

Taulukko 3. Tutkimusjärvien eri syvyysvyöhykkeiden tilavuusosuuksien painokertoimet  $W_h$

Järvi	Ranta	Väli	Pohja	Pinta	Yhteensä
Jyväsjärvi	0,08	0,26	0,33	0,33	1
Tuomiojärvi	0,28	-	0,34	0,39	1
Alvajärvi	0,24	-	0,46	0,30	1
Patajärvi	0,11	-	0,70	0,19	1

## 2.4. Iän- ja kasvunmääritykset

Jyvä- ja Tuomiojärven koeverkkosaaliista otettiin vuodesta 2002 alkaen jokaisesta ahvenen ja särjen pituusluokasta, jotka muodostettiin 1 cm välein, viidestä yksilöstä näyte iänmääritystä varten. Vuonna 2006 ikänäyte otettiin myös jokaiselta saaliiksi saadulta lahnalta. Iänmääritykset tehtiin ahvenilta päällimmäisestä kiduskannen luusta (*operculum*) ja särjille sekä lahnoille hartianlukkoluusta (*cleithrum*). Luista irrotettiin toinen, ja se puhdistettiin keittämällä ja laitettiin paperisuomupussiin kuivumaan jatkokäsittelyä varten. Luunäytteiden lisäksi myös suomunäyte otettiin jokaiselta näytekcalalta, jotta epäselvissä tapauksissa voitiin käyttää myös suomua iänmäärityksen apuna. Suomunäytteet (n. 10–15 kpl/näytekala) otettiin kaloista kylkiviivan alapuolelta peräaukon yläpuolelta.

Kalojen luita tarkasteltiin stereomikroskoopin avulla ja suomuja mikrokortinlukulaitteella. Mikroskoopin valolähteenä käytettiin kaksisarvista kylmävalolähdettä, jota käännettiin ylä-sivusuunnasta parhaimman valaistuskulman löytämiseksi. Vuosirenkaiden paikantamisen helpottamiseksi *operculum* ja *cleithrum* kasteltiin etanolitipalla. Ahven- ja särkinäytteistä muodostettiin jokaisen järven ja vuoden kohdalta oma ns. ikä-pituusavain, jonka avulla arvioitiin jokaisen mitatun kalan ikä. Muutoksia kalojen kasvunopeudessa tutkittiin vertailemalla ahvenen ja särjen ikäryhmäkohtaisia keskipituuksia ennen tehokalastusta ja sen jälkeen sekä määrittämällä lahnojen kasvunopeus takautuvasti ja laskemalla niille vuotuinen lisäkasvu. Jyväsjärven lahnoilta laskettiin lisäkasvu vuosiluokkakohtaisesti selvittämällä, paljonko tietyn ikäinen lahna on keskimäärin kasvanut kalenterivuoden aikana. Myös lisäkasvua vertailtiin ennen ja jälkeen tehokalastuksen.

Jyväsjärven koeverkkosaaliista iänmääritykseen käytettiin 307 ahventa, 397 särkeä ja 18 lahnaa. Tuomiojärven kaloista määritettiin 301 ahventa, 340 särkeä ja 35 lahnaa. Yhteensä iänmääritykset tehtiin 608:lta ahvenelta, 737:lta särjeltä ja 53:lta lahnalta. Lahnojen takautuva kasvunmääritys tehtiin käyttäen Monastyrskyn kasvuyhtälöä (Bagenal & Tesh 1978):

$$L_n = L * \left( \frac{S_n}{S} \right)^b, \text{ jossa}$$

$L_n$  = Kalan pituus  $n$  vuoden ikäisenä (cm).

$L$  = Kalan pituus pyyntihetkellä (cm).

$S_n$  = Luun  $n$ :nnessä vuosirenkkaan (*annulus*) etäisyys sen keskipisteestä (*focus*) (mm).

$S$  = Luun reunan etäisyys fokuksesta (mm).

$b$  = Kalan pituuden ja luun säteen allometrisen kasvun lajikohtainen korjauskerroin. Lahnan pituuden ja *cleithrumin* säteen erilaisen kasvun korjauskertoimenä käytettiin arvoa  $b = 0,786$  (Sairanen 2006).

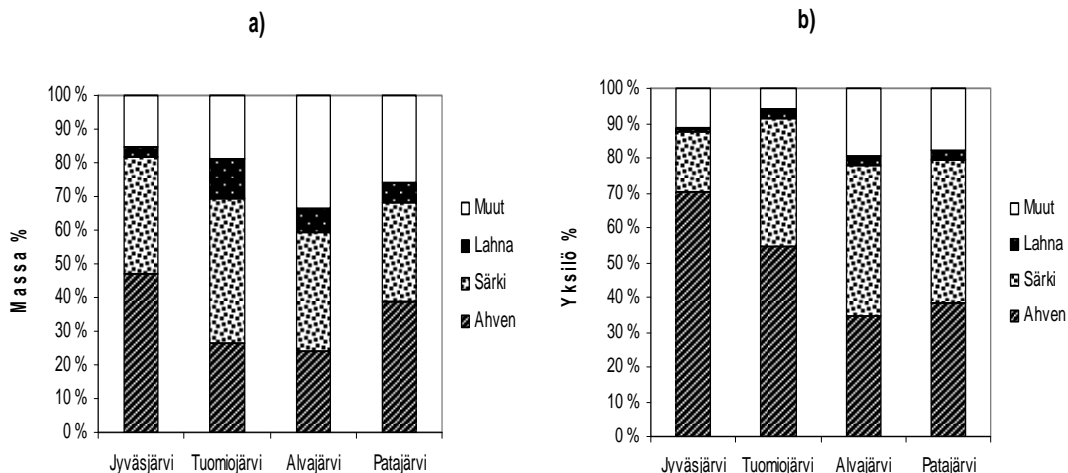
## 2.5. Tilastolliset analyysit

Tutkimusjärven ja pyyntivuoden vaikutusta yksikkösaaliisiin testattiin kaksisuuntaisella varianssianalyysillä (2-ANOVA). Vuosien ja syvyysvyöhykkeiden vuosien välisiä eroja yksikkösaaliissa testattiin erikseen järvikohtaisesti yksisuuntaisella varianssianalyysillä (ANOVA). Parittaisissa vertailuissa (Post Hoc) käytettiin Tukeyn testiä. Yksikkösaalisaineistolle tehtiin logaritmuunnokset ( $\log(X+1)$ ), jotta varianssianalyysin vaatimat oletukset (normaalisuus ja homoskedastisuus) toteutuivat. Kaksisuuntaista varianssianalyysiä (2-ANOVA) käytettiin myös vuosien 2002-2006 eri ikäryhmien pituuden keskiarvojen järvien ja vuosien välisiä eroja testattaessa. Eri ikäryhmien vuosien välisiä pituuseroja testattiin lisäksi järvikohtaisesti yksisuuntaisella varianssianalyysillä (ANOVA). Pituus- ja ikäjakaumien eroja testattiin järvikohtaisesti vuosien välillä  $\chi^2$ -testillä.  $\chi^2$ -testissä solujen odotusfrekvenssien tulee olla vähintään yksi ja enintään 20 % odotusfrekvensseistä saa olla alle viisi (Ranta ym. 1997). Tässä aineistossa näin ei ollut, joten pituusluokkia jouduttiin jonkin verran yhdistämään.  $\chi^2$ -testiä käytettiin myös testattaessa eri kalalajien %-osuuksia Jyväsjärven koeverkkosaaliissa. Aineiston tilastolliseen käsittelyyn käytettiin SPSS:n versiota 13.0.

### 3. TULOKSET

#### 3.1. Saaliin lajijakauma

Aineisto käsitti yhteensä 48 467 kalaa. Näistä ahvenia oli 54,3 %, särkiä 33,7 % ja lahnoja 1,9 %. Muita kaloja, pääasiassa salakkaa (*Alburnus alburnus*), oli 10,1 % kokonaissaaliin kappalemäärästä. Reheville järville luonteenomaisesti pääosan tutkimusjärvien yksikkösaaliista muodostivat pienikokoinen ahven ja särki (Kuva 2). Järvien välillä oli pieniä eroja tutkimuksen kohteena olevien kalalajien runsaussuhteissa. Alvajärvi erottuu tutkimusjärvistä särkikalavaltaisuutensa. Ahven puolestaan oli vallitsevin laji Jyväsjärven kalayhteisössä.



Kuva 2. Ahvenen, särjen ja lahnan osuudet kokonaissaaliin a) massasta ja b) yksilöistä Jyväsjärvessä ja vertailujärvissä vuosina 2001-2006.

#### 3.2. Yksikkösaaliit

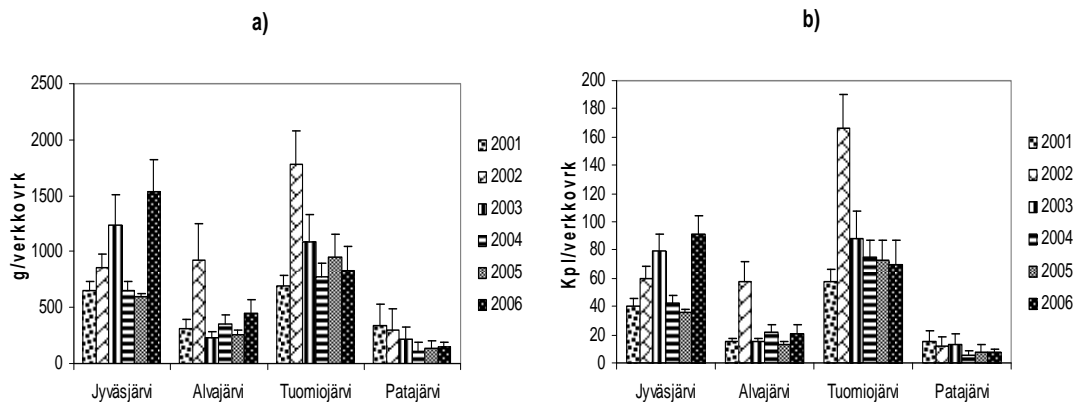
##### 3.2.1. Ahven

Ahvenen yksikkösaaliissa (g ja kpl/vrk) ei havaittu tilastollisesti merkitsevää yhdysvaikutusta pyyntivuoden ja tutkimusjärven välillä (Kuva 3). Ahvenen yksikkösaaliit ei siis vaihdellut eri tavoin vuosien ja tutkimusjärvien välillä. Vuodella (2-ANOVA,  $p < 0,05$ ) ja järvellä (2-ANOVA,  $p < 0,001$ ) oli molemmilla merkitsevät päävaikutukset. Vuosien välisissä parivertailuissa (Tukey) ahvenen vuoden 2002 yksikkösaaliit (g ja kpl/vrk) olivat tutkimusjärvissä suurempia kuin vuosina 2003-2005. Järvien välisissä parivertailuissa Jyväsjärven massayksikkösaaliit (g) eivät eronneet Tuomio- ja Alvajärvestä. Muuten massayksikkösaaliit (g) erosivat toisistaan. Eri järvien lukumääräyksikkösaaliit (kpl) erosivat kaikki toisistaan. Yksikkösaaliiden perusteella ahvenen runsaus oli suurin Tuomiojärvellä ja pienin Patajärvellä.

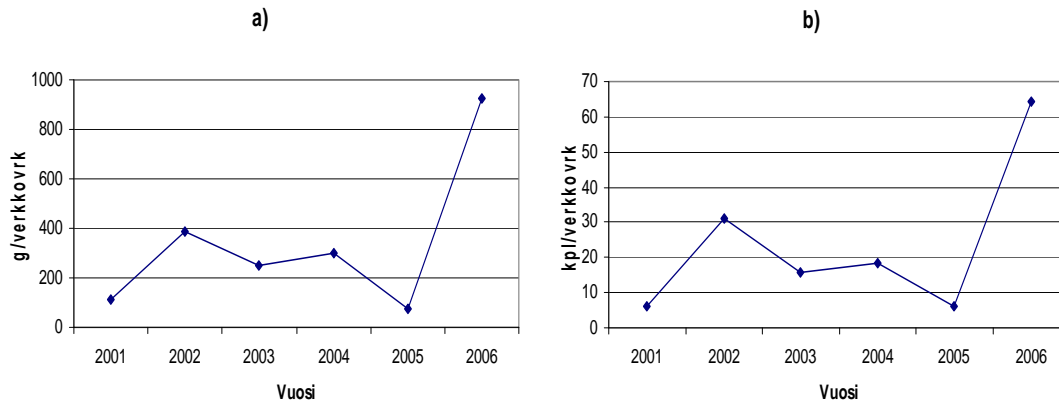
Jyväsjärven ahvenen yksikkösaaliissa (g ja kpl/vrk) ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa vuosien välillä. Jyväsjärven ahvenen keskimääräiset yksikkösaaliit olivat kuitenkin vuonna 2004 alemmalla tasolla kuin aikaisempina vuosina. Vertailujärvillä ei vastaavia muutoksia ahvenen yksikkösaaliissa ole tuona aikana nähtävissä. Vuonna 2006 Jyväsjärven yksikkösaaliit kääntyivät varsin jyrkkään nousuun. Tarkasteltaessa Jyväsjärven syvyysohyykkeiden yksikkösaaliita vuosittain havaittiin pohjavyyhkeen lukumääräyksikkösaaliissa (kpl) merkitsevä ero (ANOVA,  $F=3,189$ ,  $df=5$ ,  $p=0,017$ ). Parivertailuissa vuoden 2001 saalis oli suurempi kuin vuosina 2002-2004. Myös

rantavyöhykkeen massayksikkösaaliissa (g) havaittiin merkitsevä ero (ANOVA,  $F=4,973$ ,  $df=5$ ,  $p=0,001$ ). Parivertailuissa vuoden 2006 saalis oli suurempi kuin vuosina 2001 ja 2003-2004. Myös pintavyöhykkeen yksikkösaaliissa (g ja kpl/vrk) havaittiin merkitsevät erot (ANOVA,  $p<0,001$ ). Parivertailuissa vuoden 2005 saalis oli pienempi kuin vuosina 2002-2006. Myös vuoden 2006 saalis oli suurempi kuin vuosina 2001 ja 2003. Lisäksi vuoden 2001 pintavyöhykkeen lukumääräyksikkösaalis (kpl) oli pienempi kuin vuosina 2002 ja 2004. Tehokalastuksen aikana ulappa-alueen ahvenpopulaatio siis pienentyi Jyväsjärvessä merkitsevästi vuonna 2005 mutta oli alhaisella tasolla myös vuonna 2001 (Kuva 4).

Vertailujärvistä Alvajärven ahvenen yksikkösaaliissa (g ja kpl/vrk) havaittiin tilastollisesti merkitsevät erot vuosien välillä (ANOVA,  $p=<0,05$ ). Parivertailuissa vuoden 2002 saalis oli merkitsevästi suurempi kuin vuonna 2003. Vuoden 2002 lukumääräyksikkösaalis (kpl) erosi lisäksi vuosista 2001 ja 2005. Tuomio- ja Patajärvellä ei havaittu tilastollisesti merkitsevää vuosien välistä eroa ahvenen yksikkösaaliissa. Syvyysvyöhyketarkastelussa Tuomiojärven rantavyöhykkeen lukumääräyksikkösaaliissa (kpl) havaittiin kuitenkin merkitsevä ero (ANOVA,  $F=3,578$ ,  $df=5$ ,  $p=0,009$ ). Parivertailuissa vuoden 2002 saalis oli suurempi kuin vuosina 2001 ja 2005. Myös Tuomiojärven pintavyöhykkeen yksikkösaaliissa (g ja kpl/vrk) havaittiin merkitsevät erot (ANOVA,  $p=<0,05$ ). Parivertailuissa vuoden 2002 saalis oli suurempi kuin vuosina 2003 ja 2006. Syvyysvyöhyketarkastelussa myös Patajärven rantavyöhykkeen lukumääräyksikkösaaliissa (kpl) havaittiin merkitsevä ero (ANOVA,  $F=2,985$ ,  $df=5$ ,  $p=0,039$ ). Parivertailuissa vuoden 2006 saalis oli suurempi kuin vuonna 2005. Myös Patajärven pintavyöhykkeen lukumääräyksikkösaaliissa (kpl) havaittiin merkitsevä ero (ANOVA,  $F=3,525$ ,  $df=5$ ,  $p=0,021$ ). Parivertailuissa vuoden 2002 saaliit olivat suuremmat kuin vuosina 2003-2004.



Kuva 3. Ahvenen yksikkösaaliit Jyväsjärvellä ja vertailujärvillä vuosina 2001-2006 a) massana (g/verkkovrk) ja b) yksilöinä (kpl/verkkovrk) sekä keskiarvon keskivirheet.



Kuva 4. Jyväsjärven ahvenen a) massa- ja b) lukumääräyksikkösaaliit pintavyöhykkeessä vuosina 2001-2006.

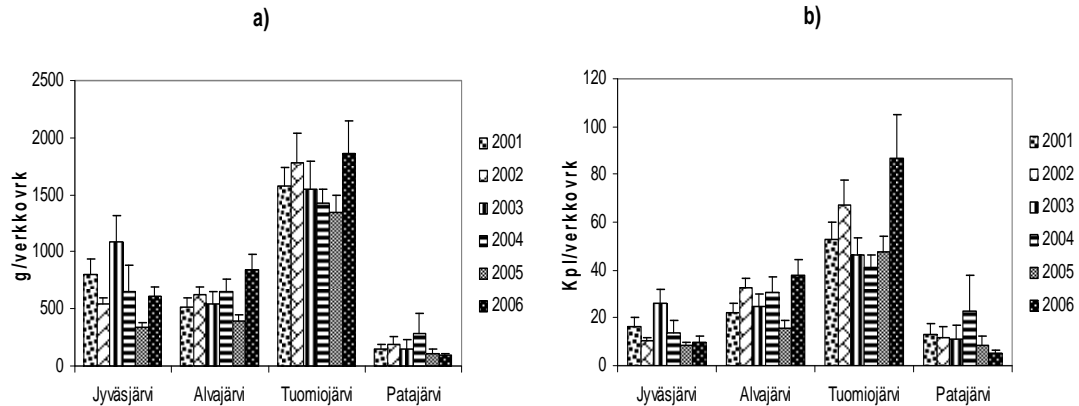
### 3.2.2. Särki

Särjen yksikkösaaliissa (g ja kpl/vrk) ei havaittu tilastollisesti merkitsevää yhdysvaikutusta pyyntivuoden ja tutkimusjärven välillä (Kuva 5). Särjen yksikkösaalis ei siis vaihdellut eri tavoin vuosien ja tutkimusjärvien välillä. Järvellä oli merkitsevää päävaikutus (2-ANOVA,  $p < 0,001$ ). Järvien välisissä parivertailuissa Jyväsjärven massayksikkösaaliit (g) eivät eronneet Alvajärvestä. Muuten massayksikkösaaliit (g) erosivat toisistaan. Lukumääräyksikkösaaliissa (kpl) ei havaittu eroa Jyväsjärven ja Patajärven välillä. Muuten lukumääräyksikkösaaliit (kpl) erosivat toisistaan. Yksikkösaaliiden perusteella särjen runsaus oli suurin Tuomiojärvellä ja pienin Patajärvellä.

Jyväsjärven särjen yksikkösaaliissa (g ja kpl/vrk) ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa vuosien välillä. Jyväsjärven särjen keskimääräiset yksikkösaalit olivat kuitenkin vuosina 2004 ja 2005 alemmalla tasolla kuin aikaisempina vuosina. Vertailujärvillä ei tapahtunut vastaavaa vuonna 2004. Jyväsjärven massayksikkösaalis (g) kääntyi nousuun vuonna 2006, mutta vuonna 2006 särjen yksikkösaaliit kasvoivat myös vertailujärvillä. Tarkasteltaessa Jyväsjärven syvyysvyöhykkeiden yksikkösaaliita vuosittain, havaittiin pohjavyöhykkeen yksikkösaaliissa (g ja kpl/vrk) merkitsevät erot (ANOVA,  $p < 0,05$ ). Parivertailuissa vuoden 2001 saalis oli suurempi kuin vuosina 2004 ja 2006. Kyseisen vuoden lukumääräyksikkösaalis (kpl) erosi kaikista muista vuosista. Rantavyöhykkeen lukumääräyksikkösaaliissa (kpl) havaittiin myös merkitsevää ero (ANOVA,  $F=6,132$ ,  $df=5$ ,  $p < 0,001$ ). Parivertailuissa vuoden 2003 saalis oli suurempi kuin vuosina 2001-2005. Myös pintavyöhykkeen yksikkösaaliissa (g ja kpl/vrk) havaittiin merkitsevät erot (ANOVA,  $p < 0,05$ ). Parivertailuissa vuoden 2003 saalis oli suurempi kuin vuonna 2004. Särkisaalis oli siis korkealla tasolla Jyväsjärvessä vuonna 2003.

Vertailujärvillä ei havaittu särjen yksikkösaaliissa tilastollisesti merkitsevää eroa vuosien välillä eikä myöskään eri syvyysvyöhykkeissä vuosien välillä.





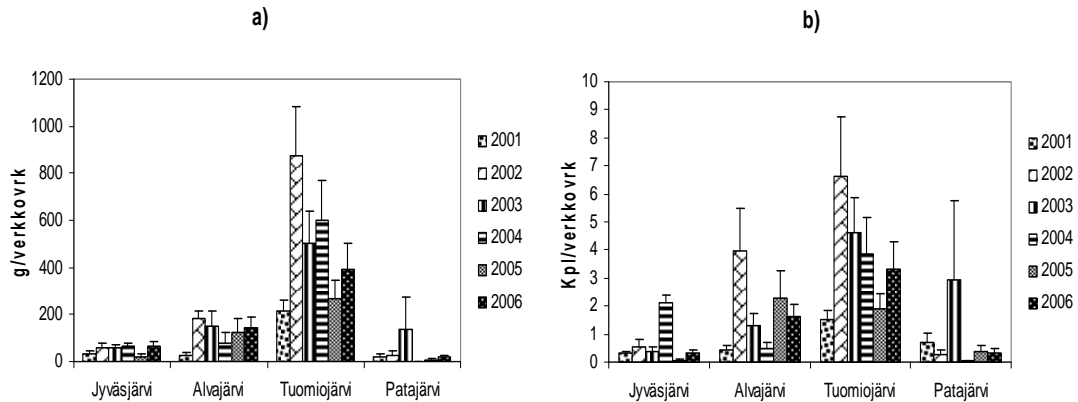
Kuva 5. Särjen yksikkösaaliit Jyväsjärvellä ja vertailujärvillä vuosina 2001-2006 a) massana (g/verkkovrk) ja b) yksilöinä (kpl/verkkovrk) sekä keskiarvon keskivirheet.

### 3.2.3. Lahna

Lahnan massayksikkösaaliissa (g) ei havaittu tilastollisesti merkitsevää yhdysvaikutusta pyyntivuoden ja tutkimusjärven välillä (Kuva 6a). Lahnan massayksikkösaalis (g) ei siis vaihdellut eri tavoin vuosien ja tutkimusjärvien välillä. Vuodella (2-ANOVA,  $F=3,195$ ,  $df=5$ ,  $p=0,008$ ) ja järvellä (2-ANOVA,  $F=26,396$ ,  $df=3$ ,  $p<0,001$ ) oli molemmilla merkitsevät päävaikutukset. Massayksikkösaaliiden (g) vuosien välisissä parivertailuissa vuoden 2004 saaliit olivat tutkimusjärvillä pienemmät kuin vuosina 2002-2003 ja 2006. Lahnan lukumääräyksikkösaalis (kpl) havaittiin merkitsevää yhdysvaikutus pyyntivuoden ja tutkimusjärven välillä (2-ANOVA,  $F=1,756$ ,  $df=15$ ,  $p=0,038$ ) (Kuva 6b). Lahnan lukumääräyksikkösaalis (kpl) siis vaihteli eri tavoin järvien ja vuosien välillä. Lukumääräyksikkösaaliiden (kpl) vuosien välisissä parivertailuissa vuoden 2002 saaliit olivat tutkimusjärvillä suuremmat kuin vuosina 2001 ja 2004-2005. Järvien välisissä parivertailuissa Jyväsjärven ja Patajärven yksikkösaaliit (g ja kpl/vrk) eivät eronneet toisistaan. Muuten eri järvien yksikkösaaliit erosivat toisistaan. Yksikkösaaliiden perusteella lahnan runsaus oli suurin Tuomiojärvellä ja pienin Patajärvellä.

Jyväsjärven lahnan yksikkösaaliissa (g ja kpl/vrk) ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa vuosien välillä. Jyväsjärven lahnan lukumääräyksikkösaalis (kpl) oli kuitenkin vuosina 2005 ja 2006 alemmalla tasolla kuin aikaisempina vuosina. Vertailujärvillä ei havaittu samaan aikaan yksikkösaaliin vähentymistä. Tarkasteltaessa Jyväsjärven syvyysvyöhykkeiden yksikkösaaliita vuosittain havaittiin pintavyöhykkeen massayksikkösaaliissa (g) merkitsevää ero (ANOVA,  $F=3,072$ ,  $df=5$ ,  $p=0,017$ ). Parivertailuissa vuoden 2002 saalis oli suurempi kuin vuosina 2004-2005.

Vertailujärvistä Tuomiojärven lahnan lukumääräyksikkösaaliissa (kpl) havaittiin tilastollisesti merkitsevää ero vuosien välillä (ANOVA,  $F=2,350$ ,  $df=5$ ,  $p=0,045$ ). Parivertailuissa vuoden 2002 saalis oli suurempi kuin vuonna 2001. Vertailujärvistä myös Alvajärven lahnan yksikkösaaliissa (g ja kpl/vrk) havaittiin tilastollisesti merkitsevät erot vuosien välillä (ANOVA,  $p<0,05$ ). Parivertailuissa vuoden 2002 yksikkösaalis oli suurempi kuin vuonna 2004. Lahnan lukumääräyksikkösaalis (kpl) oli lisäksi vuonna 2002 suurempi kuin vuonna 2001. Patajärvellä ei havaittu tilastollisesti merkitsevää eroa lahnan yksikkösaaliissa vuosien välillä eikä myöskään eri syvyysvyöhykkeissä vuosien välillä.



Kuva 6. Lahnan yksikkösaaliit Jyväsjärvellä ja vertailujärvillä vuosina 2001-2006 a) massana (g/verkkovrk) ja b) yksilöinä (kpl/verkkovrk) sekä keskiarvon keskivirheet.

### 3.3. Kokojakaumat

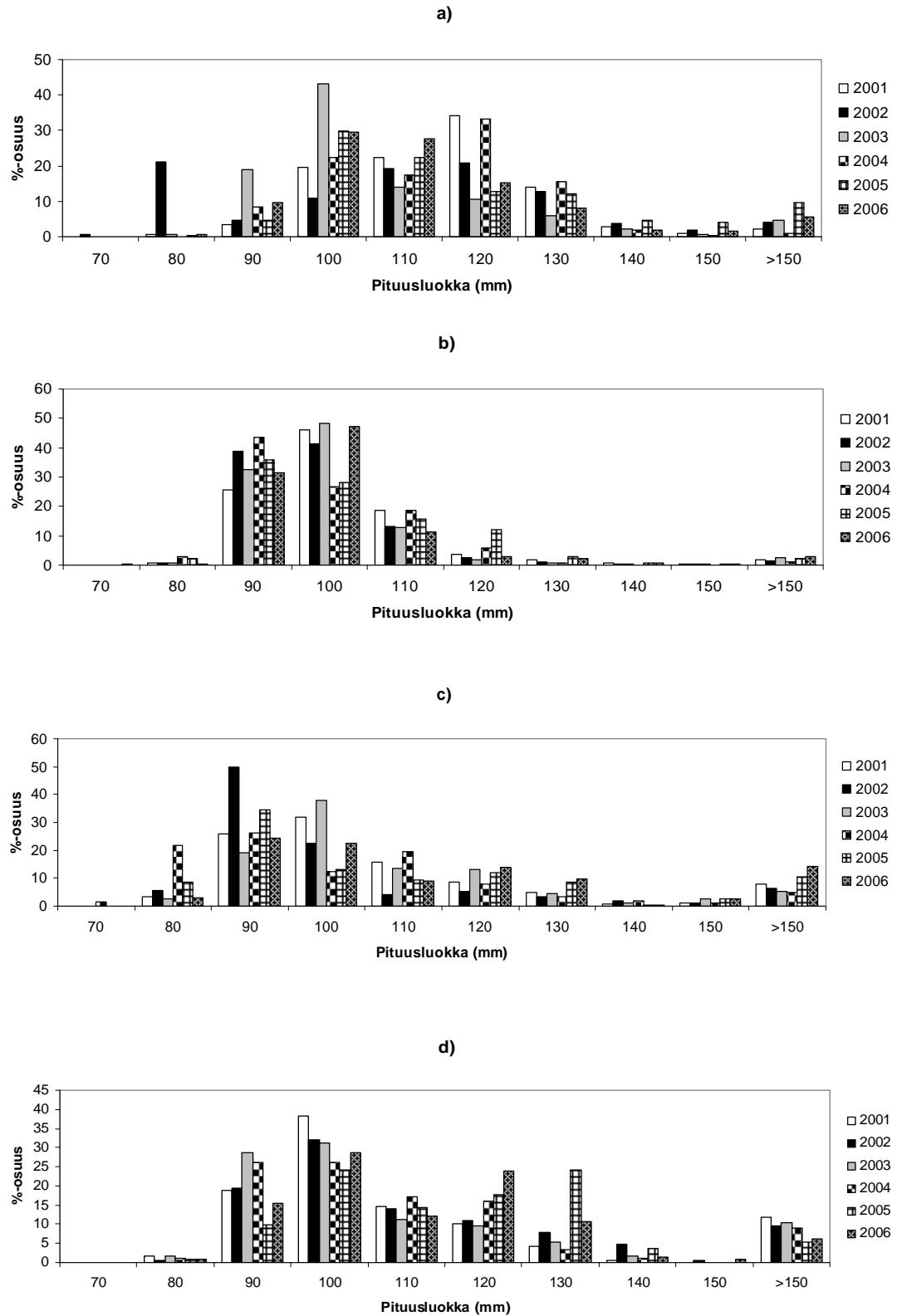
#### 3.3.1. Ahven

Ahvenen järvien sisäisissä kokojakaumissa oli vuosien välillä tilastollisesti merkitsevä ero Jyväsjärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=191,92$ ,  $df=35$ ,  $p<0,001$ ) sekä kaikilla vertailujärvillä eli Tuomiojärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=39,507$ ,  $df=20$ ,  $p=0,006$ ), Alvajärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=114,88$ ,  $df=35$ ,  $p<0,001$ ) ja Patajärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=65,137$ ,  $df=30$ ,  $p<0,001$ ) (Kuva 7).

Jyväsjärven petoahventen (>15 cm) osuuksissa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero vuosien välillä (ANOVA,  $F=29,975$ ,  $df=5$ ,  $p<0,001$ ). Parivertailuiden (Tukey) perusteella vuonna 2004 petoahventen osuus oli merkitsevästi pienempi kuin muina vuosina. Vuosina 2001-2003 petoahventen osuus vuotuisesta ahvensaaliista vaihteli välillä 2,4-4,6 %. Kunnostusten käynnistyttyä vuonna 2004 petoahventen osuus oli vain 0,9 %. Petoahventen osuus kasvoi Jyväsjärven koeverkkosaaliissa vuosina 2005 ja 2006 (10,4 ja 5,9 % vuotuisesta ahvensaaliista). Parivertailuiden perusteella petoahventen osuus oli vuonna 2005 merkitsevästi suurempi kuin muina vuosina. Parivertailuiden perusteella petoahventen osuus oli myös vuonna 2006 merkitsevästi suurempi kuin vuonna 2001. Petoahventen osuus siis kasvoi Jyväsjärvessä vuosina 2005 ja 2006.

Vertailujärvistä Tuomio- ja Alvajärvellä havaittiin myös tilastollisesti merkitsevät erot petoahventen osuuksissa (ANOVA,  $p<0,001$ ). Parivertailuiden perusteella petoahventen osuus oli Tuomiojärvessä vuosina 2003 ja 2006 merkitsevästi suurempi kuin vuosina 2002 ja 2004. Parivertailuiden perusteella petoahventen osuus oli Alvajärvessä vuonna 2006 merkitsevästi suurempi kuin vuosina 2001-2004. Patajärvellä petoahventen osuus laski vuosina 2005 ja 2006, mutta ei kuitenkaan tilastollisesti merkitsevästi.

Petoahvenia esiintyi eniten Pata- ja Alvajärvellä (keskimäärin 9,1 ja 8,7 % vuotuisesta ahvensaaliista). Vähiten petoahvenia oli Tuomiojärvellä (keskimäärin 1,6 % vuotuisesta ahvensaaliista). Tuomiojärvellä esiintyi erittäin runsaasti pienikokoista ahventa 8-12 cm pituisten yksilöiden muodostaessa populaatiosta valta-osan.



Kuva 7. Ahvenen pituusjakaumat vuosina 2001-2006 a) Jyväskylällä, b) Tuomiojärven, c) Alvajärven ja d) Patajärven 10 mm välein muodostetuissa pituusluokissa. Esim. pituusluokka ”80” tarkoittaa 71-80 mm pituisia ahvenia jne.

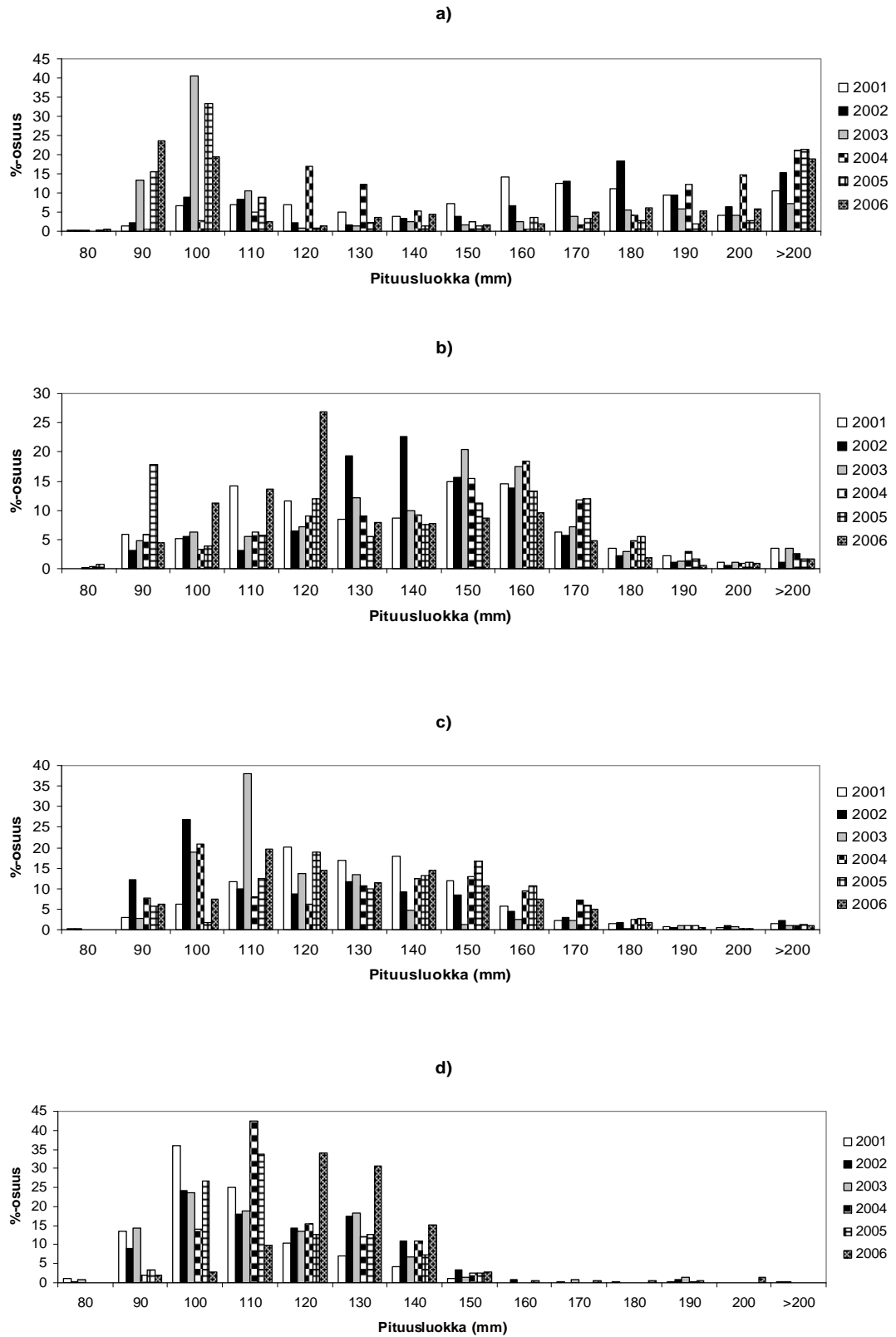
### 3.3.2. Särki

Särjen järvien sisäisissä kokojakaumissa oli vuosien välillä tilastollisesti merkitsevä ero Jyväsjärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=289,39$ ,  $df=60$ ,  $p<0,001$ ) sekä kaikilla vertailujärvillä eli Tuomiojärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=114,81$ ,  $df=55$ ,  $p<0,001$ ), Alvajärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=132,09$ ,  $df=45$ ,  $p<0,001$ ) ja Patajärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=136,28$ ,  $df=30$ ,  $p<0,001$ ) (Kuva 8).

Jyväsjärven  $>20$  cm pituisten särkien osuuksissa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero vuosien välillä (ANOVA,  $F=25,070$ ,  $df=5$ ,  $p<0,001$ ). Parivertailuiden perusteella  $>20$  cm särkiä esiintyi vuosina 2004-2006 koeverkkosaaliissa merkitsevästi enemmän kuin vuosina 2001-2003. Tehokalastusten aikana ja niiden jälkeen (vuosina 2004-2006)  $>20$  cm pituisten särkien osuus siis kasvoi Jyväsjärven koeverkkosaaliissa

Vertailujärvistä Tuomio- ja Alvajärvellä havaittiin myös tilastollisesti merkitseviä eroja  $>20$  cm särkien osuuksissa (ANOVA,  $F=5,239$ ,  $df=5$ ,  $p<0,001$  ja ANOVA,  $F=2,758$ ,  $df=5$ ,  $p=0,017$ ). Parivertailuissa  $>20$  cm särkien osuus oli Tuomiojärvessä vuosina 2001 ja 2003 merkitsevästi suurempi kuin vuosina 2002 ja 2006. Parivertailuiden perusteella  $>20$  cm särkien osuus oli Alvajärvessä vuonna 2002 merkitsevästi suurempi kuin vuonna 2003.

Jyväsjärvessä esiintyi tutkimusjärvistä selvästi eniten  $>20$  cm pituisia särkiä (keskimäärin 16,7 % vuotuisesta särkisaaliista). Jyväsjärvessä esiintyi varsin runsaasti  $>20$  cm särkiä jo ennen tehokalastuksiakin.  $>20$  cm särkiä oli Tuomiojärvessä keskimäärin 2,4 % ja Alvajärvessä 1,3 % vuotuisesta särkisaaliista. Patajärvessä niitä oli vain 0,1 %. Kaikkiaan Patajärvessä havaittiin erittäin vähän  $>15$  cm pituisia särkiä.

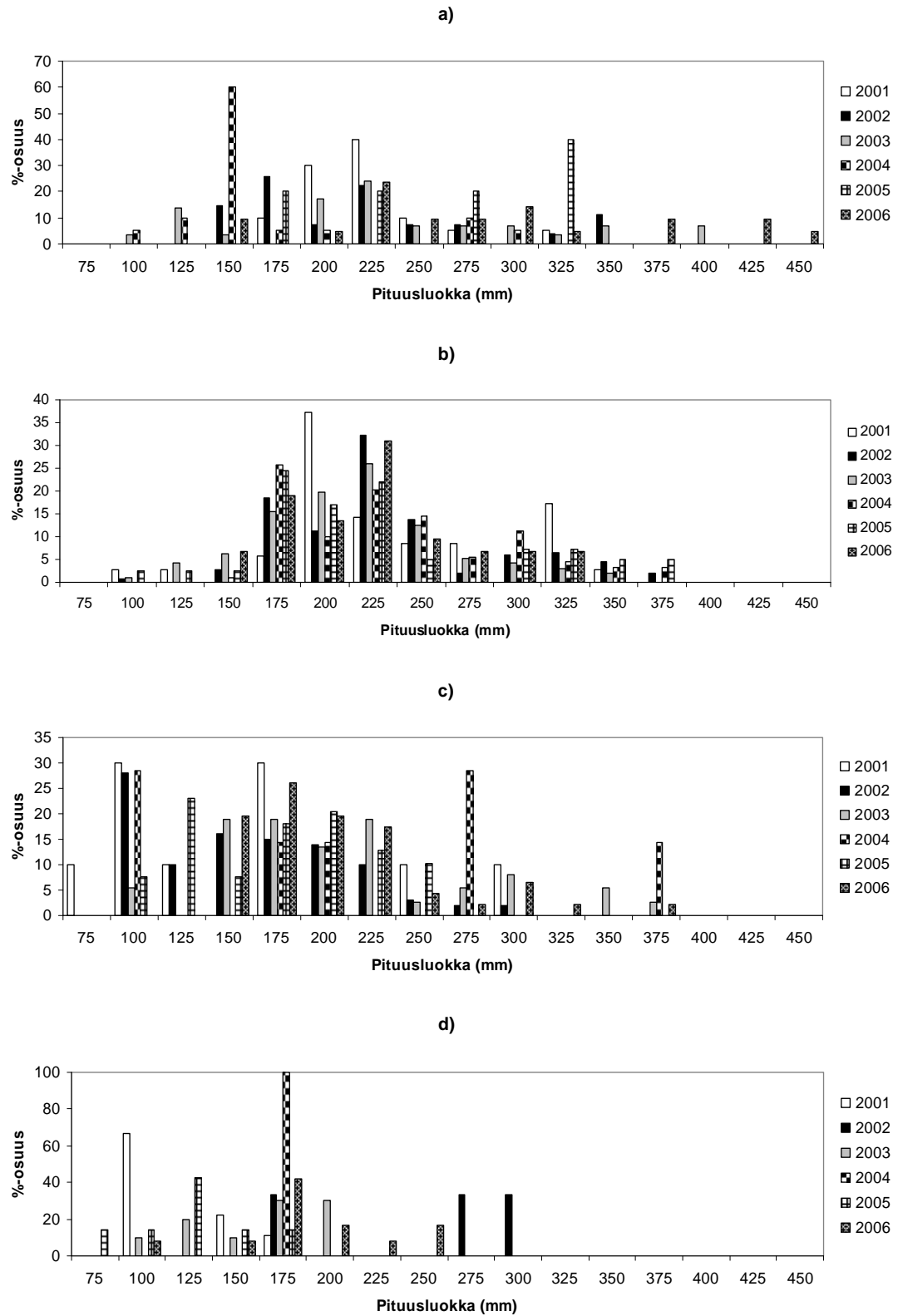


Kuva 8. Särjen pituusjakaumat vuosina 2001-2006 a) Jyväsjärven, b) Tuomiojärven, c) Alvajärven ja d) Patajärven 10 mm välein muodostetuissa pituusluokissa. Esim. pituusluokka ”80” tarkoittaa 71-80 mm pituisia särkiä jne.

### 3.3.3. Lahna

Lahnan järvien sisäisissä kokojakaumissa oli vuosien välillä tilastollisesti merkitsevä ero Jyväsjärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=247,56$ ,  $df=10$ ,  $p<0,001$ ) sekä vertailujärvistä Tuomiojärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=88,751$ ,  $df=30$ ,  $p<0,001$ ) ja Alvajärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=64,455$ ,  $df=10$ ,  $p<0,001$ ) (Kuvat 9a-9c). Patajärvellä lahnoja saatiin saaliiksi joinakin vuosina niin vähän, ettei tilastollinen testaaminen ollut mahdollista (Kuva 9d).

Jyväsjärvestä saatiin vuonna 2006 saaliiksi muutamia isompia lahnoja (>35 cm), joita esiintyi tällöin aikaisempaa enemmän koeverkkosaaliissa. Vuosittaiset lahna-saaliit olivat tutkimusjärvissä niin vähäiset, että ainoa kattava kokojakauma on Tuomiojärven kohdalla.



Kuva 9. Lahnan pituusjakaumat vuosina 2001-2006 a) Jyväskylällä, b) Tuomiojärven, c) Alvajärven ja d) Patajärven 25 mm välein muodostetuissa pituusluokissa. Esim. pituusluokka ”75” tarkoittaa 51-75 mm pituisia lahnoja jne.

### 3.4. Ikäjakaumat

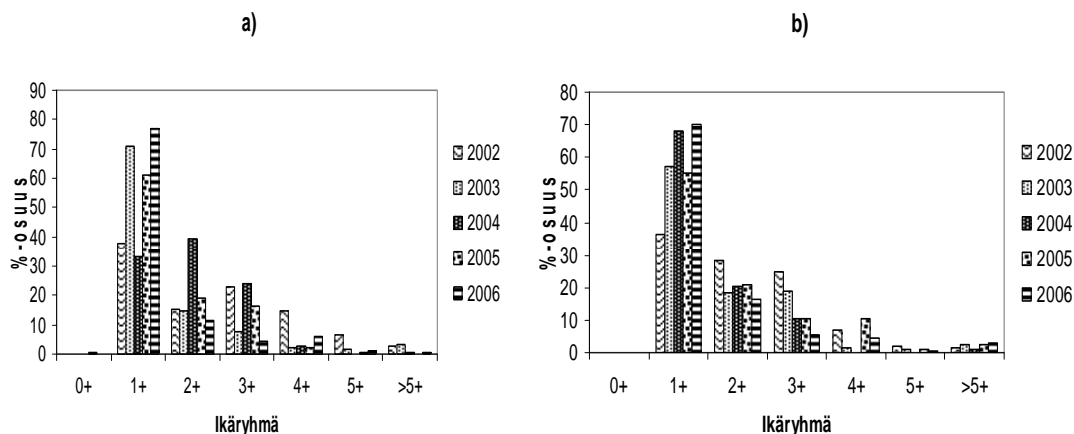
#### 3.4.1. Ahven

Ahvenen järvien sisäisissä ikäjakaumissa oli tilastollisesti merkitsevä ero vuosien välillä sekä Jyväsjärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=109,28$ ,  $df=16$ ,  $p<0,001$ ) että vertailujärvenä toimineella Tuomiojärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=50,761$ ,  $df=16$ ,  $p<0,001$ ) (Kuva 10).

Ahvenen 5+ -ikäryhmän osuus Jyväsjärven koeverkkosaaliista oli vuonna 2002 merkitsevästi suurempi kuin muina vuosina (Tukey,  $p<0,05$ ). 5+ -ikäryhmän osuus oli myös vuonna 2003 merkitsevästi suurempi kuin vuonna 2004 (Tukey,  $p=0,033$ ). >5+ -ikäryhmän osuus oli vuosina 2002 ja 2003 merkitsevästi suurempi kuin vuosina 2004-2006 (Tukey,  $p<0,05$ ). Ahvenen vanhimpien ikäryhmien (5+ ja >5+) osuus siis vähentyi Jyväsjärvessä tehokalastuksen aikana ja sen jälkeen.

Vertailujärvellä ahvenen 5+ -ikäryhmän osuus koeverkkosaaliista oli vuonna 2002 merkitsevästi suurempi kuin vuosina 2004 ja 2006 (Tukey,  $p<0,05$ ). >5+ ikäryhmän osuus saaliista oli vuonna 2006 merkitsevästi suurempi kuin vuosina 2002 ja 2004 (Tukey,  $p<0,05$ ).

Ikäjakaumien perusteella Jyväsjärven ahvenella oli runsaat vuosiluokat vuosina 2002, 2004 ja erityisesti vuonna 2005. Tuomiojärvellä näyttäisi ikäjakaumien perusteella syntyneen vuonna 2001 muita vuosia pienempi ahvenen vuosiluokka. Kesänvanhoja (0+) ahvenia ei saatu saaliiksi, sillä ne eivät ole vielä rekrytoituneet Jyväskyläleiskatsausverkkoon, jossa pienin solmuväli on 10 mm.



Kuva 10. Ahvenen ikäjakaumat vuosina 2002-2006 a) Jyväsjärvellä ja b) Tuomiojärvellä.

#### 3.4.2. Särki

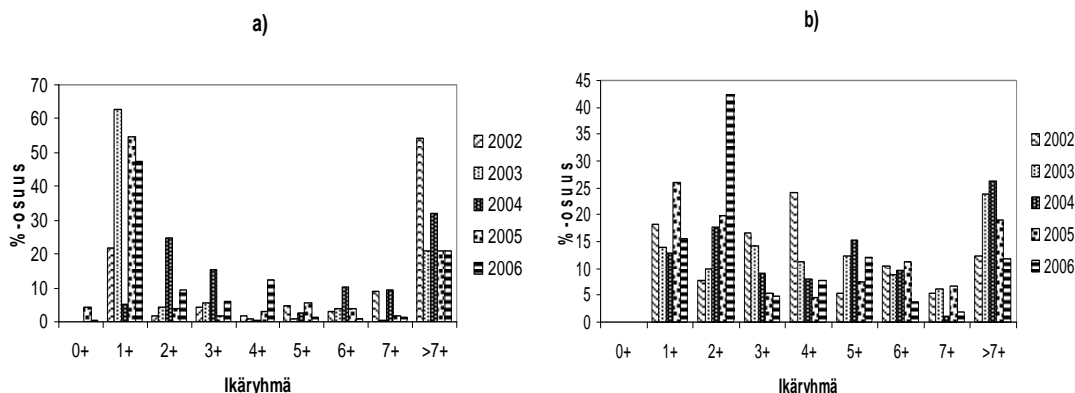
Särjen järvien sisäisissä ikäjakaumissa oli tilastollisesti merkitsevä ero vuosien välillä sekä Jyväsjärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=188,79$ ,  $df=24$ ,  $p<0,001$ ) että vertailujärvenä toimineella Tuomiojärvellä ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=101,52$ ,  $df=28$ ,  $p<0,001$ ) (Kuva 11).

Särjen 6+ -ikäryhmän osuus Jyväsjärven koeverkkosaaliista oli vuonna 2006 merkitsevästi pienempi kuin vuosina 2002 ja 2004-2005 (Tukey,  $p<0,05$ ). 6+ -ikäryhmän osuus oli vuonna 2004 merkitsevästi suurempi kuin muina vuosina (Tukey,  $p<0,05$ ). 7+ ja >7+ -ikäryhmien osuus saaliista oli vuosina 2002 ja 2004 merkitsevästi suurempi kuin muina vuosina (Tukey,  $p<0,05$ ). Särjen vanhimpien ikäryhmien (6+, 7+ ja >7+) osuus siis vähentyi Jyväsjärvessä vuosina 2005 ja 2006.



Vertailujärvellä särjen 6+ -ikäryhmän osuus koeverkkosaaliista oli vuonna 2006 merkitsevästi pienempi kuin muina vuosina (Tukey,  $p < 0,05$ ). 7+ -ikäryhmän osuus saaliista oli vuosina 2004 ja 2006 merkitsevästi pienempi kuin muina vuosina (Tukey,  $p < 0,05$ ). >7+ -ikäryhmän osuus saaliista oli vuosina 2002 ja 2006 merkitsevästi pienempi kuin muina vuosina (Tukey,  $p < 0,05$ ). Tuomiojärvellä saatiin siis aikaisempaa vähemmän vanhoja särkiä (6+, 7+ ja >7+) saaliiksi vuonna 2006.

Kuten ahvenella, oli myös Jyväsjärven särjellä runsaat vuosiluokat vuosina 2002, 2004 ja 2005. Tuomiojärvellä näyttäisi syntyneen runsas särjen vuosiluokka vuonna 2004. Vuonna 2005 ja 2006 saatiin Jyväsjärvestä saaliiksi muutamia 0+ -ikäryhmän särkiä, koska ne olivat kookkaampia kuin aikaisempina vuosina ja nopeakasvuimmat yksilöt rekrytoituivat näin ollen käytettyyn yleiskatsausverkkoon.



Kuva 11. Särjen ikäjakaumat vuosina 2002-2006 a) Jyväsjärvellä ja b) Tuomiojärvellä.

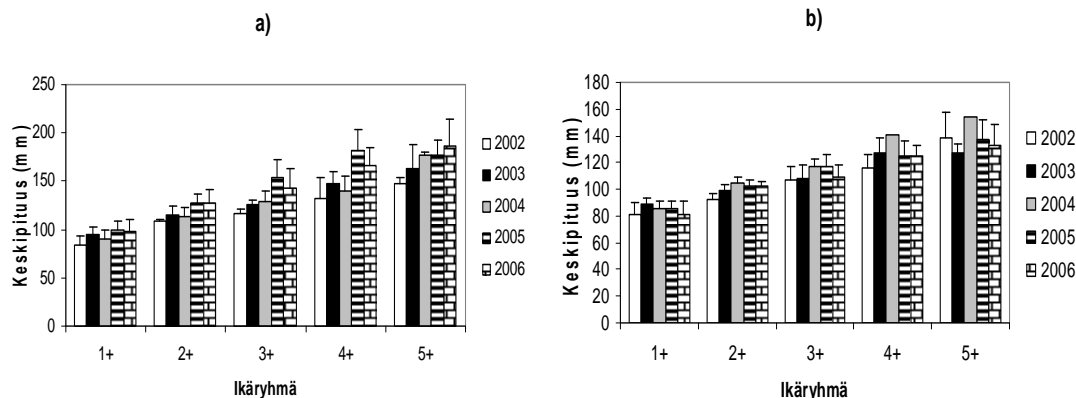
### 3.5. Ikäryhmäkohtaiset keskipituudet ja kasvu

#### 3.5.1. Ahven

Testattaessa tilastollisesti Jyväsjärven ja Tuomiojärven ahvenen eri ikäryhmien (1+ - 5+) pituuden erojen merkitsevyyttä havaittiin jokaisen ikäryhmän sisällä merkitsevä yhdysvaikutus järven ja vuoden välillä (2-ANOVA,  $p < 0,001$ ) (Kuva 12). Ahvenen eri ikäryhmien pituudet siis vaihtelivat eri tavoin tutkimusjärvien ja vuosien välillä. Ahvenen ikäryhmäkohtaiset keskipituudet olivat Jyväsjärvellä kaikissa vertailtavissa ikäryhmissä suuremmat kuin Tuomiojärvellä. Ahvenen kasvunopeus oli Jyväsjärvessä jonkin verran parempi jo ennen tehokalastusten aloittamista. Testattaessa eri ikäryhmien vuosien välisiä pituuseroja järven sisällä havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero jokaisen ikäryhmän kohdalla niin tehokalastusjärvessä kuin vertailujärvessäkin (ANOVA,  $p < 0,001$ ). Ikäryhmien sisäisissä parivertailuissa (Tukey) lähes kaikki vuodet erosivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi niin Jyväsjärvessä kuin vertailujärvessäkin.

Ahvenen ikäryhmäkohtaiset keskipituudet kasvoivat Jyväsjärvellä vuosina 2005 sekä 2006 ja erityisesti vanhimmissa ikäryhmissä. Parhaiten ero näkyi vuosien 2002 ja 2006 välillä: esim. kuudennella kasvukaudellaan olevat ahvenet (5+) olivat Jyväsjärvessä ennen kunnostusta, vuonna 2002, keskimäärin 14,7 cm pitkiä. Kunnostusten jälkeen, vuonna 2006, kuudennella kasvukaudella olevat ahvenet olivat keskimäärin 18,7 cm mittaisia. Vertailujärvellä ei havaittu yhtä selkeitä muutoksia ahvenen ikäryhmäkohtaisissa keskipituuksissa vuosina 2002-2006. Kuudennella kasvukaudellaan olevat ahvenet (5+) olivat Tuomiojärvessä vuosina 2002-2006 keskimäärin 13,8 cm pitkiä. Vuonna 2004 vanhimpien ikäryhmien (4+ ja 5+) keskipituudet olivat selvästi muita vuosia suuremmat

vertailujärvessä. Suurempi keskipituus vuonna 2004 johtune siitä, että molemmista ikäryhmistä oli käytettävissä vain yksi näyte.

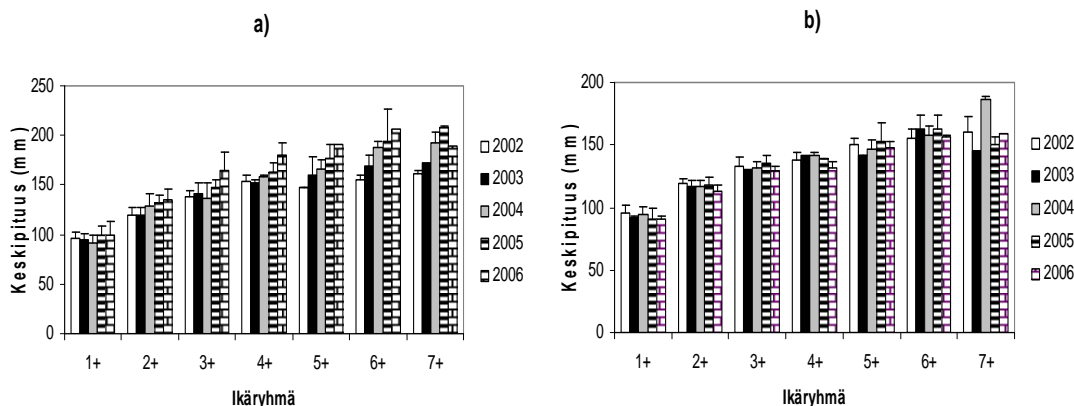


Kuva 12. Ahvenen ikäryhmäkohtaiset keskipituudet (mm) vuosina 2002-2006 a) Jyväsjärvellä (n=307) ja b) Tuomiojärvellä (n=301) sekä keskihajonnat.

### 3.5.2. Särki

Jyvä- ja Tuomiojärven särjen eri ikäryhmien (1+ - 7+) sisällä havaittiin tilastollisesti merkitsevä yhdysvaikutus järven ja vuoden välillä (2-ANOVA,  $p < 0,001$ ) (Kuva 13). Särjen eri ikäryhmien pituudet siis vaihtelivat eri tavoin tutkimusjärvien ja vuosien välillä. Särjen ikäryhmäkohtaiset keskipituudet olivat Jyväsjärvellä kaikissa vertailtavissa ikäryhmissä suuremmat kuin Tuomiojärvellä. Särjen kasvunopeus oli Jyväsjärvessä jonkin verran parempi jo ennen tehokalastusten aloittamista. Testattaessa eri ikäryhmien vuosien välisiä pituuseroja järven sisällä havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero jokaisen ikäryhmän kohdalla niin tehokalastusjärvessä kuin vertailujärvessäkin (ANOVA,  $p < 0,001$ ). Ikäryhmien sisäisissä parivertailuissa (Tukey) lähes kaikki vuodet erosivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi niin Jyväsjärvessä kuin vertailujärvessäkin.

Särjellä lähes jokaisen ikäryhmän keskipituus kasvoi Jyväsjärvellä vuodesta 2004 lähtien, jolloin tehokalastukset aloitettiin. Parhaiten tämä näkyi vuosien 2002 ja 2006 välillä ja vanhimmissa ikäryhmissä: esim. kahdeksannella kasvukaudellaan olevat särjet (7+) olivat Jyväsjärvessä ennen kunnostusta, vuonna 2002, keskimäärin 16,2 cm pitkiä. Kunnostusten aikana ja niiden jälkeen, vuosina 2004, 2005 ja 2006, kahdeksannella kasvukaudella olevat särjet olivat keskimäärin 19,6 cm mittaisia. Vertailujärvellä ei havaittu yhtä selkeitä muutoksia särjen ikäryhmäkohtaisissa keskipituuksissa vastaavaan aikaan. Kahdeksannella kasvukaudellaan olevat särjet (7+) olivat Tuomiojärvellä vuosina 2002-2006 keskimäärin 16 cm pitkiä. Vertailujärvessä 7+ -ikäryhmän särkien selkeästi muita vuosia suurempi keskipituus vuonna 2004 johtuu todennäköisesti sattumasta.



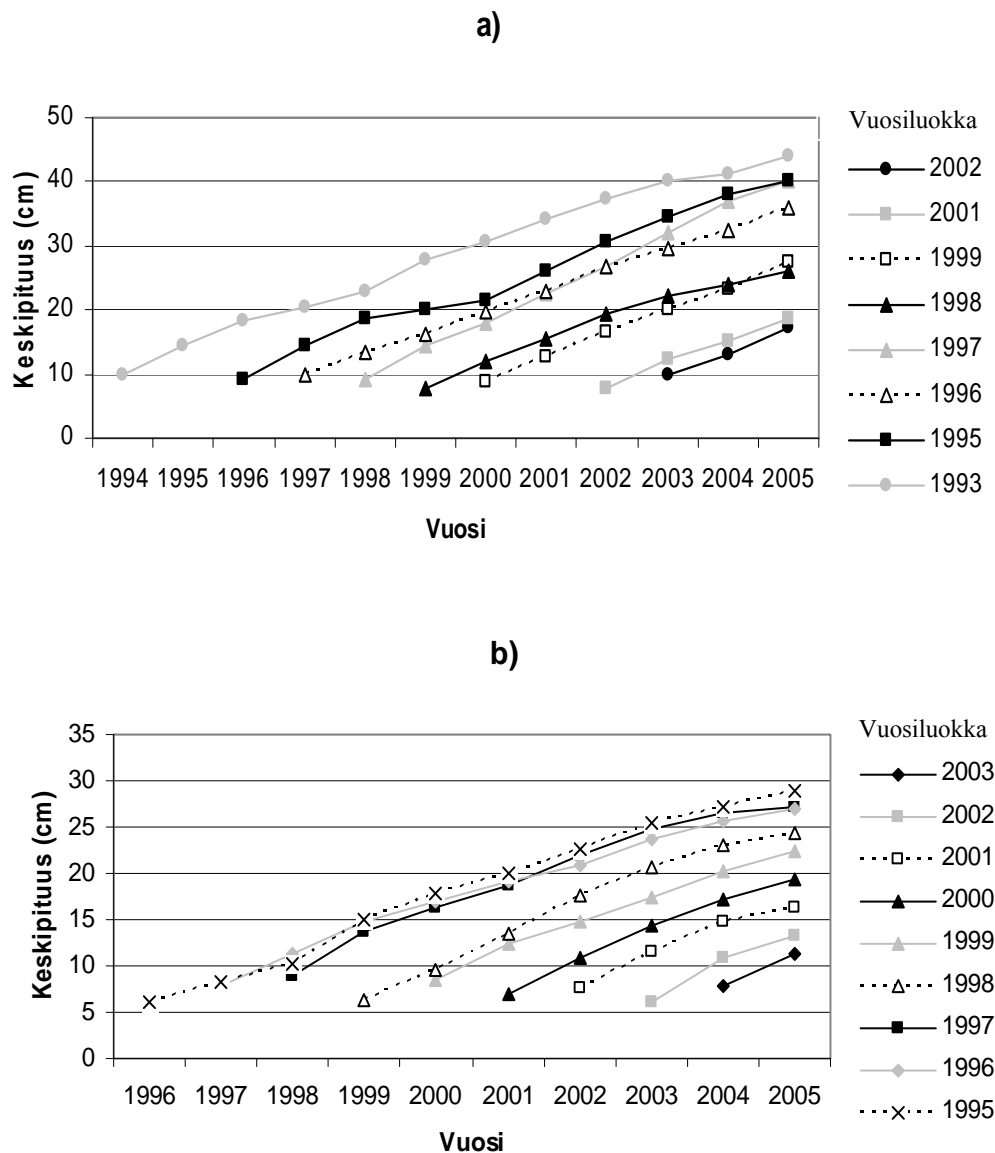
Kuva 13. Särjen ikäryhmäkohtaiset keskipituudet (mm) vuosina 2002-2006 a) Jyväsjärven (n=397) ja b) Tuomiojärven (n=340) sekä keskihajonnat.

### 3.5.3. Lahna

Jyväsjärvestä vuonna 2006 näytteeksi saadut lahnat olivat vuosiluokkia 1993-2002 (Kuva 14a). Jyväsjärven pienimmät näytelahnat kuuluivat 3+ -ikäryhmään. Vanhin näytelahna määritettiin kuuluvaksi ikäryhmään 12+ (pituus 44,8 cm). Tarkasteltaessa lahnan ikäryhmäkohtaisia keskipituuksia vuosiluokkakohtaisesti ei voida sanoa tehokasvun parantaneen oleellisesti lahnan kasvunopeutta. Tehokasvun aikana kasvu kuitenkin nopeutui hiukan vuosiluokalla 1997. Myös pituuskasvunsa jo lähes lopettanut vuosiluokka 1993 alkoi kasvaa hiukan nopeammin kesällä 2005. Vuotuisen lisäkasvun perusteella lahnan kasvunopeus ei parantunut Jyväsjärven vuosina 2004 ja 2005 (Taulukko 4). Lisäkasvun perusteella lahnan kasvu on ollut nopeinta vuosina 2000 ja 2002. Tarkasteltaessa lahnan ikäryhmäkohtaisia keskipituuksia Jyväsjärven vuosina 1994-2005 havaittiin 1-vuotiaiden lahnoiden keskipituuksissa tilastollisesti merkitsevä ero vuosien välillä (ANOVA,  $F=3,447$ ,  $df=7$ ,  $p=0,038$ ). Parivertailuissa (Tukey) 1-vuotiaiden lahnoiden keskipituus oli vuonna 2002 merkitsevästi pienempi kuin vuosina 1994 ja 2003. Myös 7-vuotiaiden lahnoiden keskipituuksissa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero vuosien välillä (ANOVA,  $F=24,247$ ,  $df=4$ ,  $p=0,005$ ). Parivertailuissa 7-vuotiaiden lahnoiden keskipituus oli vuonna 2004 merkitsevästi suurempi kuin vuonna 2005. Myös 8-vuotiaiden lahnoiden keskipituuksissa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero vuosien välillä (ANOVA,  $F=298,867$ ,  $df=3$ ,  $p=0,042$ ). Parivertailuissa 8-vuotiaiden lahnoiden keskipituus oli vuonna 2005 merkitsevästi suurempi kuin vuosina 2001, 2003 ja 2004.

Vertailujärvenstä vuonna 2006 näytteeksi saadut lahnat olivat vuosiluokkia 1977-2003 (Kuva 14b). Kolme vanhinta näytelahnaa määritettiin kuuluvaksi ikäryhmiin 24+, 26+ ja 28+ (pituudet 32,4, 31,7 ja 32,5 cm). Koska näin vanhojen lahnoiden määrä otoksessa oli vähäinen, ne jätettiin huomioimatta. Tuomiojärven vanhin mukaan otettu ikäryhmä oli 10+. Tuomiojärven pienimmät näytelahnat kuuluivat 2+ -ikäryhmään. Tarkasteltaessa lahnan ikäryhmäkohtaisia keskipituuksia Tuomiojärven vuosina 1996-2005 havaittiin 1-vuotiaiden lahnoiden keskipituuksissa tilastollisesti merkitsevä ero vuosien välillä (ANOVA,  $F=2,985$ ,  $df=8$ ,  $p=0,019$ ). Parivertailuissa 1-vuotiaiden lahnoiden keskipituus oli vuonna 1998 merkitsevästi suurempi kuin vuonna 2003. Myös 2-vuotiaiden lahnoiden keskipituuksissa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero vuosien välillä (ANOVA,  $F=3,895$ ,  $df=8$ ,  $p=0,005$ ). Parivertailuissa 2-vuotiaiden lahnoiden keskipituus oli vuonna 1999 merkitsevästi suurempi kuin vuosina 1997, 2000 ja 2002.

Tarkasteltaessa lahnan ikäryhmäkohtaisia keskipituuksia Jyvä- ja Tuomiojärven välillä havaittiin Jyväsjärvessä suuremmat keskipituudet jokaisen verrattavan ikäryhmän (1-9 v.) kohdalla (ANOVA,  $p < 0,05$ ). Jyväsjärvessä lahnan kasvu on siis nopeampaa kuin Tuomiojärvessä. Tuomiojärvessä lahnan kasvu on erityisen hidasta vanhemmissa ikäryhmissä.



Kuva 14. Lahnan takautuvasti määritetyt ikäryhmäkohtaiset keskipituudet vuosiluokittain a) Jyväsjärvellä (n=18) ja b) Tuomiojärvellä (n=35).

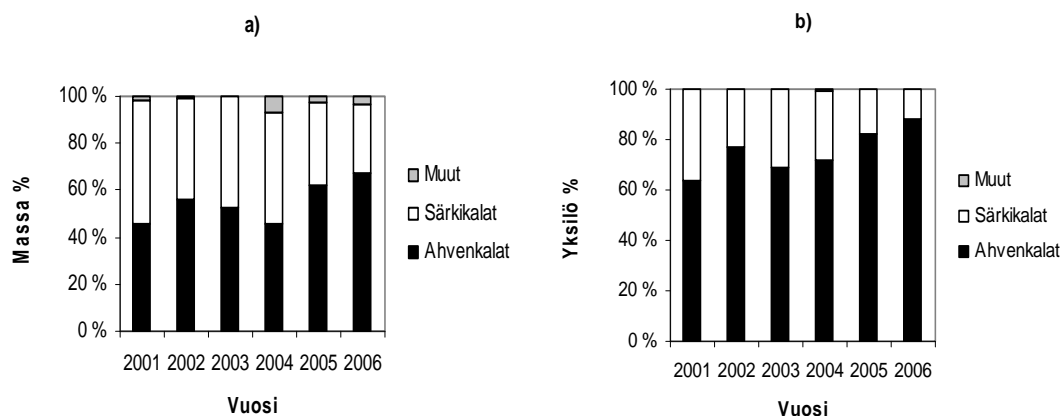
Taulukko 4. Jyväsjärven lahnan kasvu vuosina 1999-2005.

Vuosi	Ikäryhmä					$\bar{X}$
	3v.	4v.	5v.	6v.	7v.	
1999	3,8	3,3	1,2	-	2,7	2,8
2000	3,7	4,4	3,4	4,7	-	4,1
2001	-	-	-	-	-	-
2002	4,0	4,0	4,2	3,8	4,7	4,1
2003	-	3,4	2,8	5,3	3,1	3,7
2004	2,8	-	3,4	1,7	4,8	3,2
2005	4,7	3,5	-	4,0	2,1	3,6

### 3.6. Jyväsjärven kalayhteisö

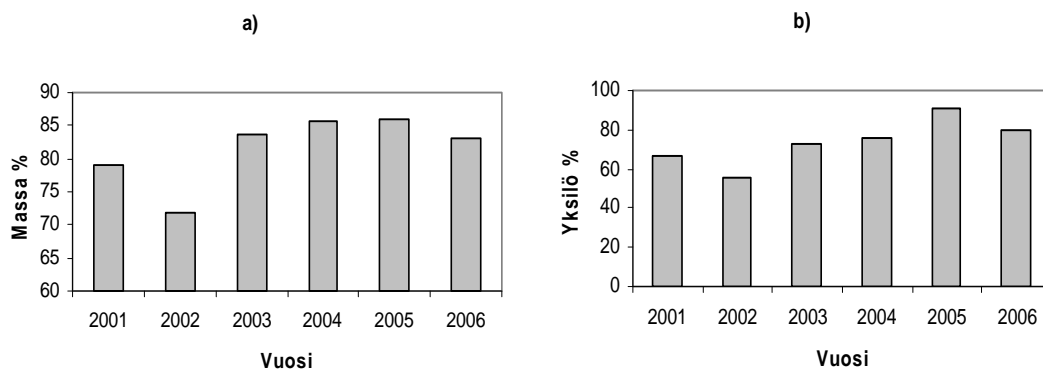
Kaikkiaan koeverkkoosaaliissa tavattiin vuosina 2001-2006 14 kalalajia: ahven, hauki, kiiski (*Gymnocephalus cernuus*), kirjolohti (*Oncorhynchus mykiss*), kuha, kuore, lahna, made, pasuri (*Blicca bjoerkna*), ruutana (*Carassius carassius*), salakka, siika, sorva (*Scardinius erythrophthalmus*), ja särki. Näistä kahdeksan esiintyi jokaisessa neljässä tutkimusjärvessä. Jyväsjärvessä tavattiin 12 kalalajia. Kirjolohta ja ruutanaa ei tavattu Jyväsjärvessä.

Ahvenkalojen (ahven, kiiski ja kuha) osuuksissa (g ja kpl/vrk) havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero Jyväsjärvessä vuosien 2001-2006 välillä ( $\chi^2$ -testi,  $p < 0,05$ ) (Kuva 15). Ahvenkalojen osuus kokonaisyksikkösaaliista oli vuosina 2005 ja 2006 muita vuosia suurempi. Ahvenkalat alkoivat hallita Jyväsjärven kalayhteisöä biomassan osalta toisena ja kolmantena tehokalastusvuotena. Ahvenkalojen osuus yksikkösaaliin massasta oli suurin vuonna 2006 (67,2 %). Yksilömäärän osalta ahvenkalat hallitsivat Jyväsjärven kalayhteisöä jo ennen tehokalastustakin. Ahvenen osuus yksikkösaaliin yksilömäärästä oli kuitenkin suurin kunnostusten päätyttyä vuonna 2006 (87,8 %). Kun ahvenkalojen suhteellinen osuus nousi toisena ja kolmantena tehokalastusvuotena, laski särkikalajien (lahna, pasuri, salakka, sorva ja särki) osuus vastaavasti samaan aikaan. Särkikalajien osuuksissa (g ja kpl/vrk) havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero vuosien 2001-2006 välillä ( $\chi^2$ -testi,  $p < 0,05$ ). Ennen kunnostusta, vuosina 2001-2003, särkikalajien osuus yksikkösaaliin massasta vaihteli välillä 43,2–52 %. Kunnostusten loputtua vuonna 2006 se oli 29,3 %. Ennen kunnostusta, vuosina 2001-2003, särkikalajien osuus yksikkösaaliin yksilömäärästä vaihteli välillä 23,3–35,9 %. Kunnostusten loputtua vuonna 2006 se oli enää 12 %.



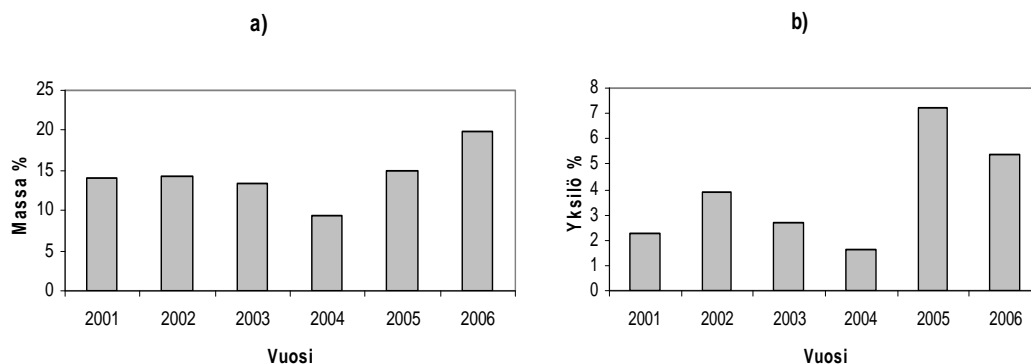
Kuva 15. Eri kalalajien osuudet yksikkösaaliin a) massasta ja b) yksilöistä Jyväsjärvessä vuosina 2001-2006.

Särjen osuus särkikaloiden yksikkösaaliista kasvoi kunnostuksen aikana ja sen jälkeen Jyväsjärven (Kuva 16). Särjen osuus särkikaloiden yksikkösaaliin massasta oli ennen kunnostusta keskimäärin 78,2 % ja kunnostuksen aikana ja sen jälkeen, vuosina 2004-2006, keskimäärin 85 %. Tilastollisesti merkitsevää eroa ei kuitenkaan havaittu. Yksilömäärissä särkien osuuden lisääntyminen särkikaloiden näkyi selvemmin ja myös tilastollisesti merkitsevä ero havaittiin ( $\chi^2$ -testi,  $\chi^2=36,142$ ,  $df=5$ ,  $p<0,001$ ). Särjen osuus särkikaloiden yksikkösaaliin yksilömäärästä oli suurin vuonna 2005 (90,6 %). Ennen kunnostusta, vuosina 2001-2003 se oli keskimäärin 64,8 %. Salakan ja pasurin yksikkösaaliit laskivat noin neljäsosaan verrattuna kunnostusta edeltävään tilaan. Pasuria esiintyi huomattavasti enemmän Alvajärven ja lahnaa puolestaan Tuomiojärven.



Kuva 16. Särkien osuus särkikaloiden yksikkösaaliin a) massasta ja b) yksilöistä Jyväsjärven vuosina 2001-2006.

Petokalojen (>15 cm ahven, hauki, kuha ja made) osuus Jyväsjärven yksikkösaaliin massasta vaihteli välillä 9,4-19,9 % vuosina 2001-2006 (Kuva 17a). Petokaloista yleisin oli >15 cm ahven. Seuraavaksi eniten saatiin kuhaa ja sitten haukea. Madesaalis oli hyvin vähäinen. Petokalojen osuus saaliista oli alhaisimmillaan ensimmäisenä tehokalastusvuotena eli vuonna 2004 (9,4 %). Vuonna 2005 petokalojen biomassan osuus nousi, johtuen ahvenen kasvun nopeutumisesta. Petokalojen osuus biomassasta oli suurin tehokalastuksen päätyttyä vuonna 2006 (19,9 %). Myös yksilömäärissä petokalojen osuus oli alhaisin vuonna 2004 ja vuosina 2005 ja 2006 suurempi kuin aikaisemmin (Kuva 17b). Petokalojen osuus yksikkösaaliin yksilömäärästä oli suurin vuonna 2005 (7,2 %). Petokalojen osuus koeverkkosaaliista siis kasvoi vuosina 2005 ja 2006, mutta tilastollisesti merkitsevää eroa ei kuitenkaan havaittu.



Kuva 17. Petokalojen osuus yksikkösaaliin a) massasta ja b) yksilöistä Jyväsjärvellä vuosina 2001-2006 (ilman painokertoimia).

## 4. TULOSTEN TARKASTELU

### 4.1. Yksikkösaaliit

Jyväsjärvenessä syntyi vuosina 2004 ja 2005 runsaat ahvenen ja särjen vuosiluokat, jotka rekrytoituivat koeverkkoon vuosina 2005 ja 2006 ollessaan 1+ -ikäisiä (Kuvat 10a ja 11a). Erityisesti ahvenen 2005 vuosiluokka esiintyi erittäin runsaana vuoden 2006 koeverkkosaaliissa (lähes 80 % saaliista). Yksi suurimmista ongelmista biomanipulaation onnistumiselle onkin tehokalastuksen jälkeen syntyvä voimakas ahvenen ja särjen vuosiluokka, joka saattaa pahimmassa tapauksessa kompensoida tehopyynnin aiheuttamat muutokset (Hansson ym. 1998, Olin ym. 2006). Lisäksi pienet särjet verottavat eniten suurikokoista eläinplanktonia (Post ym. 1992, Romare & Bergman 1999, Tolonen ym. 2000). Jyväsjärvenessä havaittiin myös vuonna 2003, eli ennen tehokalastusten aloittamista, runsaasti ahvenen ja särjen 1+ -ikäryhmää, jotka kuuluivat vuosiluokkaan 2002. Vuosi 2002 oli erittäin lämmin, jolloin myös kasvukausi oli keskimääräistä pidempi. Kasvukauden lämpötilalla on useissa tutkimuksissa havaittu olevan positiivinen riippuvuus ahvenen vuosiluokan vahvuuteen (esim. Craig ym. 1979, Sarvala & Helminen 1996, Kjellman ym. 2001). Vuosi 2004 oli kuitenkin tavanomaista kylmempi, joten tämän vuosiluokan menestyminen ei todennäköisesti johdu sääolosuhteista, vaan ko. vuosiluokka on selvästi hyödyntänyt tehokalastuksen jättämää vapaata tilaa. Vuoden 2006 suuriin yksikkösaaliisiin Jyväsjärvellä ja vertailujärvillä vaikutti poikkeuksellisen lämmin kesä, sillä yksikkösaaliiden on havaittu riippuvan veden lämpötilasta ja sääolosuhteista: saaliit ovat suurempia lämpiminä ja kuivina kesinä (Olin ym. 2004). Myös Tuomio- ja Alvajärven runsaat ahvenen ja lahnan yksikkösaaliit vuonna 2002 ovat suurelta osin seurausta koeverkkokalastuksiin suosiollisista sääolosuhteista. Jyväsjärven särjen massayksikkösaaliin (g) nousu vuonna 2006 (Kuva 5a) johtuu pääasiassa särjen kasvun nopeutumisesta ravintokilpailun vähentyessä. Ahvenen vähentyminen tilastollisesti merkitsevästi Jyväsjärven ulappa-alueelta vuonna 2005 (Kuva 4) johtunee siitä, että kalabiomassan vähentyessä ahvenet siirtyvät lähemmäksi rantaa niille suotuisampaan habitaattiin. Diehlin (1988) mukaan nuoret ahvenet suosivat vesikasvillisuusalueita, kun taas nuoret särjet ja lahnat puolestaan suosivat kasvillisuudesta vapaita alueita. Ahvenen on havaittu olevan särkeä ja lahnaa tehokkaampi saalistaja kasvillisuuden joukossa, ja särki on puolestaan ahventa tehokkaampi saalistaja vapaan veden alueilla (Winfield 1986, Diehl 1988). Lukuun ottamatta Tuomiojärveä saatiin tutkimusjärvistä lahnoja saaliiksi todella vähän (Kuva 6b). Esim. Patajärveltä saatiin vuonna 2004 vain 1 yksilö ja Jyväsjärveltä vuonna 2005 vain 5 yksilöä. Alhaiseen lahnaaliiseen vaikutti osaltaan >55 mm solmuvälin puuttuminen käytössä olleesta koeverkosta.

Kalabiomassan väheneminen ei näkynyt yksikkösaalistarkastelussa aivan odotetulla tavalla. Oletus laskusta perustuu siihen, että populaatioanalyysin mukaan ahvenkanta on tehokalastuksen vaikutuksesta pudonnut noin 80 %, särkikanta noin 90 % ja lahnakanta noin 70 % (Anonyymi 2007b). Ero ei kuitenkaan näy läheskään näin vahvasti yksikkösaaliissa, joten on erittäin todennäköistä, että koeverkkokalastuksella saadut tulokset ovat osin harhaisia. Ilman tietoa Jyväsjärvellä tehdyistä tehokalastuksista voisi yksikkösaaliiden perusteella jopa olettaa, että kalalajien runsaussuhteiden vaihtelut voisivat olla täysin luonnon omaakin kannanvaihtelua. Tämän puolesta puhuu myös vertailujärvillä (Tuomio- ja Alvajärvi) havaitut tilastollisesti merkitsevät erot ahvenen ja lahnan yksikkösaaliissa vuonna 2002, jotka tapahtuivat ilman tehokalastuksiakin. Koeverkkokalastus on käytetyimpiä menetelmiä monitoroitaessa kalakantojen tilaa, mutta täytyy muistaa, että se toimii ainoastaan karkeana mittarina (esim. Appelberg 2000, Olin & Malinen 2003). Menetelmää pidetään epätarkkana, koska verkko on passiivinen ja

valikoiva pyydys. Valikoivuuteen vaikuttaa kalojen koko ja muoto sekä uintinopeus (Hamley 1975, Kurkilahti 1999). Lisäksi, kuten jo mainittu, lämpötila ja sääolot vaikuttavat saalismääriin. Kaikkein suurinta harhaa tuloksiin aiheutti tässä tutkimuksessa kuitenkin verkkojen saturoituminen eli täyttyminen (Kennedy 1951, Hamley 1975, Olin ym. 2004). Verkon pyyntitehon laskun on todettu johtuvan pääasiassa vapaiden verkonsilmien vähentymisestä, mutta kalat osaavat myös ryhtyä välttämään täyttynyttä verkkoa (Olin ym. 2004). Käytössä ollut 24 h pyyntiaika oli selvästi liian pitkä ja verkot täyttivät kaloista varsinkin <3 m rantavyöhykkeellä. Patajärvellä haitta oli vähäisin johtuen pienimmästä kalamäärästä. Paloniemi (2008) on havainnut Jyväsjärvessä koeverkkojen pyytävyyden laskevan tilastollisesti merkitsevästi jo 12 h pyynnin jälkeen ja verkko lakkasi käytännössä pyytämästä kaloja sen oltua pyynnissä 24 tuntia. Tällöin yleiskatsausverkon verkonsilmistä keskimäärin 0,14 % oli täyttynyt kaloista. Vähäarvoisten kalojen biomassa saattoi siis olla Jyväsjärvessä jo ennen tehokalastusten aloittamista huomattavasti korkeammalla tasolla kuin koekalastusten yksikkösaaliiden perusteella voisi päätellä. Kalabiomassaltaan Tourujoen vesistöalueen järviä vastaavissa vesistöissä olisikin koeverkkokalastusten osalta suositeltavinta käyttää 6 h pyyntijaksoja 24 h sijaan. Näin voidaan parhaiten välttää koeverkkojen saturoitumista. Usein pyyntiajan keston määräävät kuitenkin muut koekalastusten käytännön toteutukseen liittyvät syyt kuin mahdollisuus tarkempiin tuloksiin. Lyhyestä pyyntijaksosta seuraa myös se ongelma, että eri kalalajit ovat aktiivisia eri vuorokauden aikaan.

Kuten oli odotettavissakin, on syvyysvyöhykejako tämänkaltaisissa tutkimuksissa välttämätön: <3m rantavyöhykkeeltä saatiin joka järvestä selkeästi eniten kalaa ja >3m syvyysvyöhykkeen pohjaverkoista selvästi vähiten. Jyväsjärvellä käytössä olleesta 3-6 m välivyöhykkeestä saatiin myös runsaat yksikkösaaliit, jotka olivat lähellä rantavyöhykkeen tasoa. Yksikkösaaliit olivat siis suuria suhteellisen matalilla (0-6 m) alueilla ja erittäin pieniksi ne havaittiin syvillä (>10 m) alueilla. Syvänteissä verkot pysyivät usein täysin tyhjää tai saalis koostui lähinnä kiiskestä. Yksikkösaaliiden vuosittaiset vaihtelut ranta- ja pintavyöhykkeissä olivat suurempia kuin pohjavyöhykkeissä.

#### 4.2. Kokojakaumat

Tilastollisesti merkitsevät erot myös vertailujärvien kokojakaumissa vuosina 2001-2006 kertovat siitä, että tutkimuslajien kokojakaumat vaihtelivat huomattavasti vuosittain myös luontaisesti. Suurin ero vuosittaisissa järven sisäisissä kokojakaumissa havaittiin kuitenkin Jyväsjärvellä. Kokojakaumien perusteella Jyväsjärvessä oli vuonna 2006 suhteellisesti enemmän petoahvenia (>15 cm) kuin ennen tehokalastusta (Kuva 7a). Näillä on yhdessä järven kuha- ja haukikannan kanssa suurempi mahdollisuus pitää eläinplanktonia syöviä särkikaloja kurissa. Alva- ja Patajärvessä oli tutkimusjärvistä tasaisimmat ahvenen kokojakaumat ja saaliissa esiintyi myös eniten kookkaita yksilöitä (Kuvat 7c ja 7d). Jyväsjärvessä puolestaan esiintyi tasaisimmin erikokoisia särkiä (Kuva 8a). Horppilan (1994) mukaan laaja särjen pituusskaala on tyyppillistä rehevissä vesissä: se on osoitus särjen erikoistumisesta johonkin järvessä saatavilla olevaan ravintoon (esim. vesikasvit tai sinilevät), jota muut lajit ja saman lajin pienemmät yksilöt eivät käytä. Varsinkin Tuomiojärvellä (Kuva 7b) esiintyi erittäin runsaasti pienikokoista ahventa, mutta tämä selittyy sillä, että Tuomiojärvessä on yksikkösaaliiden perusteella suurin kalatiheys. Tuomiojärven runsaasiin yksikkösaaliisin vaikuttaa osaltaan myös järven muoto (Taulukko 1): Tuomiojärvestä puuttuvat laaja-alaiset syvänteet ja keskisyvyys on pienempi kuin muissa tutkimusjärvissä. >10 m metrin syvyydestä saatiin tässä tutkimuksessa erittäin vähän kalaa ja Tuomiojärvessä näitä alueita on vähän ja ne ovat pienialaisia.



### 4.3. Iän- ja kasvunmääritykset

Iän- ja kasvunmääritysten perusteella ahvenen ja särjen ikärakenne nuorentui tehokalastuksen seurauksena Jyväsjärvessä (Kuvat 10a ja 11a). Lisäksi näiden lajien ikäryhmäkohtaiset keskipituudet kasvoivat selvästi varsinkin vanhimmista ikäryhmissä (Kuvat 12a ja 13a). Monilla kalalajeilla tärkein kasvuun vaikuttava tekijä onkin lämpötilan ohella populaation tiheys (esim. Persson & Greenberg 1990). Populaation harventuessa lajinsisäinen ja lajienvälinen kilpailu vähenee ja tämän seurauksena kasvunopeus paranee. Takautuvan kasvunmäärityksen ja vuotuisen lisäkasvun perusteella lahnan vasteet poistopyyntiin jäivät ahventa ja särkeä vähäisemmiksi (Kuva 14a ja Taulukko 4). Lahnan lähes aikaisemman kaltainen kasvu viittaa siihen, että ne eivät ole välttämättä muuttaneet ravinnonhankintaansa järvessä tapahtuvien muutosten jälkeen. On kuitenkin otettava huomioon, että Jyväsjärvessä näytekalojen määrä oli lahnan osalta erittäin pieni (n=18). Luotettavien johtopäätösten tekemiseksi olisi tarvittu monta kertaa suurempi määrä näytteitä. On siis mahdollista, että näin pieneen aineistoon ei ole sattunut nopeakasvuisia yksilöitä. Lahnan takautuvassa kasvunmäärityksessä ei voitu myöskään huomioida kesän 2006 kasvua, koska näytekalat oli kerätty vuoden 2006 elokuussa, jolloin kasvukausi oli vielä kesken. Jyväsjärvessä ei kuitenkaan havaittu Tuomiojärven kaltaista lahnakannan kääpiöitymistä (Kuva 14b). Päinvastoin, Jyväsjärven vanhimman lahnan (44,8 cm ja 12+) kasvun havaittiin kääntyneen nousuun tehokalastusten aikana vuonna 2005. Tämän aineiston perusteella näyttää siltä, että Tuomiojärvessä lahnan kasvu käytännössä loppuu niiden saavutettua reilun 30 cm pituuden.

Ennen tehokalastusten aloittamista 3+ -ikäryhmän ahventen keskipituus Jyväsjärvessä oli 12,1 cm (Kuva 12a). Tämä on samaa tasoa kuin 3-vuotiailla ahvenilla keskimäärin (11-13 cm) (Koli 1990). Samaan aikaan Tuomiojärvessä 3+ -ikäryhmän ahvenen keskipituus oli keskimääräisen vaihteluvälin (11-13 cm) alapuolella (10,7 cm) (Kuva 12b). Vuonna 2005 ja 2006 3+ -ikäryhmän ahvenen keskipituus Jyväsjärvessä oli noin 15 cm. Tuomiojärven 3+ -ikäryhmän ahvenissa ei havaittu samaan aikaan oleellista keskipituuden muutosta. Huonoissa olosuhteissa ahven saavuttaa hädin tuskin 15 cm pituutta koko elinaikanaan (Rask 1983). Ahvenen nopeaa kasvua on havaittu esim. Karjalan Pyhäjärvessä (Auvinen 1987) sekä Säkylän Pyhäjärvessä (Sarvala ym. 1994), joissa molemmissa ahvenet saavuttavat 20 cm pituuden jo 5-vuotiaina. Jyväsjärvessä 5+ -ikäryhmän ahvenet olivat tehokalastuksen loputtua lähellä tätä keskipituutta (18,7 cm).

Ennen kunnostusta 5+ -ikäryhmän särjet olivat Jyväsjärvellä keskimäärin 15,4 cm pitkiä ja Tuomiojärvellä 14,6 cm pitkiä (Kuva 13). Jyväsjärvellä vuosina 2005 ja 2006 5+ -ikäryhmän särjet olivat 18-19 cm pitkiä. Tuomiojärven 5+ -ikäryhmän särjissä ei havaittu samaan aikaan keskipituuden muutosta. Hidaskasvuissa särkikannoissa 5-vuotiaat yksilöt ovat 12-13 cm pituisia ja nopeakasvuissa kannoissa puolestaan 20-21 cm pituisia (Koli 1990). Esimerkiksi Karjalan Pyhäjärvessä osa särjistä saavuttaa 5-vuotiaana 20 cm pituuden (Auvinen 1987). Vetelin Räytinginjärvessä 5+ -ikäisten särkien keskipituus nousi jo yhden tehokalastusvuoden jälkeen 12,6 cm:stä 15,2 cm:ään (Nyberg 1998).

### 4.4. Jyväsjärven kalayhteisö

Kunnostuksen seurauksena Jyväsjärven vähäarvoinen kalabiomassa väheni ja kalayhteisö muuttui ahvenkalavaltaisemmaksi (Kuva 15). Särkikaloihin verrattuna ahvenkalat ovat huomattavasti harmittomampia ravinteiden sisäisen kierron kannalta (Andersson ym. 1988) ja niillä on suurempi taloudellinen arvo. Ahvenkaloja oli vuoden 2006 massayksikkösaaliista 67,2 %, joten kunnostusten loputtua ne alkoivat hallita järven kalayhteisöä myös biomassan osalta. Tuhkasen (2001) mukaan vuonna 2000 Jyväsjärven kokonaisbiomassasta oli ahvenia vain 25,1 %.

Särkikalojen osuus Jyväsjärven yksikkösaaliin massasta oli tehokalastusten loputtua 29,3 %, kun se ennen tehokalastusta, vuosina 2001-2003, oli keskimäärin 47,6 %. Tuunaisen (1970) mukaan vuonna 1969 särkikalojen osuus Jyväsjärven koeverkkosaaliista oli suuri, noin 80 %. Vuosina 1974-1998 Jyväsjärven kalabiomassa koostui lähinnä vain särjestä ja lahnasta, joiden osuus koeverkkosaaliin kokonaisuudessa on vaihdellut välillä 48-77 % (Keränen 2001).

Särjen osuus lisääntyi särkikalojen yksikkösaaliista (Kuva 16). Tämä johtuu lähinnä siitä, että tehokalastuksissa Jyväsjärven kalayhteisöstä poistettiin biomassaltaan eniten lahnaa (Anonyymi 2007b). Kurttila (1981) havaitsi Jyväsjärven särjen osuuden särkikalosta olleen 1970-luvun lopulla noin 50 %. Nyt se oli tehokalastusten päätyttyä vuonna 2006 83,1 % särkikalojen yksikkösaaliin massasta. Kurttilan (1981) mukaan rehevissä järvissä särjen osuus särkikalosta on keskimäärin 45 % biomassasta. Myös särjen osuuden selvä lisääntyminen särkikalosta viime vuosikymmeninä kertoo Jyväsjärven tilan kohenemisestä. Esim. pasuria esiintyi huomattavasti enemmän Alvajärvessä ja lahnaa Tuomiojärvässä. Muiden särkikalojen vähäistä osuutta niin Jyväsjärvessä kuin vertailujärvissäkin selittävät todennäköisesti ilmastolliset tekijät ja leviämiseet.

Jyväsjärven petokalatiheys oli varsin alhainen, 9,4-19,9 %, yksikkösaaliin massasta (Kuva 17a). Petokalojen osuus kohosi vuosina 2005 ja 2006 johtuen petoahventen (>15 cm) osuuden lisääntymisestä. Tuunaisen (1970) mukaan vuonna 1969 petokalojen osuus Jyväsjärven koeverkkosaaliista oli noin 10 %. Petokalakannan on oltava voimakas, noin 30-40 % kalabiomassasta, jotta se pystyy tehokalastuksen loppumisen jälkeen merkittävästi verottamaan särkikalakantoja (Benndorf & Kamjunke 1999). Perssonin ym. (1991) mukaan petokalojen osuus on korkeimmillaan mesotrofisissa järvissä. Todennäköisesti hauen osuus petokaloista on todellisuudessa suurempi kuin saatujen tulosten perusteella näyttää. Tämä johtuu siitä, että hauki viihtyy kasvillisuuden joukossa ollen näin usein koekalastusverkkojen ulottumattomissa. Koeverkko on 1,5 m korkea eikä sitä voida laskea tämän matalampaan veteen. Jos siis hauen oletetaan olevan matalassa vedessä, ne jäävät pyytämättä. Myös hauen vähäinen taipumus pitkiin vaelluksiin vähentää sen joutumista verkkoon (esim. Appelberg 2000, Olin ym. 2002). Vaikka petoahventen osuus lisääntyikin tehokalastuksen johdosta, niin tulevaisuudessa saattaa silti olla järkevää vahvistaa Jyväsjärven petokalakantaa istutuksin. Isokokoinen ahven ei välttämättä pysty kohdistamaan riittävää saalistuspainetta vähempiarvoisiin kaloihin ja Jyväsjärven haukitiheyttä rajoittaa rantojen rakentaminen sekä vedenkorkeuden säännöstely (Tuhkanen 2001). Jyväsjärven kuhakantaa voidaan kuitenkin pitää varsin hyvänä (Palomäki 2004) ja se perustuu pääosin luontaiseen lisääntymiseen (T. Keskinen, suull. tiedonanto). Ravintoketjussa ylimpänä olevat petokalat ovat rehevässä järvessä erityisen tärkeitä, koska ne syövät vuodessa 3–5 kertaa oman painonsa verran kalaa (Sammalkorpi & Horppila 2005) ja vähentävät eniten pienikokoisia (<10 cm) eläinplanktonia syöviä kaloja (Skov ym. 2002).

Jyväsjärven ravintoketjukurannostuksessa järven kalataloudellinen arvo kohentui ja myös eläinplanktoniyhteisö muuttui (P. Högmänder, julkaisematon). Tehokalastuksen positiiviset vaikutukset eivät kuitenkaan ulottuneet vedenlaatuun asti, sillä se ei ole parantunut näkösyvyyden, kokonaisfosforin ja a-klorofyllin osalta (P. Högmänder, suull. tiedonanto). Suurin syy tähän on, että Jyväsjärven tulevan ulkoisen kuormituksen oli jo ennen tehokalastusten aloittamista arvioitu ylittävän järven sietokyvyn (Palomäki 2004). Samaan aikaan tehokalastuksien kanssa myös valuma-alueen maankäyttö on ollut tehokasta, mikä on saattanut lisätä ulkoista kuormitusta aiemmasta (Anonyymi 2007b). Olisi tietysti erittäin tärkeää saada ulkoinen kuormitus alle järven kriittisen sietorajan

ennen kuin biomanipulaatiota ryhdytään laajamittaisesti toteuttamaan. Myös pienimuotoisemmalla hoitokalastuksella tehokalastusten jälkeen pystyttäisiin ylläpitämään saavutettua hyvää tilaa ja kompensoimaan kalojen lisääntymisen tehostumista. Hoitokalastusta ei tulisi lopettaa ennen kuin järven rehevyys on saatu nykyistä alhaisemmalle kalaston tuottavuutta vastaavalle tasolle. Ilman tehokalastusten jatkamista hoitokalastuksella tai ilman ulkoisen kuormituksen vähentämistä on todennäköistä, että Jyväsjärven kalayhteisö palautuu takaisin kohti tehokalastusta edeltävää särkikalavaltaista tilaa.

## **KIITOKSET**

Kiitän kaikkia niitä henkilöitä jotka ovat osallistuneet koeverkkokalastuksiin ja saaliin käsittelyyn vuosina 2001-2006. Olin itse mukana kenttätöissä vuonna 2006 ja haluaisinkin osoittaa erikseen kiitokset silloiselle työparilleni fil. yo. Jonna Kuhalle. Kiitoksen ansaitsevat luonnollisesti myös ohjaajani Timo Marjomäki ja Tapio Keskinen, joilta sain tärkeitä neuvoja työn edetessä ja lukuisia kommentteja käsikirjoitusvaiheessa. ”Tapsalle” lisäksi erityiskiitokset perehdyttämisestä kalojen iän- ja kasvunmääritysten saloihin. Operaatio ”Mikko Maisteriksi” on nyt saatu päätökseen. Kiitän Jyväskylän yliopistoa saamastani kahden kuukauden palkasta. Kiitokset myös ystäville ja sukulaisille ahkerasta kannustuksesta.

## KIRJALLISUUS

- Allan J.D., Abell R., Hogan Z., Revenga C., Taylor B.W., Welcomme R.L. & Winemiller K. 2005. Overfishing of inland waters. *BioScience* 55: 1041-1051.
- Andersson G. Granéli W. & Stevenson J. 1988. The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. *Hydrobiologia* 170: 267-284.
- Anonyymi 2007a. <http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=230081&lan=fi>. Luettu 3.4.2008.
- Anonyymi 2007b. Jyväsjärven kunnostaminen –hanke. Loppuraportti, moniste.
- Appelberg M. (toim.) 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. Fiskeriverket, Göteborg.
- Auvinen H. 1987. Growth, mortality and management of whitefish (*Coregonus lavaretus* L.), vendace (*Coregonus albula* L.), roach (*Rutilus rutilus* L.) and perch (*Perca fluviatilis* L.) in Lake Pyhäjärvi (Karelia). *Finnish. Fish. Res.* 8: 38-47.
- Bagenal T.B. & Tesch F.W. 1978. Age and growth. Teoksessa: Bagenal T.B. (toim.): *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. Blackwell, Oxford, 101-136.
- Barthelmes D. 1983. Effects of eutrophication and fisheries management on fish faunas of cyprinid lakes. *Rocz. Nauk Roln., ser. H* 100: 31-44.
- Benndorf J. & Kamjunke N. 1999. Anwenderrichtlinie Biomanipulation am Beispiel der Talsperre Bautzen. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Eigenverlag, Dresden.
- Benndorf J., Böing W., Koop J. & Neubauer I. 2002. Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. *Freshwat. Biol.* 47: 2282-2295.
- Berg S., Jeppesen E. & Søndergaard M. 1997. Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool I. Effects on the fish population in Lake Lyng, Denmark. *Hydrobiologia* 342/343: 311-318.
- Bradrand Å., Faafeng B.A. & Nilssen J.P.M. 1990. Relative importance of phosphorus supply to phytoplankton production: fish excretion versus external loading. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 364-372.
- Breukelaar A.W., Lammens E.H.R.R., Breteler J.G.P.K. & Tatrai I. 1994. Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshwat. Biol.* 32: 113-121.
- Carpenter S.R., Kitchell J.F. & Hodgson J.R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35: 634-639.
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N. & Smith V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8: 559-568.
- Colby P.J., Spangler G.R., Hurley D.A. & McCombie A.M. 1972. Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 29: 975-983.
- Craig J.F., Kipling C., Le Cren E.D. & McCormack J.C. 1979. Estimates of the numbers, biomass and year-class strengths of perch (*Perca fluviatilis* L.) in windermere from 1967 to 1977 and some comparisons with earlier years. *J. Anim. Ecol.* 48: 315-325.
- Diehl S. 1988. Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. *Oikos* 53: 207-214.
- Drenner R.W. & Hambright K.D. 1999. Biomanipulation of fish assemblages as a lake restoration technique. *Arch. Hydrobiol.* 146: 129-165.
- Forney J.L. 1977. Evidence of inter- and intraspecific competition as factors regulating walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) biomass in Oneida Lake, New York. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 1812-1820.

- Granberg K. & Lappalainen M. 1974. Jyväsjärven limnologiset tutkimukset vuosina 1969–1973. Jyväskylän hydrobiologinen tutkimuslaitos.
- Green R.H. 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologist*. Wiley, Chichester.
- Hamley J.M. 1975. Review of gillnet selectivity. *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 1943-1969.
- Hansson L.A., Annadotter H., Bergman E., Hamrin S.F., Jeppesen E., Kairesalo T., Luokkanen E., Nilsson P.Å., Søndergaard M. & Strand J. 1998. Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1: 558-574.
- Horppila J. 1994. The diet and growth of roach (*Rutilus rutilus* (L.)) in Lake Vesijärvi and possible changes in the course of biomanipulation. *Hydrobiologia* 294: 35-41.
- Horppila J. & Kairesalo T. 1990. A fading recovery: role of roach (*Rutilus rutilus* L.) in maintaining high algal productivity and biomass in Lake Vesijärvi, southern Finland. *Hydrobiologia* 200/201: 153-165.
- Horppila J., Peltonen H., Malinen T., Luokkanen E. & Kairesalo T. 1998. Top-down or bottom-up effects by fish: issues of concern in biomanipulation of lakes. *Restor. Ecol.* 6: 20-28.
- Horppila J. & Nurminen L. 2003. Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenvesi (southern Finland). *Water Res.* 37: 4468-4474.
- Hrbáček J. 1958. Typologie und produktivität der teirchartigen gewässer. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 13: 394-399.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Kristensen P., Søndergaard M., Mortensen E., Sortkjaer O. & Olrik K. 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia* 200/201: 219-227.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Søndergaard M., Lauridsen T. & Landkildehus F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshw. Biol.* 45: 201-218.
- Kairesalo T., Laine S., Luokkanen E., Malinen T. & Keto J. 1999. Direct and indirect mechanisms behind successful biomanipulation. *Hydrobiologia* 395: 99-106.
- Kennedy W.A. 1951. The relationship of fishing effort by gillnets to the interval between lifts. *J. Fish. Res. Board Can.* 8: 264-274.
- Keränen J. 2001. Jyväsjärven tilan kehitys 1840-2000 – pilaantumisen ja elpymisen aikakaudet. Pro -gradu tutkielma, Jyväskylän yliopisto, bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Kjellman J., Lappalainen J. & Urho L. 2001. Influence of temperature on size and abundance of age-0 perch and pikeperch. *Fish. Res.* 53: 47-56.
- Koli L. 1990. *Suomen kalat*. WSOY, Porvoo.
- Korhonen P. & Nyberg K. 2001. Rusutjärven ja Tuusulanjärven hauenpoikastutkimukset vuosina 1998-2001. Uudenmaan ympäristökeskus. Uudenmaan ympäristökeskuksen monisteita 89.
- Kurkilahti M. 1999. Nordic multimesh gillnet robust gear for sampling fish populations. Väitöskirja, Turun yliopisto, biologian laitos.
- Kurkilahti M. & Rask M. 1999. Verkkokoekalastukset. Teoksessa: Böhling P. & Rahikainen M. (toim.), *Kalataloustarkkailu – periaatteet ja menetelmät*. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki, 151-161.
- Kurttila I. 1981. Keski-Suomen järvien kalakannoista ja eri lajien suhteesta vesien likaantumiseen koekalastustulosten perusteella. Keski-Suomen läänin kalataloussuunnittelu. Jyväskylän yliopisto. Väkiraportti 1. *Hydrobiologian tutkimuskeskuksen tiedonantoja* 100: 1-72.

- Lappalainen J., Dörner H. & Wysujack K. 2003. Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)). *Ecol. Freshwat. Fish* 12: 95-106.
- Mannio J., Räike A. & Vuorenmaa J. 2000. Finnish lake survey 1995: regional characteristics of lake chemistry. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 362-367.
- Mazumder A. 1994. Phosphorus-chlorophyll relationships under contrasting herbivory and thermal stratification: predictions and patterns. *Arc. Hydrobiol.* 125: 1-24.
- Meijer M.L., de Boois I., Scheffer M., Portielje R. & Hosper H. 1999. Biomanipulation in shallow lakes in the Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia* 409: 13-30.
- Meriläinen J.J., Hynynen J., Palomäki A., Mäntykoski K. & Witick A. 2003. Environmental history of an urban lake: a paleolimnological study of Lake Jyväsjärvi, Finland. *J. Paleolimnol.* 30: 387-406.
- Moss B., Madgwick J. & Philips G. 1996. *A guide to the restoration of nutrient enriched shallow lakes*. Environment agency, Broads authority.
- Niederholzer R. & Hofer R. 1980. The feeding of roach (*Rutilus rutilus* L.) and rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.). I. Studies on natural population. *Ekol. Pol.* 28: 45-49.
- Nyberg K. 1998. Rääringinjärven särjen kasvatutkimus - tehokalastuksen vaikutus särjen kasvuun vuonna 1996 tehdyn poistopyynnin perusteella. Länsi-Suomen ympäristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut 84.
- Olin M. 2005. Fish communities in South-Finnish lakes and their responses to biomanipulation assessed by experimental gillnetting. Väitöskirja, Helsingin yliopisto, bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Olin M. & Ruuhijärvi J. 2002. Rehevöityneiden järvien hoitokalastuksien vaikutukset. Vuosiraportti 2001. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. *Kala- ja riistaraportteja* 262.
- Olin M., Rask M., Ruuhijärvi J., Kurkilahti M., Ala-Opas P. & Ylönen O. 2002. Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along trophic gradient. *J. Fish Biol.* 60: 593-612.
- Olin M. & Malinen T. 2003. Comparison of gillnet and trawl in diurnal fish community sampling. *Hydrobiologia* 506-509: 443-449.
- Olin M. & Ruuhijärvi J. 2004. Tuusulanjärven ja Rusutjärven ravintoketjukunnostuksen kalatutkimuksia vuosina 2000-2003. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. *Kala- ja riistaraportteja* 324.
- Olin M., Kurkilahti M., Peitola P. & Ruuhijärvi J. 2004. The effects of fish accumulation on the catchability of multimesh gillnet. *Fish. Res.* 68: 135-147.
- Olin M., Rask M., Ruuhijärvi J., Keskitalo J., Horppila J., Tallberg P., Taponen T., Lehtovaara A. & Sammalkorpi I. 2006. Effects of biomanipulation on fish and plankton communities in ten eutrophic lakes in southern Finland. *Hydrobiologia* 553: 67-88.
- Palomäki A. (toim.) 2004. Jyväsjärven hoito- ja kunnostussuunnitelma. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus, moniste.
- Paloniemi M. 2008. Verkkokoekalastus kalakantojen arviointimenetelmänä - pyynnin keston ja vuorokaudenajan vaikutus. Pro -gradu tutkielma, Jyväskylän yliopisto, bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Peltonen H. & Ruuhijärvi J. 1996. Kuhasta ei ole yksin ravintoketjun kunnostajaksi. *Suomen kalastuslehti* 103 (7-8): 18-21.
- Persson L., Andersson G., Hamrin S.F. & Johansson L. 1988. Predator regulation and primary production along the productivity gradient of temperate lake ecosystems. Teoksessa:

- Carpenter S.R. (toim.), *Complex interactions in lake communities*. Springer, New York, 45-65.
- Persson L. & Greenberg L.A. 1990. Juvenile competitive bottlenecks: The perch (*Perca fluviatilis*) - roach (*Rutilus rutilus*) interaction. *Ecology* 71: 44-56.
- Persson L., Diehl S., Johansson L., Andersson G. & Hamrin S. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes-patterns and the importance of size-structured interactions. *J. Fish Biol.* 38: 281-293.
- Post J.R., Rudstam L.G., Schael D.M. & Luecke C. 1992. Pelagic planktivory by larval fishes in Lake Mendota. Teoksessa: Kitchell J.F. (toim.), *Food web management: a case study of Lake Mendota*. Springer-Verlag, New York, 303-317.
- Radke R.J. & Gaupisch A. 2005. Effects of phytoplankton-induced turbidity on predation success of piscivorous Eurasian perch (*Perca fluviatilis*): possible implications for fish community structure in lakes. *Naturwissenschaften* 92: 91-94.
- Rahikainen M. 1999. Kalakannan runsauden arviointi yksikkösaaliin perusteella. Teoksessa: Böhling P. & Rahikainen M. (toim.), *Kalataloustarkkailu - periaatteet ja menetelmät*, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki, 161-169.
- Raitaniemi J., Nyberg K. & Torvi I. 2000. *Kalojen iän ja kasvun määrittäminen*, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki.
- Ranta E., Rita H. & Kouki J. 1997. *Biometria - tilastotiedettä ekologeille*. 6. painos. Yliopistopaino, Helsinki.
- Rask M. 1983. Differences in growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) in two small forest lakes. *Hydrobiologia* 101: 139-144.
- Rask M., Olin M., Keskitalo J. Lehtovaara A., Ruuhijärvi J. & Vesala S. 2003. Responses of plankton and fish communities to mass removal of planktivorous fish in two-basin lake in southern Finland. *Hydrobiologia* 506-509: 451-457.
- Romare P. & Bergman E. 1999. Juvenile fish expansion following biomanipulation and its effect on zooplankton. *Hydrobiologia* 404: 89-97.
- Saarijärvi E. & Sammalkorpi I. 2005. Kunnostustarpeen määrittäminen. Teoksessa: Ulvi T. & Lakso E. (toim.), *Järvien kunnostus ja hoito*. Edita Prima Oy, Helsinki, 61-74.
- Sairanen S. 2006. Pohjois-Päijänteen hoitokalastushanke. Koekalastustulokset vuosilta 2001-2006. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus, väliraportti.
- Sakomaa V., Urpanen O., Syrjänen J., Marjomäki T., Keskinen T., Alaja H. & Karjalainen J. 2008. Tehokalastuksen vaikutus muikun (*Coregonus albula*) ja siian (*Coregonus lavaretus*) poikasmääriin Pohjois-Päijänteellä. Teoksessa: Salo H. (toim.) *Pohjois-Päijänteen ja Jyväsjärven kehittäminen – kalataloudellinen kunnostus*.
- Salonen K., Karjalainen J., Högmander P., Keskinen T., Huttula T. & Palomäki A. 2005. Recovery of Lake Jyväsjärvi after pollution by municipal and industrial waste waters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 619-622.
- Sammalkorpi I., Keto J., Kairesalo T., Luokkanen E., Mäkelä M., Vääriskoski J. & Lammi E. 1995. Vesijärvi- ja järvihoito 1987-1994, ravintoketjukurin kunnostus, tutkimukset ja toimenpitekokeilut. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja*, sarja A 218.
- Sammalkorpi I. & Horppila J. 2005. Ravintoketjukurin kunnostus. Teoksessa: Ulvi T. & Lakso E. (toim.), *Järvien kunnostus ja hoito*. Edita Prima Oy, Helsinki, 169-189.
- Sarvala J., Helminen H. & Hirvonen A. 1994. The effect of intensive fishing on fish populations in Lake Pyhäjärvi, south-west Finland. Teoksessa: Cowx I.G. (toim.), *Rehabilitation of freshwater fisheries*, University of Hull, U.K., 77-89.



- Sarvala J. & Helminen H. 1996. Year-class fluctuations of perch (*Perca fluviatilis*) in Lake Pyhäjärvi, south-west Finland. *Ann. Zool. Fennici*. 33: 389-396.
- Sarvala J., Helminen H. & Karjalainen J. 2000. Restoration of Finnish lakes using fish removal: changes in the chlorophyll-phosphorus relationship indicates multiple control mechanism. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 1-7.
- Scheffer M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, Lontoo.
- Seda J., Hejzlar J. & Kubecka J. 2000. Trophic structure of nine Czech reservoirs regularly stocked with piscivorous fish. *Hydrobiologia* 429: 141-149.
- Shapiro J., Lamarra V. & Lynch M. 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. Teoksessa: Brezonik P.L. & Fox J.L. (toim.), *Water quality management through biological control*, University of Florida, Gainesville, 85-96.
- Skov C., Perrow M.R., Berg S. & Skovgaard H. 2002. Changes in the fish community and water quality during seven years of stocking piscivorous fish in shallow lake. *Freshwat. Biol.* 47: 2388-2400.
- Svärdson G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Report of the Institute of Freshwater Research Drottningholm* 56: 144-171.
- Tammi J. 1996. Rehevöitymisen vaikutukset kaloihin, kalakantoihin ja kalastukseen. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. *Kalatutkimuksia* 103.
- Tammi J., Lappalainen A., Mannio J., Rask M. & Vuorenmaa J. 1999. Effects of eutrophication on fish and fisheries in Finland lakes: a survey based on random sampling. *Fish. Manage. Ecol.* 6: 173-186.
- Tolonen K.T., Karjalainen J., Staff S. & Leppä M. 2000. Individual and population-level food consumption by cyprinids and percids in mesotrophic lake. *Ecol. Freshwat. Fish* 9: 153-162.
- Townsend C.R. & Risebow A.J. 1982. The influence of light level on the functional response of a zooplanktivorous fish. *Oecologia* 53: 293-295.
- Tuhkanen J. 2001. Jyväsjärven kalaston rakenne yleiskatsausverkkokalastuksen perusteella. Pro - gradu tutkielma, Jyväskylän yliopisto, bio- ja ympäristötieteiden laitos.
- Tuunainen P. 1970. Päijänteen kalataloustutkimus. Alustava tutkimuslaskelma ja hoitosuunnitelma I. -Jyväskylän hydrobiologinen tutkimuslaitos. Tiedonantoja 7.
- Underwood A.J. 1991. Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 42: 569-587.
- Winfield I.J. 1986. The influence of simulated aquatic macrophytes on the zooplankton consumption rate of the juvenile roach, *Rutilus rutilus*, rudd, *Scardinius erythrophthalmus* and perch, *Perca fluviatilis*. *J. Fish Biol.* 29: 37-48.
- Wysujack K., Kasprzak P., Laude U. & Mehner T. 2002. Management of a pikeperch stock in a long-term biomanipulated stratified lake: efficient predation vs. low recruitment. *Hydrobiologia* 479: 169-180.

Liite 1. Ahvenen kokonais- ja vyöhykekohtaiset yksikkösaaliit (g ja kpl/verkkovrk) vuosina 2001-2006 tutkimusjärvittäin.

Järvi	Pyyntivuosi	Vyöhyke				$\bar{X}$
		Ranta	Väli	Pinta	Pohja	
Jyväsjärvi	2001	908 g/52 kpl	1007 g/70 kpl	349 g/19 kpl	621 g/36 kpl	657 g/41 kpl
	2002	1830 g/114 kpl	1180 g/70 kpl	1193 g/95 kpl	31 g/2 kpl	859 g/59 kpl
	2003	1001 g/77 kpl	3396 g/215 kpl	764 g/49 kpl	23 g/3 kpl	1234 g/80 kpl
	2004	1199 g/84 kpl	725 g/54 kpl	915 g/57 kpl	182 g/10 kpl	647 g/43 kpl
	2005	1361 g/72 kpl	1383 g/81 kpl	232 g/18 kpl	136 g/7 kpl	595 g/35 kpl
	2006	2572 g/131 kpl	1295 g/50 kpl	2827g/197 kpl	206 g/8 kpl	1541 g/91 kpl
Tuomiojärvi	2001	638 g/50 kpl	-/-	575 g/52 kpl	887 g/69 kpl	698 g/57 kpl
	2002	1444 g/166 kpl	-/-	1746 g/165 kpl	2076 g/170 kpl	1775 g/167 kpl
	2003	1225 g/106 kpl	-/-	269 g/28 kpl	1909 g/141 kpl	1087 g/88 kpl
	2004	1528 g/135 kpl	-/-	752 g/84 kpl	189 g/16 kpl	775 g/75 kpl
	2005	808 g/71 kpl	-/-	585 g/45 kpl	1475 g/107 kpl	948 g/73 kpl
	2006	904 g/79 kpl	-/-	673 g/43 kpl	961 g/92 kpl	834 g/69 kpl
Alvajärvi	2001	367 g/23 kpl	-/-	40 g/3 kpl	476 g/20 kpl	318 g/16 kpl
	2002	1053 g/82 kpl	-/-	454 g/46 kpl	1171 g/54 kpl	925 g/58 kpl
	2003	645 g/41 kpl	-/-	82 g/6 kpl	124 g/7 kpl	236 g/15 kpl
	2004	545 g/29 kpl	-/-	189 g/10 kpl	349 g/25 kpl	347 g/21 kpl
	2005	606 g/34 kpl	-/-	55 g/3 kpl	211 g/8 kpl	258 g/13 kpl
	2006	597 g/29 kpl	-/-	264 g/17 kpl	490 g/20 kpl	447 g/21 kpl
Patajärvi	2001	380 g/22 kpl	-/-	100 g/4 kpl	400 g/17 kpl	341 g/15 kpl
	2002	556 g/16 kpl	-/-	267 g/16 kpl	268 g/10 kpl	300 g/12 kpl
	2003	242 g/11 kpl	-/-	63 g/2 kpl	249 g/16 kpl	213 g/13 kpl
	2004	290 g/14 kpl	-/-	24 g/3 kpl	108 g/5 kpl	112 g/6 kpl
	2005	358 g/14 kpl	-/-	169 g/7 kpl	89 g/7 kpl	134 g/8 kpl
	2006	964 g/57 kpl	-/-	255 g/8 kpl	2 g/0 kpl	156 g/8kpl

Liite 2. Särjen kokonais- ja vyöhykekohtaiset yksikkösaaliit (g ja kpl/verkkovrk) vuosina 2001-2006 tutkimusjärvittäin.

Järvi	Pyyntivuosi	Vyöhyke				
		Ranta	Väli	Pinta	Pohja	$\bar{X}$
Jyväsjärvi	2001	1702 g/31 kpl	1355 g/26 kpl	436 g/8 kpl	488 g/14 kpl	798 g/17 kpl
	2002	1393 g/21 kpl	544 g/10 kpl	803 g/18 kpl	60 g/0 kpl	538 g/10 kpl
	2003	2485 g/106 kpl	2047 g/43 kpl	1003 g/19 kpl	51 g/1 kpl	1085 g/26 kpl
	2004	1974 g/29 kpl	1210 g/33 kpl	509 g/8 kpl	13 g/0 kpl	649 g/14 kpl
	2005	1778 g/35 kpl	341 g/4 kpl	293 g/13 kpl	47 g/1 kpl	345 g/8 kpl
	2006	2422 g/46 kpl	323 g/2 kpl	963 g/17 kpl	43 g/0 kpl	610 g/10 kpl
Tuomiojärvi	2001	2018 g/57 kpl	-/-	1781 g/68 kpl	964 g/32 kpl	1569 g/53 kpl
	2002	1585 g/54 kpl	-/-	2492 g/95 kpl	1140 g/46 kpl	1785 g/67 kpl
	2003	1905 g/59 kpl	-/-	1182 g/37 kpl	1660 g/46 kpl	1543 g/46 kpl
	2004	2210 g/65 kpl	-/-	1648 g/47 kpl	118 g/3 kpl	1425 g/41 kpl
	2005	2167 g/74 kpl	-/-	1358 g/44 kpl	658 g/30 kpl	1343 g/48 kpl
	2006	2297 g/82 kpl	-/-	1758 g/94 kpl	1609 g/83 kpl	1855 g/ 87 kpl
Alvajärvi	2001	1280 g/55 kpl	-/-	273 g/13 kpl	275 g/11 kpl	515 g/22 kpl
	2002	1926 g/79 kpl	-/-	522 g/43 kpl	22 g/1 kpl	629 g/33 kpl
	2003	1813 g/79 kpl	-/-	271 g/17 kpl	48 g/2 kpl	537 g/25 kpl
	2004	1405 g/42 kpl	-/-	558 g/33 kpl	262 g/20 kpl	625 g/29 kpl
	2005	1191 g/46 kpl	-/-	291 g/13 kpl	33 g/1 kpl	388 g/15 kpl
	2006	1978 g/80 kpl	-/-	906 g/53 kpl	208 g/6 kpl	843 g/38 kpl
Patajärvi	2001	472 g/31 kpl	-/-	349 g/40 kpl	38 g/3 kpl	145 g/13 kpl
	2002	565 g/40 kpl	-/-	262 g/19 kpl	106 g/6 kpl	186 g/12 kpl
	2003	223 g/13 kpl	-/-	81 g/8 kpl	165 g/12 kpl	155 g/11 kpl
	2004	275 g/18 kpl	-/-	345 g/28 kpl	265 g/22 kpl	281 g/23 kpl
	2005	296 g/19 kpl	-/-	377 g/32 kpl	11 g/1 kpl	112 g/8 kpl
	2006	451 g/24 kpl	-/-	212 g/12 kpl	6 g/0 kpl	94 g/5 kpl

Liite 3. Lahnan kokonais- ja vyöhykekohtaiset yksikkösaaliit (g ja kpl/verkkovrk) vuosina 2001-2006 tutkimusjärvittäin.

Järvi	Pyyntivuosi	Vyöhyke				
		Ranta	Väli	Pinta	Pohja	$\bar{X}$
Jyväsjärvi	2001	179 g/2 kpl	0 g/0 kpl	9 g/0 kpl	49 g/0 kpl	33 g/0 kpl
	2002	253 g/1 kpl	0 g/0 kpl	122 g/1 kpl	0 g/0 kpl	60 g/1 kpl
	2003	429 g/3 kpl	34 g/0 kpl	42 g/0 kpl	0 g/0 kpl	57 g/0 kpl
	2004	84 g/0 kpl	213 g/8 kpl	0 g/0 kpl	0 g/0 kpl	63 g/2 kpl
	2005	78 g/0 kpl	0 g/0 kpl	0 g/0 kpl	40 g/0 kpl	19 g/0 kpl
	2006	639 g/2 kpl	0 g/0 kpl	46 g/1 kpl	0 g/0 kpl	66 g/0 kpl
Tuomiojärvi	2001	420 g/3 kpl	-/-	26 g/0 kpl	270 g/2 kpl	217 g/2 kpl
	2002	1760 g/12 kpl	-/-	200 g/2 kpl	921 g/9 kpl	873 g/7 kpl
	2003	785 g/5 kpl	-/-	29 g/0 kpl	822 g/9 kpl	505 g/5 kpl
	2004	1703 g/11 kpl	-/-	68 g/1 kpl	0 g/0 kpl	603 g/4 kpl
	2005	369 g/3 kpl	-/-	145 g/0 kpl	332 g/3 kpl	270 g/2 kpl
	2006	584 g/5 kpl	-/-	96 g/1 kpl	579 g/5 kpl	394 g/3 kpl
Alvajärvi	2001	82 g/2 kpl	-/-	0 g/0 kpl	11 g/0 kpl	24 g/0 kpl
	2002	512 g/7 kpl	-/-	110 g/7 kpl	54 g/1 kpl	180 g/4 kpl
	2003	430 g/3 kpl	-/-	164 g/2 kpl	0 g/0 kpl	153 g/1 kpl
	2004	5 g/0 kpl	-/-	0 g/0 kpl	163 g/1 kpl	76 g/0 kpl
	2005	113 g/2 kpl	-/-	11 g/0 kpl	204 g/4 kpl	124 g/2 kpl
	2006	508 g/5 kpl	-/-	0 g/0 kpl	53 g/1 kpl	146 g/2 kpl
Patajärvi	2001	10 g/1 kpl	-/-	2 g/0 kpl	30 g/1 kpl	22 g/1 kpl
	2002	0 g/0 kpl	-/-	112 g/1 kpl	11 g/0 kpl	29 g/0 kpl
	2003	39 g/1 kpl	-/-	4 g/1 kpl	193 g/4 kpl	140 g/3 kpl
	2004	9 g/0 kpl	-/-	0 g/0 kpl	0 g/0 kpl	1 g/0 kpl
	2005	7 g/1 kpl	-/-	21 g/1 kpl	3 g/0 kpl	7 g/0 kpl
	2006	194 g/3 kpl	-/-	0 g/0 kpl	0 g/0 kpl	21 g/0 kpl