

Pro gradu -tutkielma

**Vastakuoriutuneiden mäteispoikasten esiintyvyys
Keski-Suomen karuissa järvissä**

Topi Väkevä



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

21.06.2023

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Akvaattisten tieteiden maisteriohjelma

Väkevä Topi V. K. Vastakuoriutuneiden mateenpoikasten esiintyvyys
Keski-Suomen karuissa järvissä
Pro gradu tutkielma: 31 s.
Työn ohjaajat: Dosentti Timo Marjomäki ja Professori Juha
Karjalainen
Tarkastajat: Dosentti Timo Marjomäki ja Olli Urpanen FT
06.2023

Hakusanat: Kalanpoikaset, toukkavaihe, turskakalat, rantavesi, ulappa, päällysvesi

Made (*Lota lota*) on pohjoisella pallonpuoliskolla ainoa makeassa vedessä elävä turskakala. Made on lisätty Suomessa silmälläpidettävien lajien listalle vuonna 2019 heikenneiden kantojen vuoksi. Made kutee pääosin talvella matalikoille ja rannoille, mutta osa populaatioista voi kutea keväällä syvänteissä. Tässä tutkimuksessa selvitettiin mateenpoikastiheyksien sekä ajallisia ja alueellisia muutoksia että eroavaisuuksia. Aineisto koostui siikakalojen poikasten tarkkailun ohessa kertyneestä aineistosta vuosilta 1999–2020. Tutkimusjärvinä toimivat Konnevesi, Puula ja Päijänteen Tehinselkä. Näytteitä kerättiin ranta-alueen matalimmasta vyöhykkeestä putkihaavilla ja syvemmillä ranta-alueilla sekä ulapoilla bongo-haaveilla. Näytteet säilöttiin formaliini-etanoliseokseen ja käsiteltiin myöhemmin laboratoriossa. Aineisto analysoitiin muun muassa yhden ja useamman muuttujan varianssianalyysillä sekä Spearmanin korrelaatioanalyysillä. Tutkimuksessa selvisi, että mateenpoikasia esiintyy eniten kaikkien järvien matalimmassa rantavyöhykkeessä. Syvyysvyöhykkeiden poikastiheyksien väliset korrelaatiot kuitenkin vaihtelivat järviakohtaisesti. Näyteruutujen välillä havaittiin merkitseviä eroja poikastiheyksissä. Runsaimmin poikasia esiintyi ruuduilla, jotka olivat habitaatiltaan suojaisia lahtia. Vuosittaiset poikastiheydet vaihtelivat suuresti järvien sisällä, ja tämän lisäksi itse ruutukohtaisissa poikastiheyksissä oli myös runsasta vuosien välistä vaihtelua. Vuotuisissa matalimman vyöhykkeen poikastiheyksissä havaittiin Konneveden ja Puulan välillä merkitsevää assosiaatiota, kun taas ulapan poikastiheydessä merkitsevää assosiaatiota havaittiin vain Puulan ja Tehinselän välillä. Mielenkiintoista tuloksissa oli, ettei järvien ulapoiden ja matalimpien vyöhykkeiden suhteellisissa poikastiheyksissä havaittu merkitsevää eroa, vaan suhteelliset tiheydet olivat jopa samankaltaisia. Tuloksista saatiin suuntaa mahdolliselle tavalle tehdä mateenpoikastarkkailuita, mutta tulosten ja muuttujien varmistamiseksi lisätutkimus olisi hyväksi.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Biological and Environmental Science
Aquatic Sciences

Väkevä Topi V. K. Occurrence of burbot larvae in oligotrophic lakes of
Middle Finland
MSci Thesis 31 p.
Supervisors: Dosentti Timo Marjomäki and Professori Juha
Karjalainen
Tarkastajat: Dosentti Timo Marjomäki and Olli Urpanen FT
06.2023

Keywords: gadidae, fish, fish stocks, littoral zone, pelagic zone, epilimnion

Burbot (*Lota lota*) is the sole freshwater species of gadiform family that lives in northern hemisphere. In Finland Burbot was declared vulnerable as burbot stocks have decreased significantly. Burbot generally spawns in shallows during winter, however some populations have been shown to spawn in lake basins during spring. This a study about the evolution of burbot larvae occurrence both temporal and spatial changes and differences between groups. The data was collected during 1999–2020 while tracking of *Coregonus* larvae as they have similar habitat in larval stage. Research lakes were lake Konnevesi, lake Puula and Tehinselkä of lake Päijänne. Samples were collected from both littoral and epilimnion of the pelagic zone. Most samples were taken by boat using bongonets, however shallow water (0–0,5 m) samples were taken by foot by using pipe-net. All samples were preserved in formalin-ethanol mixture for later analysis in a laboratory. The data was then analyzed using single and multiple variable variance analysis and Spearman's correlation analysis. Results showed that in all lakes burbot were the most abundant in the shallowest part of the littoral zone. At the same time, burbot larvae densities at different sample depths correlated very differently depending on the lake. Larvae densities at different sampling sites showed significant variances. Larvae were most abundant in coves that were sheltered from winds and currents. Both total larvae density and density at sampling sites varied greatly between the years. Correlation was found between larvae densities of the shallowest sample depth of lake Konnevesi and lake Puula. Correlation between larvae densities of pelagic zone between Lake Puula and Tehinselkä. Intriguingly all research lakes seemed to have the similar percentage of larvae in the pelagic zone when compared to the most abundant part, the shallowest part of the littoral zone. Overall, results give inside to possible new way to monitor burbot larvae occurrence, however more studies are required to confirm results and background variables that cause variation in different lakes.

SISÄLLYSLUETTELO

1	JOHDANTO	1
2	AINEISTO JA MENETELMÄT	3
	2.1 Aineisto ja aineiston keruu	3
	2.2 Tutkimusalueet	6
	2.3 Tilastolliset menetelmät	7
3	TULOKSET	8
	3.1 Poikastiheydet järvikohtaisesti erisyvyysvyöhykkeissä	9
	3.1.2 Jäidenlähden ja näytteenoton välisen ajan vaikutus eri syvyysvyöhykkeiden tuloksiin	13
	3.2 Poikastiheyksien erot näyteruutujen välillä järvien sisällä	14
	3.3 Poikastiheyksien erot järvien välillä	21
4	TULOSTEN TARKASTELU	24
5	PÄÄTELMÄT	27
	KIITOKSET	28
	KIRJALLISUUSLUETTELO	29

1 JOHDANTO

Made (*Lota lota*) on pohjoisella pallonpuoliskolla ainoa turskakalojen lahkoon edustaja, joka elää makeissa sisävesissä (McPhail ja Paragamian 2000). Sen on todettu pärjäävän myös murtovesissä (Pulliainen ym. 1992). Korkeissa suolapitoisuuksissa murtovesissä elävät mateet ovat kuitenkin joko steriilejä tai eivät saavuta sukukypsyyttä lainkaan (Pulliainen & Korhonen 1990). Matalissa suolapitoisuuksissa mateet kuitenkin kykenevät vielä lisääntymään, kuten Kyröjoen suistossa (Kjellman ja Hud 1995, Kjellman 2003). Made tunnetaan erityisesti syvissä vesissä viihtyvänä lajina, mutta sitä tavataan myös aika ajoin joissa ja puroissa (Scott ja Crossman 1973).

Pohjoisessa elävät mateet tulevat sukukypsiksi 4–7-vuotiaina (Chen 1969, Evansons 1990). Made kutee yleensä talvisin veden lämpötilan ollessa 1–4 °C (Bonar ym. 2000). Kutu sijoittuu yleensä tammi-maaliskuulle, mutta se voi viivästyä veden lämpötilan noustessa (Kouril ym. 1985). Mateen mätimunat selviytyvät parhaiten, kun veden lämpötila on alle kaksi Celsius-astetta (Kouril ym. 1985). Järvissä made suosii kutupaikkanaan matalia hiekka- ja sorarantoja (Chen 1969, Boag 1989), kun taas joissa kutevat mateet puolestaan eivät ole niin nirsoja pohjan laadun suhteen, mutta suosivat erityisesti hitaasti virtaavia paikkoja (Breeser ym. 1988). Suurissa ja syvissä järvissä, kuten Huron- ja Michigan järvissä, mateiden on myös todettu kutevan järvien syvänteissä harppauskerroksen alapuolella (Jude ym. 2013). Syvänteissä kutu tapahtuu huhti-kesäkuussa eli huomattavasti myöhemmin kuin matalikoilla (Jude ym. 2013). Myös Euroopassa on havaittu vastaavaa Bodenjärvessä, jossa mateet kutevat 40–120 m syvyydessä helmi-huhtikuussa (Hirning 2006; ref. Probst 2008). Suomessa Etelä-Konneveden syvänteissä on havaittu mateita, jotka kutevat maalishuhtikuussa, joskin ei ole vielä varmuutta kutevatko ne syvänteissä vai matalikoilla (Marjomäki, ym. 2022). Pohjoismaissa made on hidaskasvuinen, etenkin mitä pohjoisemmaksi mennään (Lehtonen 1973, Eloranta 1982, Marjomäki ym. 2022), ja turskakaloille tyypilliseen tapaan se tuottaa kerralla suuret määrät mätimunia, riippuen kalan koosta ja elinympäristöstä (Boag 1989). Mätimunien määrä per naaraskala vaihtelee reilun 6000 ja 3,5 miljoonan välillä (Miller 1970, Roach ja Evanson 1993).

Madekannat ovat heikentyneet vuosien mittaan muun muassa liiallisen kalastuksen, veden laadun heikkenemisen, ilmaston lämpenemisen, elinympäristöjen ja erityisesti kutupaikkojen häirinnän seurauksena (Wocher ym. 2013). Tämän vuoksi on erityisen tärkeää saada lisää tietoa itse madekannoista, niiden lisääntymisestä ja erityisesti poikaskantojen tämänhetkisestä tilanteesta eri vesistöissä. Made on luokiteltu Suomen lajien uhanalaisuusraportissa silmälläpidettäväksi ilmastonmuutoksesta ja kemiallisista haittavaikutuksista johtuvan populaatioiden heikkenemisen vuoksi (Hyvärinen ym. 2019). Mateen yksikkösaaliit ovat pudonneet jo 2000-luvun alusta, mutta analysoituja tuloksia saatiin vasta 2011. Vuonna 2019 mateen yksikkösaaliiden todettiin pudonneen

alle puoleen 2000-luvun alun saaliista. Madekannat ovat heikenneet eniten Suomen merialueilla. Poikasten toukkavaihe on kalan selviytymisen kannalta kriittisintä aikaa, sillä yleensä poikasvaiheessa kuolleisuus on suurimmillaan (Fuiman ja Cowan 2003). Poikaset ovat erityisen herkkiä lämpötilan vaihtelun ja happamuuden suhteen, mutta myös kilpailu ravinnosta ja erityisesti poikasiin kohdistuva saalistus vaikuttavat kuolleisuuteen.

Pohjoismaissa vastakuoriutuneita mateenpoikasia on pian jäiden lähdön jälkeen runsaasti rantavyöhykkeessä (Eloranta 1985b, Karjalainen ym. 1998). Rannan lähetyvillä elävät vastakuoriutuneet poikaset uivat pääosin pintavedessä (Eloranta 1985b). Ruskuaispussivaiheen poikaset ovat hyvin herkkiä tuulelle ja virtauksille, ja ajautuvatkin pääosin niiden mukana.

Kasvettuaan hieman (14–20 mm pituisiksi) poikaset alkavat elää pohjan läheisyydessä, jolloin ne myös siirtyvät suojaisille rantamatalikoille, joilla ne elävät yleensä ainakin toisen kesänsä loppuun asti (Eloranta 1985a, Eloranta 1985b).

Järvissä, joissa mateiden on todettu kutevan syvänteissä, osa poikasista käy läpi lyhyen pelagisen elämänvaiheen, jolloin ne elävät ensi hetkensä ulapalla ja nousevat ravintorikkaaseen päällysveteen jo muutaman päivän ikäisenä (Fisher 1999, Hofman & Fischer 2001, Miler & Fischer 2004). Tämä toimintatapa on ehdottoman tärkeä, sillä poikasen ruskuainen hupenee nopeasti ja sen on saatava ravintoa (Miler & Fisher 2004). Samaa aikaan poikanen täyttää ilmarakkonsa ensimmäistä kertaa.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli kartoittaa mateenpoikasten esiintymistä ja tiheyttä ranta- ja ulappavyöhykkeessä suomalaisissa tutkimusjärvisissä. Tutkimusjärviksi valittiin kaksi vertailukelpoista ominaisuuksiltaan samankaltaista järveä ja yksi ominaisuuksiltaan poikkeava järvi. Järviksi valikoitui kaksi karua keskisuomalaista järveä, Puula ja Etelä-Konnevesi, sekä vähemmän karu Päijänteen Tehinselkä. Kohdejärvistä Tehinselkä on voimakkaimmin säännöstelty, Puula on lievästi säännöstelty ja Konneveettä ei säännöstellä lainkaan. Säännöstelyn aiheuttamat rajut vedenkorkeuden talvialenevat voivat aiheuttaa mädin tuhoutumisen painuvan jäämassan alla. Tehinselällä on mitattu tutkimuksen aikana suurimmillaan noin 40 cm ja jopa 68 cm talvialenema. Tutkimuksen ajallinen aineisto on kerätty vuosien 1999–2020 aikana siikkalatuutkimuksessa (Väänänen ym. 2023).

Tutkimuskysymyksinä olivat miten poikastiheydet ovat muuttuneet vuosien mittaan kohdevesistöissä ja esiintyykö ulappa- ja rantavyöhykkeiden poikastiheyksien välillä merkittävää eroa. Hypoteesi oli, että mateiden poikastiheyksissä on laskeva trendi, sillä madekantojen on todettu heikenneen Suomessa. Toinen tutkimuskysymys oli, onko poikastiheyksissä merkittäviä eroja syvyysvyöhykkeiden ja pyyntipaikkojen välillä. Hypoteesi oli, että poikastiheyksissä on eroja, sillä mateen poikasten on todettu olevan hyvin herkkiä tuulille ja virtauksille elämänsä alkuaikoina (Eloranta 1985b) Tutkimuksessa tarkasteltiin myös tutkimusjärvien välisten erojen sekä järvien sisäisten muuttujien vaikutuksia mateenpoikasten esiintyvyyteen. Tarkoitus oli

saada lisää tietoa mateen poikasten esiintyvyydestä ja tämän tiedon avulla tarvittaessa madekantoja voidaan tutkia tarkemmin ja suojella.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Aineisto ja aineiston keruu

Aineisto on Jyväskylän yliopiston siikakaloihin keskittyneen CORNET-tutkimushankkeen yhteydessä kertynyttä mateenpoikasaineistoa vuosilta 1999–2020. Tutkimusjärvet olivat Etelä-Konnevesi, Puula sekä Päijänteen Tehinselkä (Kuva 4). Kustakin järvestä on otettu näytteitä sekä ranta- että ulappakohteista. Rantaruutuja kullakin järvellä oli 20 ja ulapparuutuja 10 (Karjalainen ym. 2019, Väänänen ym. 2023). Ruudut ovat pysyneet samoina vuodesta 2010 lähtien. Tätä ennen osa ruuduista on vaihdellut vuoden mukaan. Etelä-Konnevedellä on tehty useimpina vuosina myös toinen näytteenotto, noin kaksi viikkoa ensimmäisen jälkeen. Lisäksi aineisto on ”semikvantitatiivinen”, koska muikun ja siian poikasten pyynnissä käytettyjen haavien silmäharvuus (500 µm) on harvahko siikakalojen poikasia (kuoriutumiskoko 7–10 mm) huomattavasti pienemmille mateenpoikasille (4–5 mm). Todennäköisesti osa mateenpoikasista kulkeutuu havasten läpi. Konneveden toisen näytteenoton aikaan mateenpoikaset ovat puolestaan voineet kasvaa jo sen verran isoiksi, etteivät ne pääse havasten läpi.

Poikasnäytteiden keruu aloitettiin mahdollisimman pian jäiden lähdön jälkeen. Rantakohteiden näytteenotto tapahtui bongo-haaveilla (suuaukko 0,24 m²), jotka on kiinnitetty veneen eteen keulan sivuille (kuva 1). Toinen haaveista ui pintaa viistäen (0–0,3 m) ja toinen hieman syvemmällä (0,3–0,6 m). Näytteet otettiin syvyysvyöhykkeistä 2–4 m, 1–2 m ja 0,5–1 m. Syvyysvyöhykkeen 0,5–1 m näytteenotossa molemmat haavit uivat pinnassa (0–0,3 m). Kussakin syvyysvyöhykkeessä ajettiin kohderuudulla kolmen minuutin ajan niin, että koko syvyysvyöhyke saatiin katettua. Kukin veto ajettiin noin 1–2 m/s vauhdilla.



Kuva 1. Veneeseen kiinnitetyt näytteenotossa käytetyt bongohaavit. Kuva Topi Väkevä

Vedon päätyttyä kerätyt näytteet säilöttiin formaliini-etanoliseokseen. Kummankin haavin näytteet säilöttiin omaan näytepurkkiinsa, mutta 0,5–1 m näytteet laitettiin samaan näytepurkkiin, koska haavit uivat samassa syvyydessä. Näiden näytteiden tilavuus oli keskimäärin $101 \pm 23 \text{ m}^3$.

Rantakohteista kerättiin näytteet myös 0–0,5 m syvyydeltä. Näitä näytteitä kerättiin neljä kävelemällä noin 50 m matka putkihaavia (suuaukko $0,028 \text{ m}^2$) työntäen (kuva 2). 2010-luvun puolivälin jälkeen osa näytteistä kerättiin vastaavalla putkihaavilla, mutta ajamalla veneellä mahdollisimman rannassa, kävelyä vastaavaa vauhtia, mikäli ranta oli liian jyrkkä kävelyyn. Näytteet säilöttiin jälleen formaliini-etanoliseokseen, kukin näyte omaan näytepurkkiinsa. 0–0,5 m näytteiden tilavuus oli keskimäärin $1,5 \pm 1,3 \text{ m}^3$.



Kuva 2. Matalimman syvyyksinäytteen keruu putkihaavilla. Kuva Mikko Mäkinen.

Rantakohteiden lisäksi näytteitä kerättiin myös ulapalta. Ulappakohteista näytteet kerättiin samalla bongohaavimenetelmällä kuin rantakohteistakin, mutta kutakin ruutua kohden ajettiin vain yksi työntö, jonka pituus oli 10 minuuttia. Kummankin haavin näytteet säilöttiin jälleen formaliini-etanoliseokseen omiin näytekupkeihinsa. Suurin osa näytteistä kerättiin FASTER-veneellä, mutta Konnevedellä osa näytteistä on otettu HYDRA-veneellä, jolloin ulappa näytteitä kerättäessä haavit ovat uineet syvyyksillä 0–60, 70–130, 130–190 ja 200–240 cm. Näistä ainoastaan 0–60 cm syvyydeltä kerättyjä näytteitä käytettiin tutkimuksessa, sillä niistä saatiin muihin järviin ja vuosiin verrattavissa olevaa aineistoa. HYDRALLA otettiin näytteitä vuosina 2001–2003, 2005, 2007, 2009, 2011 sekä 2016.

Näytteet käytiin läpi laboratoriossa (kuva 3). Siellä muistiin kirjattiin näytepaikka ja syvyys sekä poikasten määrä lajikohtaisesti.



Kuva 3. Näytteestä laboratoriossa löytyneet mäteenkoikaset. Kuva Topi Väkevä.

2.2 Tutkimusalueet

Konneveden keskisyvyys on 10,6 m ja pinta-ala 18917,9 ha. Konneveden pH on keskimäärin 7, kokonaisfosfori 7 $\mu\text{g/l}$, (keskihajonta 2 $\mu\text{g/l}$), kokonaistyyppi 397 $\mu\text{g/l}$ (keskihajonta 72 $\mu\text{g/l}$) ja väriluku 28 mg/l (keskihajonta 13 mg/l) (Suomen ympäristökeskus, avoindata, Hertta-tietokannat, <https://www.p2.ymparisto.fi/scripts/hearts/welcome.asp>).

Puulan keskisyvyys on 9,2 ja m pinta-ala 33076,4 ha. Puulan pH on keskimäärin 7, kokonaisfosfori 8 $\mu\text{g/l}$ (keskihajonta 4 $\mu\text{g/l}$), kokonaistyyppi 616 $\mu\text{g/l}$ (keskihajonta 965 $\mu\text{g/l}$) ja väriluku 46 mg/l (keskihajonta 48 mg/l) (Suomen ympäristökeskus, avoindata, Hertta-tietokannat, <https://www.p2.ymparisto.fi/scripts/hearts/welcome.asp>). Puulan säännöstely väliksi asetetut raja-arvot ovat 94,22–94,70 m merenpinnan yläpuolella (Itä-Suomen vesioikeuden päätös 1964).

Päijänteen Tehinselän keskisyvyys on 14,1 m ja Päijänteen kokonaispinta-ala 86486,6 ha. Tehinselän pH on keskimäärin 7, kokonaisfosfori 14 $\mu\text{g/l}$ (keskihajonta 29 $\mu\text{g/l}$), kokonaistyyppi 684 $\mu\text{g/l}$ (keskihajonta 524 $\mu\text{g/l}$) ja väriluku 46 mg/l (keskihajonta 37 mg/l) (Suomen ympäristökeskus, avoindata, Hertta-tietokannat, <https://www.p2.ymparisto.fi/scripts/hearts/welcome.asp>). 2002 77,3–78,7 m merenpinnan yläpuolella (Itä-Suomen Ympäristölupavirasto 2002).

Tutkimusjärvien happamuudesta, väristä, kokonaisfosforista ja -typestä käytettiin vuosien 1999–2020 talvisten havaintojen keskiarvoja ja keskihajontoja.



Kuva 4. Kohdevesistöt (Maanmittauslaitos, Karttapaikka, Taustakarttasarja 2023).

2.3 Tilastolliset menetelmät

Näytteiden poikastiheydet ($\text{kpl}/100 \text{ m}^3$) laskettiin kaavalla: poikasten lukumäärä / virtausmittarilla arvioitu näytteenottomatka 100 metreinä * haavin suuaukon pinta-ala (m^2). Fasterilla kerätyistä ulappanäytteistä laskettiin aina pinta- ja syvähaavin keskiarvo, jotta tämä vastaisi Hydralla kerättyä näytettä syvyydeltään. Näin Konneveden ulappanäytteitä pystyttiin vertaamaan muiden järvien tuloksiin.

Aineistossa suurin osa näytteistä on mateiden suhteen tyhjiä, eli mateita ei havaittu, joten näytteen poikastiheys oli nolla ja näitä kutsuttiin nollahavainnoiksi. Nollien kokonaisuus vaihteli noin 70–85 % välillä, pienin 69 % Konneveden ensimmäisessä näytteenotossa ja 85 % Konneveden toisessa näytteenotossa. Tutkimuksessa käytettyjen testien kannalta olisi tärkeää määrittää, onko aineisto peräisin normaalijakautuneesta perusjoukosta. Aineistosta ei kuitenkaan voitu määrittää, onko perusjoukko normaalijakautunut vai ei, koska tyhjien näytteiden osuus aineistossa oli suuri. Voi kuitenkin sanoa, että itse tiheys ei noudata normaalijakaumaa, eikä myöskään ole luultavasti muunnoksella normalisoitavissa. Simulaatiotutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että vaikkei aineisto ole normaalijakautunut, ei virheellisen merkitsevyyden havaitseminen johdu todennäköisesti tästä (Glass, ym. 1972, Harwell, ym. 1992, Lix, ym. 1996).

Tilastollisessa tarkastelussa arvioitiin syvyydsvyöhykkeen sekä pyyntipaikan ja -ajan vaikutusta poikastiheyteen ($\text{kpl}/100 \text{ m}^3$) muunnettuna log

(X +1) -muotoon. Tarkasteltiin myös, onko poikastiheyksissä eroja järven sisällä sijainnin suhteen. Tulosten analysointi tapahtui IBM SPSS Statistic -ohjelmalla.

Kohdejärvien välisiä eroja matalimman syvyysvyöhykkeen poikastiheyksissä tutkittiin yhden selittävän muuttujan varianssianalyysillä (ANOVA) ja ei-parametrisellä Kruskal-Wallis-testillä.

Kohdejärvien poikastiheyksien välistä ajallista synkroniaa tutkittiin Spearmanin korrelaatioanalyysin avulla. Analyysissä käytettiin kunkin järven matalimman syvyysvyöhykkeen vuotuisia keskimääräisiä poikastiheyksiä. Tutkimusjärvistä laskettiin ulapan keskimääräisen poikastiheyden suhde matalimman syvyysvyöhykkeen keskimääräiseen poikastiheyteen (jossa oli runsaiten poikasia) (ulapan poikastiheys/ matalimman syvyysvyöhykkeen poikastiheys), ja näiden eroja tutkittiin Mann-Whitney-testin avulla.

Kohdejärvien järvikohtaisia eroja poikastiheyksissä syvyysvyöhykkeiden välillä selvitettiin usean selittävän muuttujan varianssianalyysillä (MANOVA). Vuosien välisiä eroja tutkittiin Tukeyn post hoc -testillä. Analyysiä varten jokaiselle syvyysvyöhykkeelle laskettiin kullekin vuodelle oma keskiarvo. Tämä toistettiin jokaiselle tutkimusjärvelle. Jokaisen järven matalimmalle syvyysvyöhykkeelle laskettiin mahdollinen ajallisten muutosten trendin p-arvo Spearmanin korrelaatioanalyysillä.

Myös kohdejärvien näyteruutujen poikastiheyksien ajallisia ja ruutukohtaisia eroja tutkittiin Manovan avulla. Ruutukohtaisia poikastiheyksiä tarkasteltaessa käytettiin vain vuonna 2010 ja sen jälkeen kerättyä aineistoa, sillä tuolloin näyteruuduista tehtiin vakiot jokavuotisen satunnaistamisen sijaan. Tätä analyysiä varten joka ruudulle laskettiin vuotuinen poikastiheyden keskiarvo, joita vertailtiin keskenään. Ruuduista laskettiin myös keskiarvot kymmenen vuoden ajalta, ja näiden pohjalta pyrittiin arvioimaan, onko poikastiheyksissä alueellisia eroja.

Syvyysvyöhykkeiden poikastiheyksien välisiä korrelaatioita Konnevedellä, Tehinselällä ja Puulalla tutkittiin laskemalla ruutukohtaisesti syvyysvyöhykkeille poikastiheyden keskiarvot ja analysoimalla näitä Spearmanin korrelaation avulla. Jäiden lähdön ja näytteenoton välisen ajan vaikutusta vuotuisen keskimääräiseen poikastiheyteen eri vyöhykkeissä tutkittiin Spearmanin korrelaatiolla.

Konnevettä tarkastellessa ja vertailtaessa käytettiin aina ensimmäisen näytteenoton tuloksia. Toisen näytteenoton tuloksia verrattiin ainoastaan ensimmäisen näytteenoton kanssa. Näytteenottojen poikastiheyksien ajallista korrelaatiota verrattiin Spearmanin korrelaatiolla. Näytteenottojen väliltä tutkittiin, löytyykö merkitsevää vuotuisissa keskimääräisissä poikastiheyksissä eroavaisuutta Mann-Whitney-testin avulla. Testi suoritettiin sekä matalimmalle syvyysvyöhykkeelle, että ulapasta lasketulle suhteelliselle poikastiheydelle (ulapan poikastiheys/ matalimman syvyysvyöhykkeen poikastiheys).

3 TULOKSET

3.1 Poikastiheydet järvikohtaisesti erisyvyysvyöhykkeissä

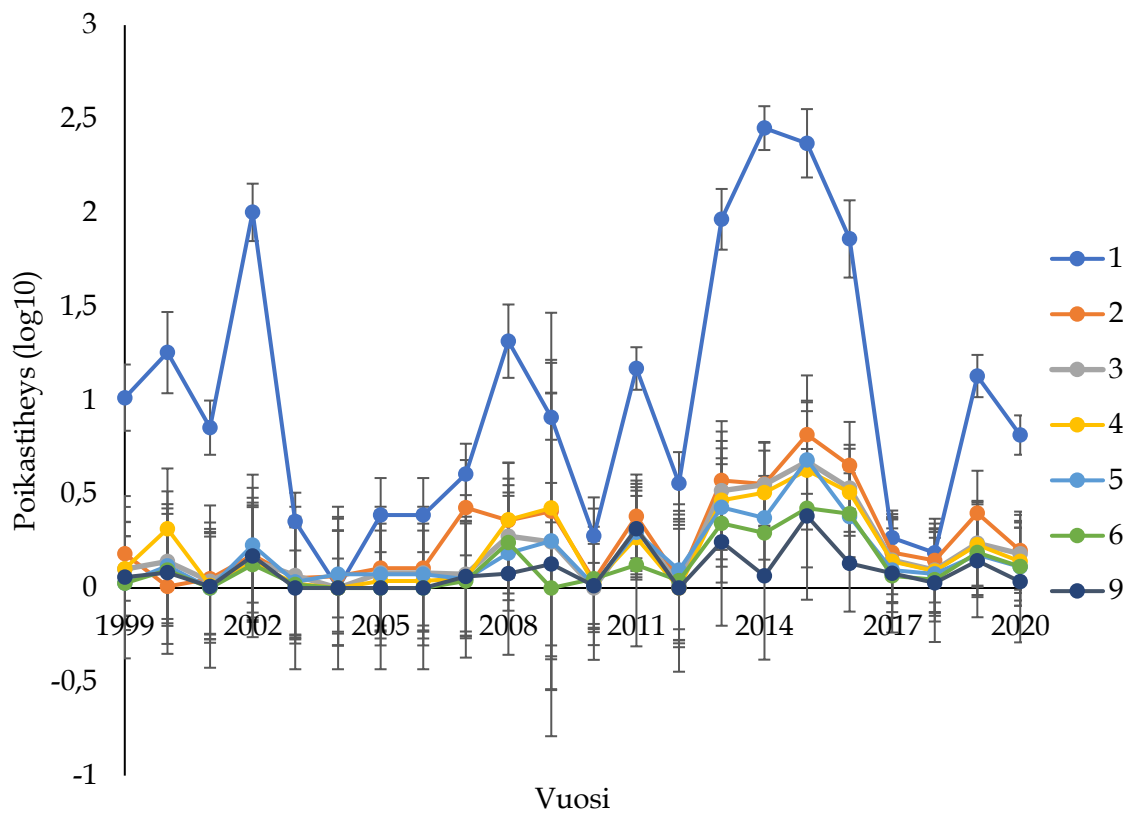
Kaikilla kohdejärvillä matalimmassa syvyysvyöhykkeessä (0–0,5 m) mateen poikastiheydet olivat yleensä suurimmat (Kuvat 5, 6 ja 7) ja sekä syvyysvyöhykkeiden että vuosien poikastiheyksien välillä havaittiin tilastollisesti merkitseviä eroja (MANOVA, muuttujina vuosi ja syvyysvyöhyke, $p < 0,001$, taulukko 1). Etelä-Konnevedellä oli havaittavissa selkeästi muita vuosia suuremmat tiheydet mateenpoikasia kaikissa syvyysvyöhykkeissä vuosina 2013–2016 (Kuva 5). Etelä-Konnevedellä ei havaittu merkitsevää ajallista trendiä matalimman vyöhykkeen mateenpoikasten määrässä.

Puulalla taas havaittiin selkeät piikit mateenpoikasten määrässä kaikissa syvyysvyöhykkeissä vuosina 2007 ja 2016 (kuva 6). Vuoden 2017 jälkeen mateenpoikasten esiintyvyys, muissa kuin matalimmassa vyöhykkeessä, on ollut hyvin vähäistä ja Puulalla havaittiinkin merkitsevä laskeva trendi ($y = -0,0483x + 97,632$ $R^2 = 0,2976$, $p = 0,021$).

Päijänteen Tehinselällä ei havaittu merkitsevää trendiä ($p > 0,05$) matalimman syvyysvyöhykkeen poikastiheyksien muutoksissa (Kuva 7).

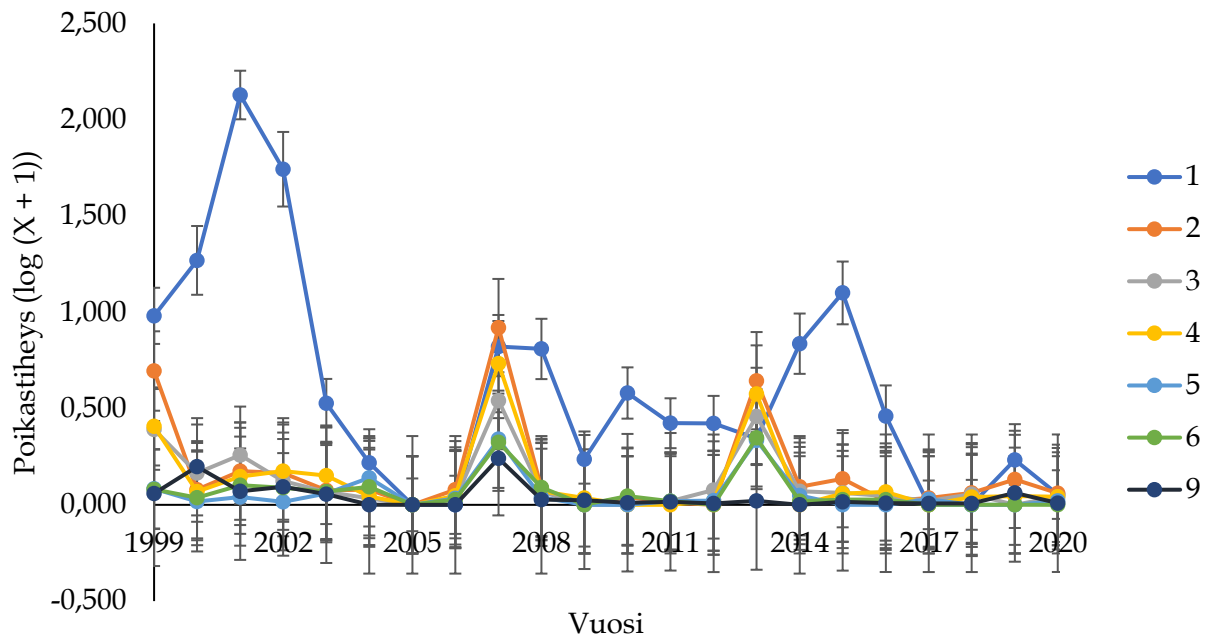
Taulukko 1. Järvien poikastiheyden ajallisen ja syvyysvyöhykkeiden välisen vaihtelun merkitsevyys, testisuure ja vapausaste.

	p	F	df
Konnevesi			
Syvyysvyöhyke	<,001	35,802	6
Vuosi	<,001	7,907	21
Puula			
Syvyysvyöhyke	<,001	16,75	6
Vuosi	<,001	3,47	21
Tehinselkä			
Syvyysvyöhyke	<,001	30,454	6
Vuosi	<,001	7,503	20



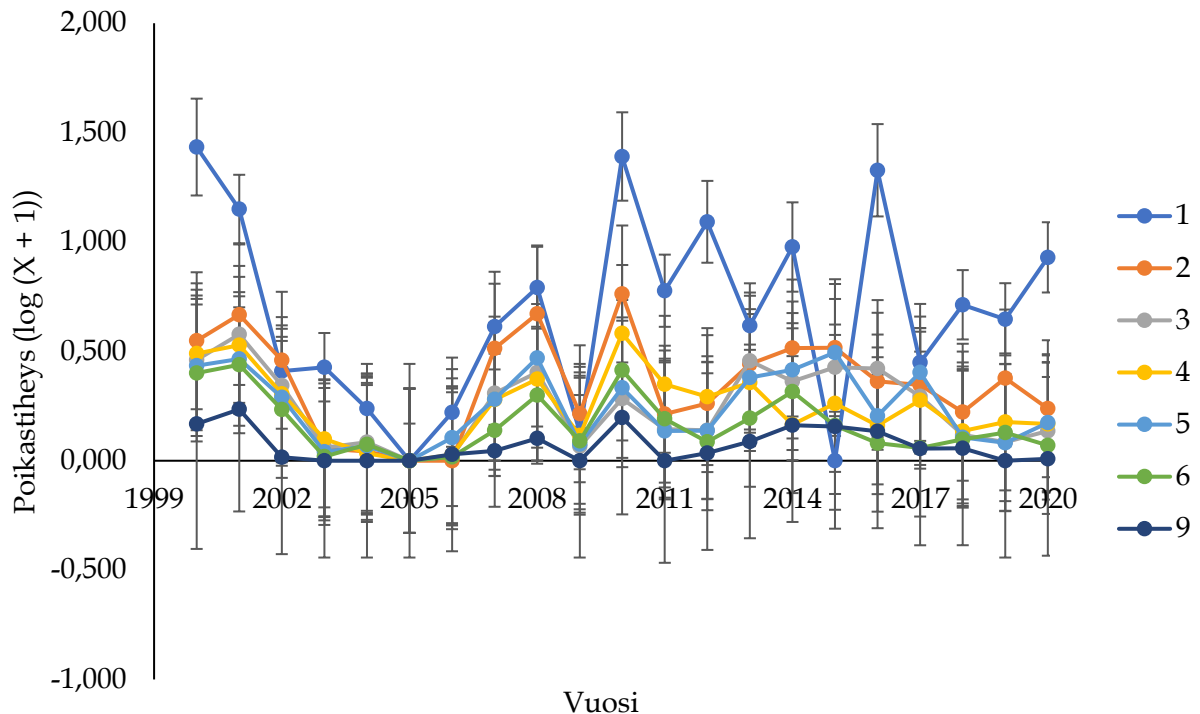
Kuva 5. Konneveden $\log(X + 1)$ -muunnettu mteenpoikastiheys (yksilöä/100³) eri syvyyssyöhykkeissä jaksolla 1999–2020. Lisäksi ilmoitettu tiheyksien keskivirhe (S.E.-jana). 1 = Syvyyssyöhyke 0-0,5 m, 2 = syvyyssyöhyke 0,5-1 m, 3 =

syvyysvyöhyke 1-2 m pintahaavi, 4 = syvyysvyöhyke 1-2 m syvähaavi, 5 = syvyysvyöhyke 2-4 m pintahaavi, 6 = syvyysvyöhyke 2-4 m syvähaavi, 9 = ulappa.



Kuva 6. Puulan log(X + 1) -muunnettu maanpoikastiheys (yksilöä/100³) eri syvyysvyöhykkeissä jaksolla 1999–2020. Lisäksi ilmoitettu tiheyksien keskivirhe (S.E.-jana). 1 = Syvyysvyöhyke 0-0,5 m, 2 = syvyysvyöhyke 0,5-1 m, 3 =

syvyysvyöhyke 1-2 m pintahaavi, 4 = syvyysvyöhyke 1-2 m syvähaavi, 5 = syvyysvyöhyke 2-4 m pintahaavi, 6 = syvyysvyöhyke 2-4 m syvähaavi, 9 = ulappa.



Kuva 7. Päijänteen Tehinselän $\log(X + 1)$ -muunnettu mteenpoikastiheys (yksilöä/100³) eri syvyysvyöhykkeissä jaksolla 2000–2020. Lisäksi ilmoitettu tiheyksien keskiarvo (S.E.-jana). 1 = Syvyysvyöhyke 0-0,5 m, 2 = syvyysvyöhyke 0,5-1 m, 3 = syvyysvyöhyke 1-2 m pintahaavi, 4 = syvyysvyöhyke 1-2 m syvähaavi, 5 = syvyysvyöhyke 2-4 m pintahaavi, 6 = syvyysvyöhyke 2-4 m syvähaavi, 9 = ulappa.

Konnevedellä kaikkien syvyysvyöhykkeiden vuosittaisten poikastiheyksien välillä havaittiin merkitsevää riippuvuutta ($p < 0,05$, 2-suuntainen testi) (taulukko 2). Korrelaatio on positiivista, joten jos tiheys nousi jossain vyöhykkeessä, sen voitaisiin olettaa nousevan myös muissa vyöhykkeissä. Puulalla havaittiin merkitsevää riippuvuutta ($p < 0,05$, 2-suuntainen testi) 2 ja 3 vyöhykkeen, sekä 3 ja 4 vyöhykkeen välillä (taulukko 2). Myös näiden vyöhykkeiden välinen korrelaatio on positiivista, joten poikastiheyden kasvaessa 3 vyöhykkeessä, se kasvaa myös 2 ja 4 vyöhykkeessä. Sama pätee päinvastoin. Myös Päijänteen Tehinselän 2 ja 3 sekä 3 ja 4 syvyysvyöhykkeiden välillä havaittiin merkitsevää riippuvuutta ($p < 0,05$, 2-suuntainen testi) (taulukko 2). Lisäksi matalimman syvyysvyöhykkeen ja vyöhykkeen 3 välillä havaittiin merkitsevää riippuvuutta. Tehinselän syvyys vyöhykkeiden poikastiheyksien korrelaatio on myös positiivista, joten se käyttäytyy samalla kaavalla kuin muutkin tutkimusjärvet.

Taulukko 2. Konneveden, Puulan ja Tehinselän syvyysvyöhykkeiden keskimääräisten poikastiheyksien välinen korrelaatiokerroin ja sen tilastollinen merkitsevyys (p). Aikaväliltä 2010–2020. 1 = syvyysvyöhyke 0–0,5 m, 2 = syvyysvyöhyke 0,5–1 m, 3 = syvyysvyöhyke 1–2 m, 4 = syvyysvyöhyke 2–4 m. Testissä käytettiin kaksisuuntaista Spearmanin korrelaatioanalyysiä.

Järvi	Syvyysvyöhykkeet	1/2	1/3	1/4	2/3	2/4	3/4
Konnevesi	Spearmanin korrelaatio kerroin	0,573	0,6	0,472	0,719	0,689	0,797
	p	0,008	0,005	0,036	<,001	<,001	<,001
Puula	Spearmanin korrelaatio kerroin	-0,241	0,061	0,317	0,591	0,335	0,753
	p	0,307	0,799	0,173	0,006	0,148	<,001
Tehinselkä	Spearmanin korrelaatio kerroin	0,326	0,522	0,12	0,644	0,332	0,477
	p	0,16	0,018	0,616	0,002	0,153	0,034

3.1.2 Jäidenlähdon ja näytteenoton välisen ajan vaikutus eri syvyysvyöhykkeiden tuloksiin

Puulalla jäiden lähdon ja näytteenoton välisellä ajalla ei havaittu olevan missään syvyysvyöhykkeessä tilastollisesti merkitsevää vaikutusta poikastiheyksiin (taulukko 4). Konnevedellä sen sijaan ajoitus vaikutti merkitsevästi kaikkien muiden vyöhykkeiden poikastiheyksiin paitsi matalimman syvyysvyöhykkeen tiheyksiin (taulukko 3). Korrelaatio on negatiivista, joten mitä pidempi aika jäiden lähdon ja näytteenoton välillä on, sitä vähemmän poikasia syvemmistä syvyysvyöhykkeistä pitäisi löytyä.

Taulukko 3. Konneveden jäidenlähdon ja näytteenoton välisen ajan (päiviä) muutosten Spearmanin korrelaatiokertoimet ja niiden tilastollinen merkitsevyys poikastiheyteen (p) eri syvyysvyöhykkeissä.

Syvyysvyöhykkeet	0–0,5 m	0,5–1 m	1–2 m	2–4 m	ulapat
Spearmanin korrelaatiokerroin	-0,323	-0,488	-0,680	-0,597	-0,5
p	0,191	0,04	0,002	0,009	0,034

Taulukko 4. Puulan jäidenlähdon ja näytteenoton välisen ajan (päiviä) muutosten Spearmanin korrelaatiokertoimet ja niiden tilastollinen merkitsevyys poikastiheyteen (p) eri syvyysvyöhykkeissä.

Syvyysvyöhykkeet	0–0,5 m	0,5–1 m	1–2 m	2–4 m	ulapat
Spearmanin korrelaatiokerroin	-0,293	-0,138	-0,011	-0,151	-0,316
p	0,197	0,552	0,963	0,513	0,163

3.1.3 Konneveden ensimmäisen ja toisen näytteenoton poikastiheyksien väliset eroavaisuudet

Konneveden ensimmäisen ja toisen näytteenoton vuosittaiset keskimääräiset poikastiheydet korreloivat positiivisesti eli jos ensimmäisellä näytteenotokerralla oli suuret tiheydet, olivat ne myös toisella kertaa ($p < 0,001$, 2-suuntainen testi) (taulukko 5). Mann-Whitneyn testillä havaittiin, että matalimman syvyysvyöhykkeen poikastiheyksissä oli näytteenottojen välillä olevan merkitsevä ero ($p > 0,05$) (Taulukko 6). Ensimmäisessä näytteenotossa oli keskimäärin noin kaksinkertainen poikastiheys verrattuna toiseen näytteenottoon. Ulapoiden suhteellisissa poikastiheyksissä ei havaittu merkitsevää eroa. Tästä voidaan päätellä, että myös ulapalla ensimmäisessä näytteenotossa oli kaksinkertainen poikastiheys suhteessa toiseen näytteenottoon (taulukko 6).

Taulukko 5. Konneveden ensimmäisen ja toisen näytteenoton poikastiheyksien korrelaatiokerroin ja sen tilastollinen merkitsevyys (p). Testissä käytettiin kaksisuuntaista Spearmanin korrelaatioanalyysiä.

Syvyysvyöhyke	0-0,5 m	0,5-1 m	1-2 m	2-4 m	ulapat
Spearmanin korrelaatiokerroin	0,762	0,829	0,84	0,732	0,502
p	<,001	<,001	<,001	0,002	0,047

Taulukko 6. Konneveden ensimmäisen ja toisen näytteenoton poikastiheyksien eroavaisuus matalimmassa syvyysvyöhykkeessä sekä ulapan poikastiheys verrattuna matalimman syvyysvyöhykkeen poikastiheYTEEN.

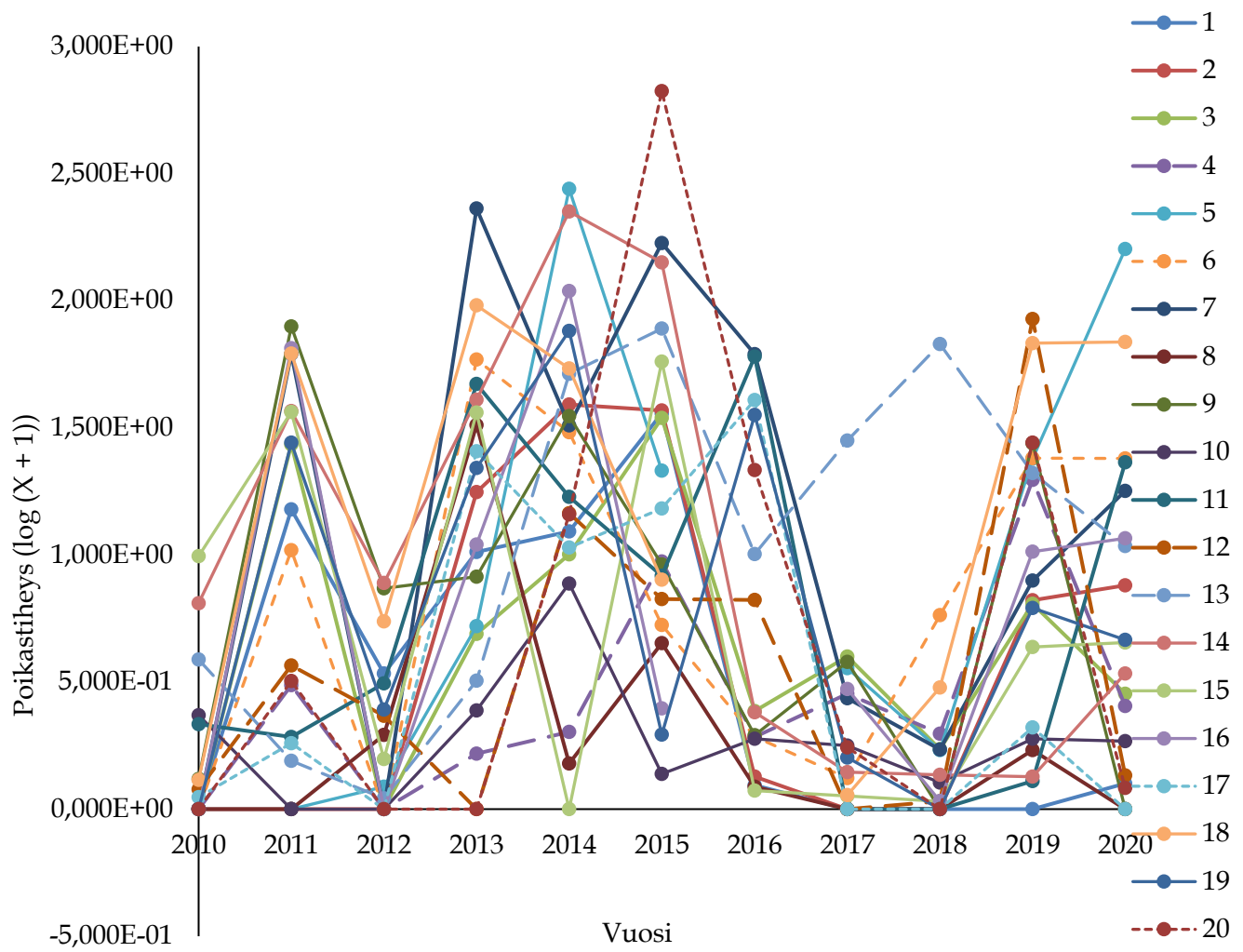
	0-0,5 m	ulappa
Sig	0,029	0,561
F	0,877	0,877
df	30	26

3.2 Poikastiheyksien erot näyteruutujen välillä järvien sisällä

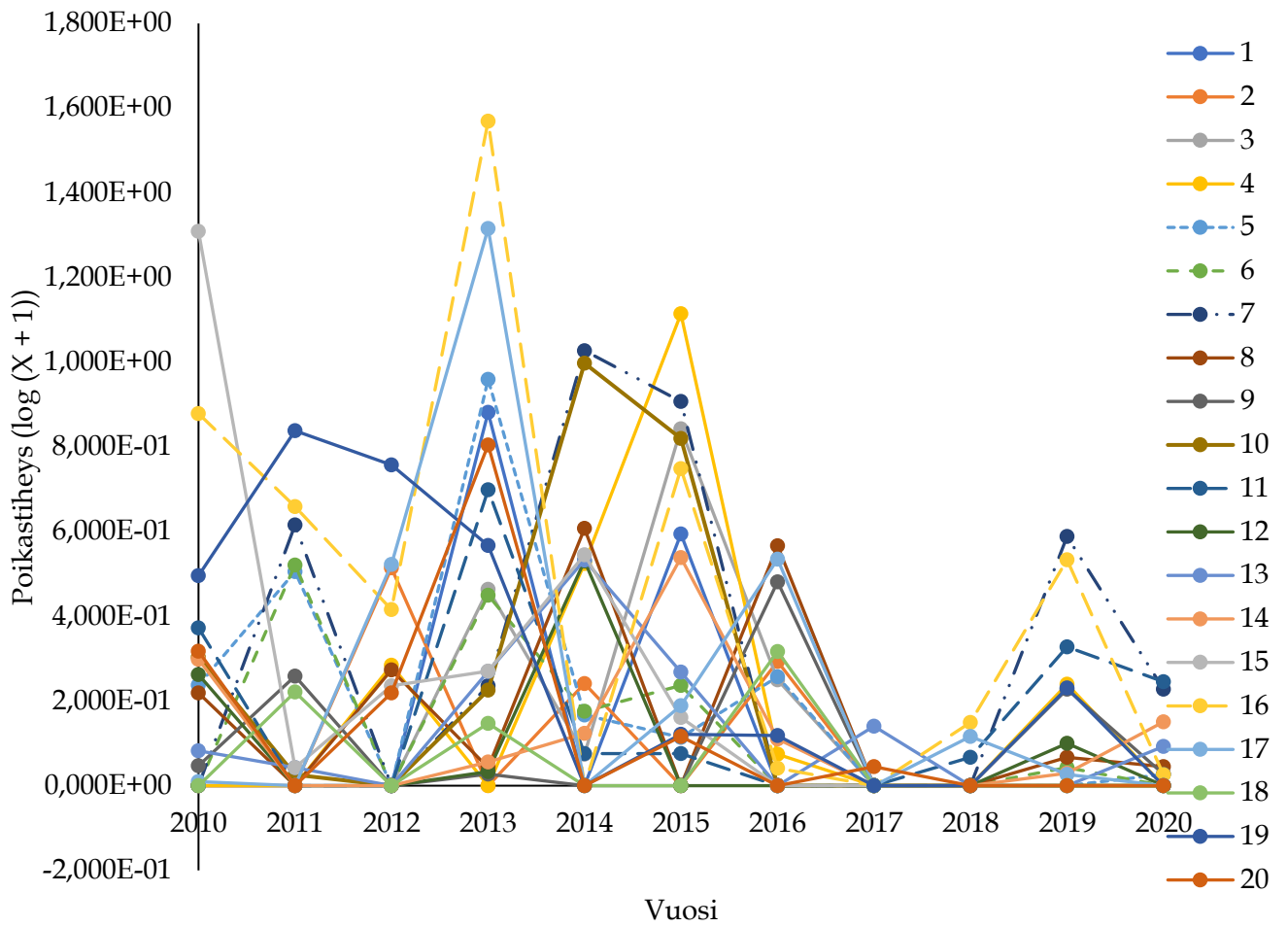
Konneveden ruutujen vuosikohtaisissa keskimääräisissä tiheyksissä oli merkitseviä vuosien välisiä ($p < 0,001$) ja ruutujen välisiä ($p = 0,001$) eroja (kuva 8, taulukko 7). Puulalla havaittiin merkitseviä vuosien välisiä eroja ($p < 0,001$), muttei merkitseviä ruutujen välisiä spatiaalisia eroja ($p = 0,113$) (kuva 9, taulukko 7). Päijänteen Tehinselällä puolestaan havaittiin merkitseviä spatiaalisia eroja ($p < 0,001$), muttei merkittäviä vuosittaisia eroja ($p = 0,275$) (kuva 10, taulukko 7).

Taulukko 7. Järvien log-muunnetun poikastiheyden ajallisen ja ruutujen välisen vaihtelun merkitsevyys (p), testisuure (F) ja vapausaste (df).

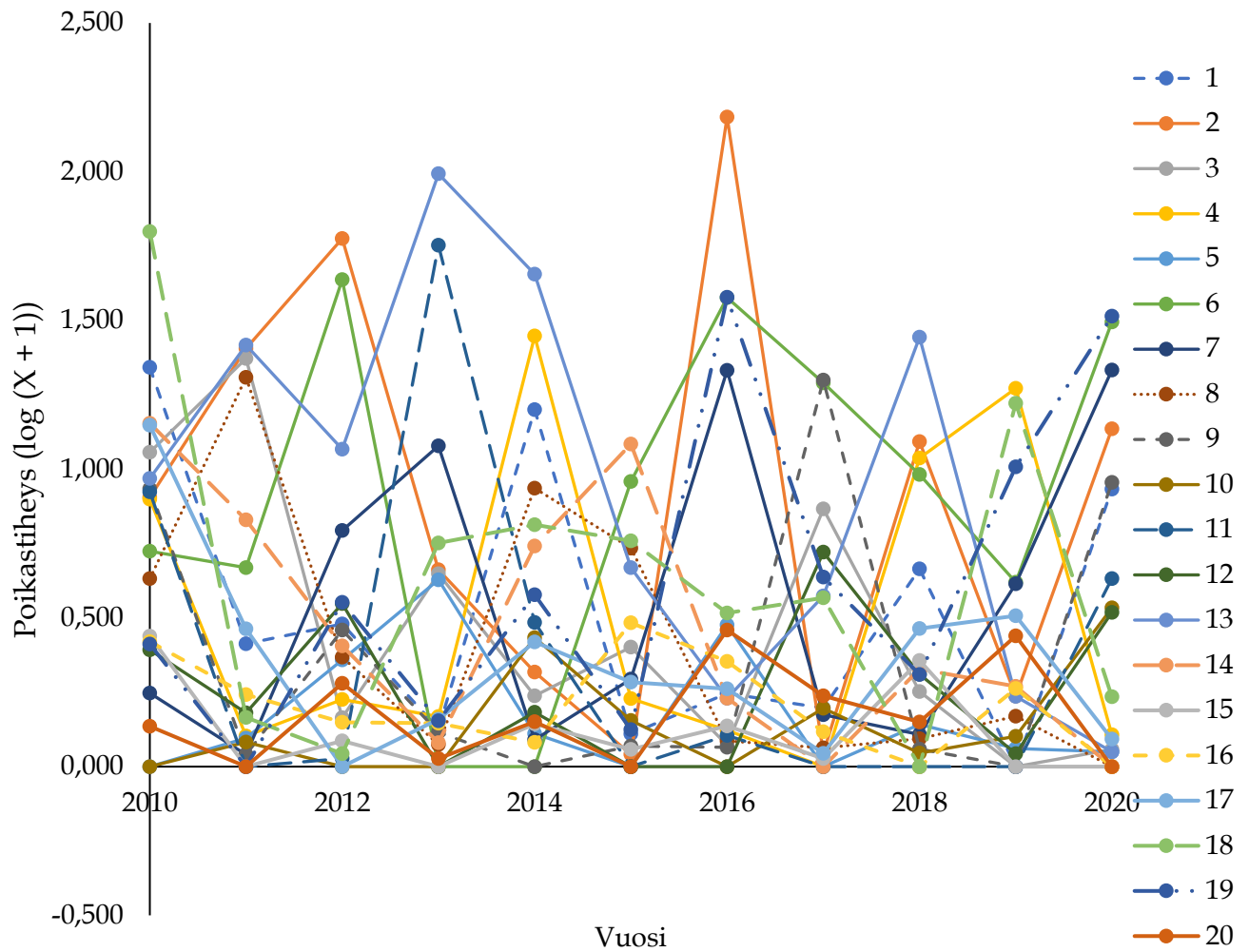
		p	F	df
Konnevesi				
0-0,5 m	Ruutu	0,001	2,434	19
	Vuosi	<,001	12,63	10
Ulappa	Ruutu	0,031	2,178	9
	Vuosi	<,001	4,471	10
Puula				
0-0,5 m	Ruutu	0,113	1,438	19
	Vuosi	<,001	5,655	10
Ulappa	Ruutu	0,555	0,87	9
	Vuosi	0,078	1,765	10
Tehinselkä				
0-0,5 m	Ruutu	<,001	3,507	19
	Vuosi	0,275	1,229	10
Ulappa	Ruutu	0,173	1,466	9
	Vuosi	<,001	3,998	10



Kuva 8. Konneveden mteenpoikasten keskimääräiset $\log (X + 1)$ -muunnetut tiheydet ruuduittain syvyysvyöhykkeessä 0–0,5 m jaksolla 2010–2020. Ranta-ruudut 1–20.

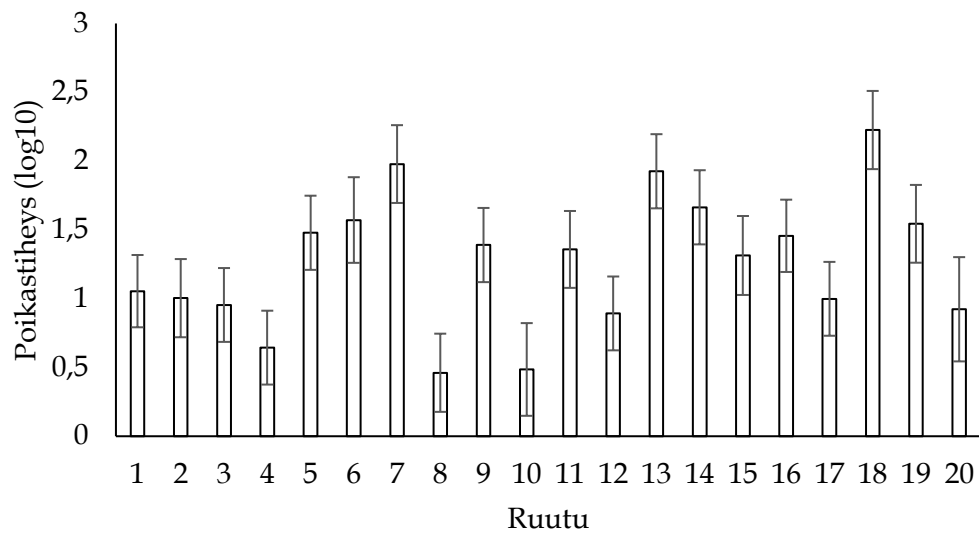


Kuva 9. Puulan mateenpoikasten keskimääräiset $\log(X + 1)$ -muunnetut tiheydet ruuduittain syvyyssyöhykkeessä 0–0,5 m jaksolla 2010–2020. Ranta-ruudut 1–20.

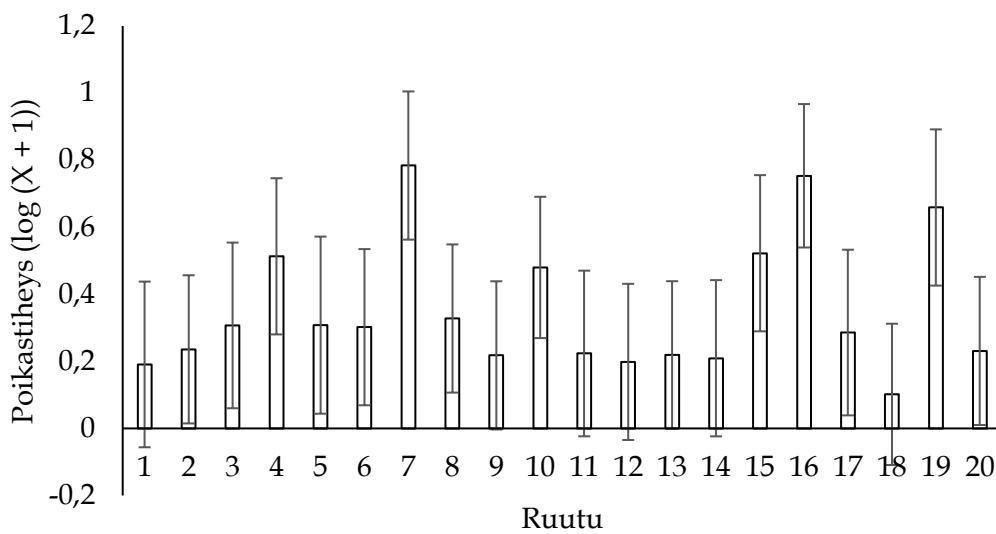


Kuva 10. Päijänteen Tehinselän mateenpoikasten keskimääräiset $\log(X + 1)$ -muunnetut tiheydet ruuduittain syvyysvyöhykkeessä 0-0,5 m jaksolla 2010-2020. Rantaruudut 1-20.

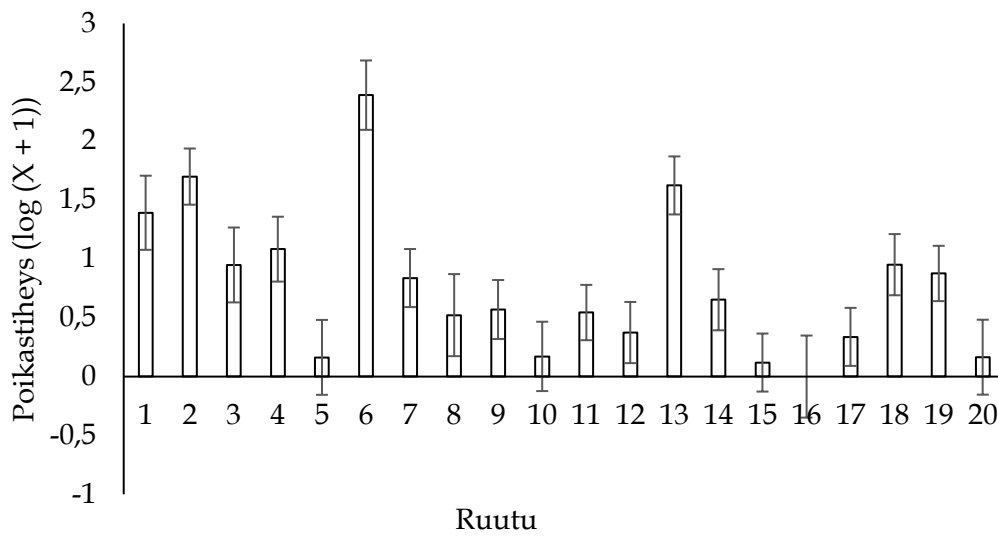
Kaikkien tutkimusjärvien matalimman syvyysvyöhykkeen keskimääräisten mateenpoikastiheyksien välillä havaittiin ruutukohtaisia eroja (kuvat 11, 12 ja 13). Ulapparuuduilla poikastiheydet olivat huomattavasti matalampia ja niiden keskivirhe oli paljon suurempi kuin rantaruuduilla (kuvat 14, 15, 16).



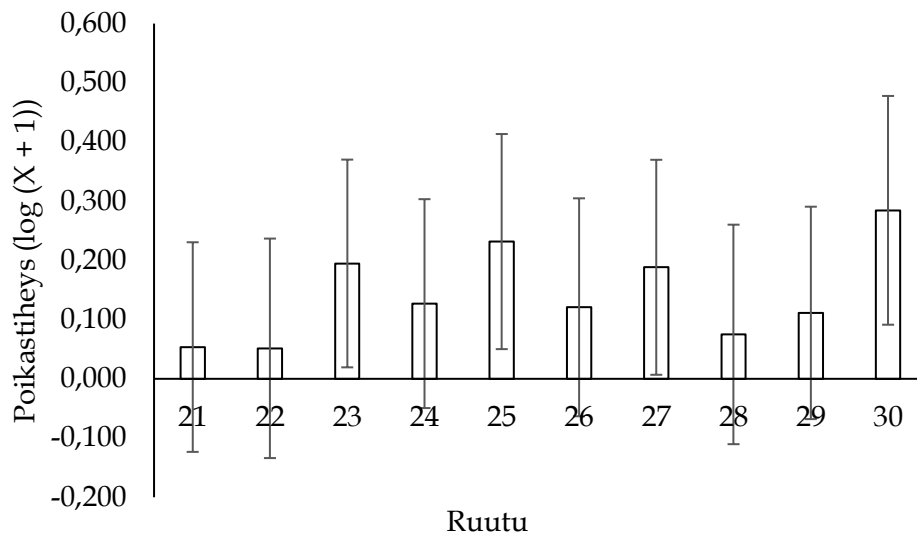
Kuva 11. Konneveden matalimman syvyysvyöhykkeen (0-0,5 m) mteenpoikasten ruutukohtaiset keskimääräiset $\log(X + 1)$ -muunnetut kokonaistiheydet ja niiden keskivirhe (S.E.-jana) jaksolta 2010-2020.



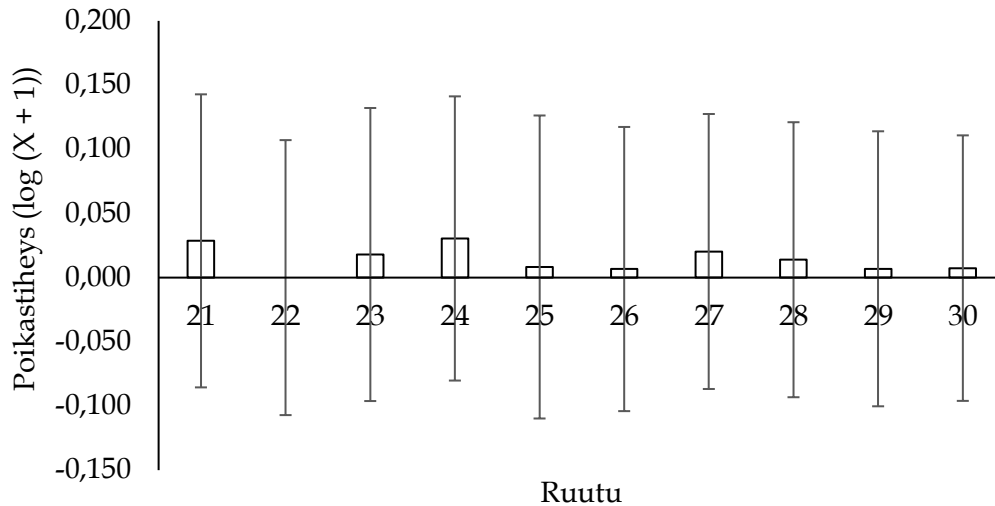
Kuva 12. Puulan mteenpoikasten matalimman syvyysvyöhykkeen (0-0,5 m) ruutukohtaiset keskimääräiset $\log(X + 1)$ -muunnetut kokonaistiheydet ja niiden keskivirhe (S.E. jana) jaksolta 2010-2020.



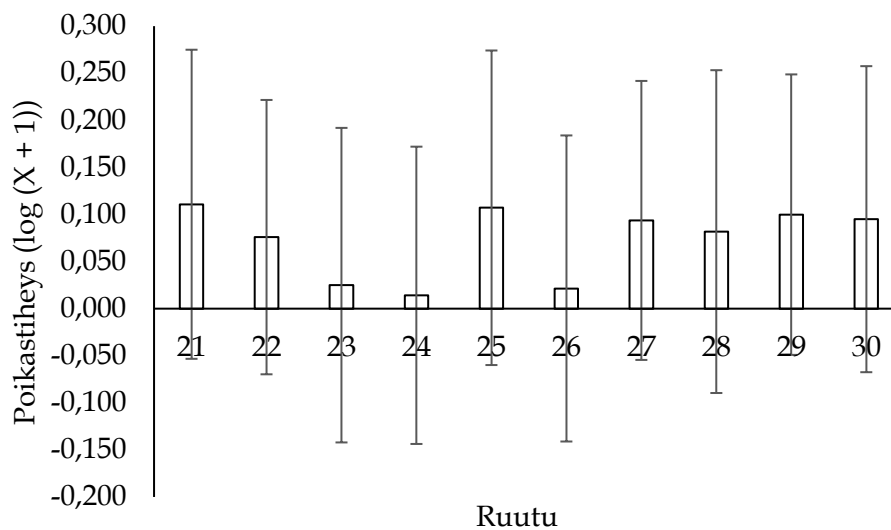
Kuva 13. Päijätteen Tehinselän mteenpoikasten matalimman syvyyssvyöhykkeen (0–0,5 m) ruutukohtaiset keskimääräiset $\log(X + 1)$ -muunnetut kokonaistiheydet ja niiden keskivirhe (S.E.-jana) jaksolta 2010–2020.



Kuva 14. Konneveden ulappa-alueen (> 4 m kokonaissyvyys) mteenpoikasten ruutukohtaiset keskimääräiset $\log(X + 1)$ -muunnetut kokonaistiheydet ja niiden keskivirhe (S.E.-jana) jaksolta 2010–2020. Ulappa-ruudut 21–30.



Kuva 15. Puulan ula ulappa-alueen (> 4 m kokonaissyvyys) mätenpoikasten ruutukohtaiset keskimääräiset $\log(X + 1)$ -muunnetut kokonaistiheydet ja niiden keskivirhe (S.E.-jana) jaksolta 2010–2020. Ulappa-ruudut 21–30.

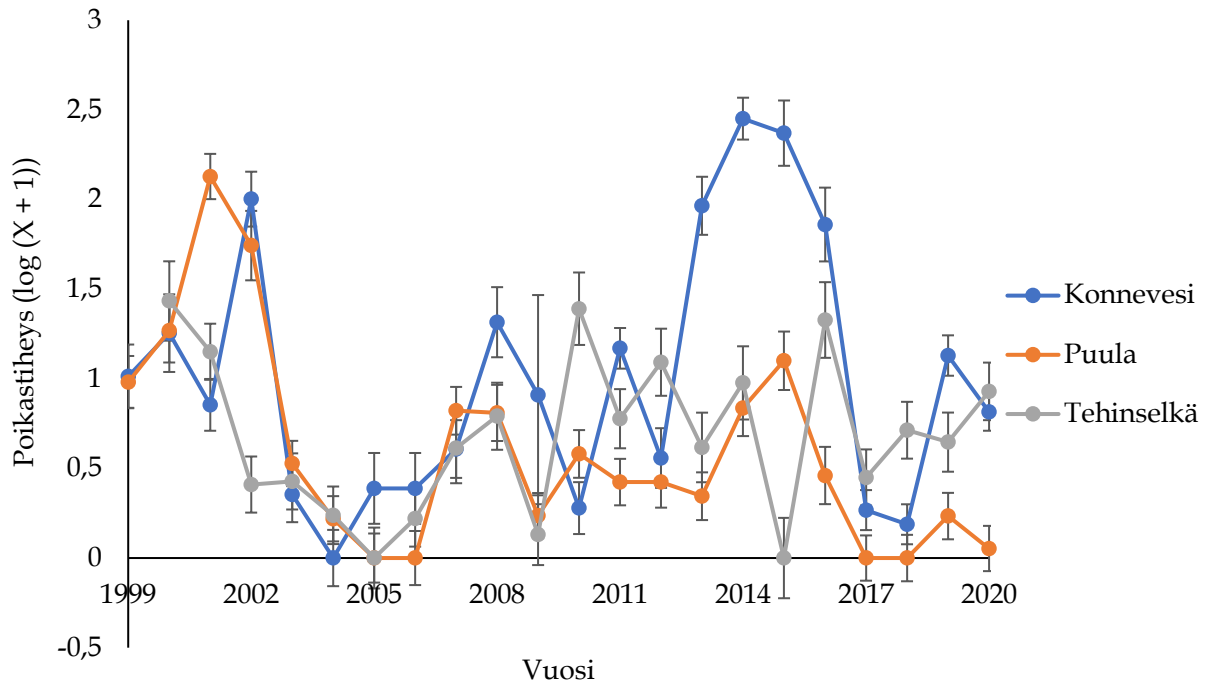


Kuva 16. Tehinselän ula ulappa-alueen (> 4 m kokonaissyvyys) mätenpoikasten ruutukohtaiset keskimääräiset $\log(X + 1)$ -muunnetut kokonaistiheydet ja niiden keskivirhe (S.E.-jana) jaksolta 2010–2020. Ulappa-ruudut 21–30.

3.3 Poikastiheyksien erot järvien välillä

Tutkimusjärvien matalimmassa syvyysvyöhykkeessä (0–0,5 m) mätenpoikastentiheyksien vaihtelussa havaittiin ajallisia eroja (ANOVA, $F = 965$, $p < 0,001$, $df 2$) (Kruskal Wall $p < 0,05$) (taulukko 8), mutta ainoastaan

Konneveden ja Puulan välillä havaittiin ajallista synkroniaa ($p = 0,041$, 2-suuntainen testi) (kuva 17, taulukko 9). Tämä tarkoittaa sitä, että Konneveden ja Puulan matalimman vyöhykkeen poikastiheydet ovat korkeat ja matalat samoina vuosina. Konnevedeltä havaittiin korkeimmat poikastiheydet ja keskimääräinen poikastiheys tutkimusjaksolla oli Konnevedellä korkein. Joka järveltä kuitenkin löytyi vuosia, jolloin poikastiheys oli keskimäärin hyvin lähellä nollaa. Ulappanäytteissä puolestaan havaittiin ajallista synkroniaa Puulan ja Tehinselän välillä ($p = 0,02$, 2-suuntainen testi) (taulukko 10). Tämä tarkoittaisi, että molemmilla Puulalla ja Tehinselällä olisi korkeat ja matalat poikastiheydet samoina vuosina. Tarkemmassa tarkastelussa kohdejärvien ulapoiden suhteellisessa poikastiheyksien (ulapan poikastiheys/matalimman syvyysvyöhykkeen poikastiheydellä) määrissä ei havaittu merkitsevää eroavaisuutta (taulukko 11).



Kuva 17. Konneveden, Puulan ja Päijänteen Tehinselän mätenpoikasten keskimääräiset vuosittaiset tiheydet syvyysvyöhykkeessä 0–0,5 m jaksolla 1999–2020.

Taulukko 8. Kruskal Wallin testin tulokset järvien matalimman syvyysvyöhykkeen poikastiheyksien erojen merkitsevyydet. Vapausaste = 2.

	Konnevesi / Puula	Puula / Tehinselkä	Tehinselkä / Konnevesi
P	<0,001	0,047	<0,001

Taulukko 9. Järvien poikastiheyden ajallinen vaihtelu ja aikasarjan korrelaatiokerroin ja sen merkitsevyys syvyysvyöhykkeessä 0–0,5 m.

	Konnevesi / Puula	Puula / Tehinselkä	Tehinselkä / Konnevesi
Spearmanin korrelaatiokerroin	0,439	0,123	0,23
p	0,041	0,594	0,316

Taulukko 10. Järvien poikastiheyden ajallinen vaihtelu ja aikasarjan korrelaatiokerroin ja sen merkitsevyys ulappavyöhykkeessä.

	Konnevesi/Puula	Puula/Tehinselkä	Konnevesi/Tehinselkä
Spearmanin korrelaatiokerroin	0,355	0,503	0,246

p	0,104	0,02	0,282
---	-------	------	-------

Taulukko 11. järvien ulapoiden rantaan verrattujen poikastiheyksien (ulapan poikastiheys/ matalimman syvyysvyöhykkeen poikastiheys) eroavaisuus.

	Konnevesi/Puula	Konnevesi/Tehinselkä	Puula/Tehinselkä
F	2,021	1,108	0,059
df	40	39	39
p	0,517	0,195	0,257

4 TULOSTEN TARKASTELU

Tutkimusjärvissä mateenpoikasten tiheydet olivat suurimmat matalimmassa syvyysvyöhykkeessä. Vastaavia tuloksia on saatu aiemmissakin tutkimuksissa, kuten Karjalainen ym. (1998) havaitsivat Puruvedellä mateenpoikastiheyden olevan ajoittain hyvin korkea lähellä rantaa. Mielenkiintoista on kuitenkin, että poikasia on merkitsevästi enemmän matalimmassa vyöhykkeessä kuin toiseksi matalimmassa. Voidaan siis todeta, että ranta-alueiden matalassa vedessä lähellä rantaviivaa poikastiheys on korkeimmillaan.

Ulapan päällysveteen siirtyneillä ja/tai kulkeutuneilla vastakuoriutuneilla poikasilla on ensin pelaginen vaihe, jolloin ne elävät syvempien alueiden päällysvedessä, ja vasta kesän puolivälissä ne siirtyvät pohjan tuntumaan sekä rannan läheisyyteen (Fisher 1999, Hofman & Fischer 2001). Ulapalla poikasilla voi tapahtua vertikaalivaellusta, jolloin poikaset sukeltavat syvemmälle päiväsaikaan ja tulevat hämärän aikaan pintaan ruokailemaan (Girsa 1972, Donner ja Eckman 2010, Miler ja Fischer 2004). Tämä kuitenkin tapahtuu vasta ruskuaispussivaiheen jälkeen. Tämän tutkimuksen tapauksessa poikaset ovat kuitenkin vielä niin pieniä, että todennäköisemmin ne ajautuvat syvemmälle tuulen ja virtausten sekoittaessa vettä. Päivällä kerätyt näytteet eivät siis välttämättä anna täyttä kuvaa ulapan poikastiheyksistä.

Järvien välisiä eroja tarkkailtaessa havaittiin, että Puulan ja Päijänteen Tehinselän poikastiheydet olivat lähempänä toisiaan kuin Etelä-Konneveden ja Puulan, vaikka molemmat Puula ja Konnevesi, ovat karuja, syviä ja syvärantaisia järviä. Konnevedellä havaittiin huomattavasti enemmän poikasia. Yksi mahdollinen syy tähän on, ettei Konnevesi ole säännöstelty, niin kuin Puula ja etenkin Päijänne. Säännöstelyn on todettu vaikuttavan negatiivisesti mateenpoikasiin, jos vedenpinta laskee paljon talvella (Sutela & Vehanen 2008). On myös mahdollista, että Konnevesi erottuu kahdesta muusta järvestä siksi, että siellä on mateita, joiden on todettu kutevan tavallista myöhemmin ja arveltu lisääntyvän mahdollisesti syvänteissä. Syvännemateet voivat olla myös syynä siihen, että Konneveden poikastiheyden trendi on kasvava, sillä syvännemateiden uskotaan kykenevän sopeutumaan paremmin

ilmastonmuutoksen vaikutuksiin (Jude ym. 2014, Marjomäki 2022 ym.). Joskaan Konneveden ulapalla verrattuna matalimman vyöhykkeen poikastiheyksiin ei havaittu, että siellä olisi suhteessa enempää mateenpoikasia kuin muillakaan tutkimusjärvillä. Puulalla ja Tehinselällä ei ole havaittu syvännemateita, joskin ne ovat mahdollisia myös näissä vesistöissä.

Matalimmassa vyöhykkeessä havaittiin mahdollista ajallista synkroniaa vain Konneveden ja Puulan välillä. Matalimmassa vyöhykkeessä poikastiheys on luotettavin, sillä se on vähiten herkkä jäidenlähdön ja näytteenoton välisen ajan muutoksille. Tämä voi johtua siitä, että etenkin monet suojaisat lahdet sulavat viimeisenä.

Ulappanäytteissä ajallista synkroniaa havaittiin Puulan ja Tehinselän välillä. Tämä voi johtua siitä, että molemmat vesistöt ovat säännösteltyjä. Molemmissa vesistöissä poikastiheydet ovat etenkin ulapparuuduissa hyvin pieniä. Voittaisiin siis arvella, että mahdollisesti samankaltaisissa säännöstellyissä vesistöissä mateenpoikastiheyksissä on havaittavissa yhtäläisyyksiä, joilla voitaisiin ennustaa muiden vastaavien järvien tiheyksiä. Mielenkiintoista oli, että kaikissa kohdejärvissä oli prosentuaalisesti yhtä suuri poikastiheys ulapalla verrattuna matalimpaan syvyysvyöhykkeeseen. Tämän perusteella matalimman syvyysvyöhykkeen poikastiheyksistä voitaisiin arvioida ainakin päiväsaikaan ulapalla esiintyvien poikasten määrä, ja toisin päin.

Konneveden poikastiheyksissä ei havaittu merkitsevää trendiä. Poikastiheydet vaihtelevat kuitenkin hyvin jaksottaisesti. Etenkin 2013–2016 poikastiheydet olivat hyvin korkeat vuosi toisensa jälkeen. Voi olla, että mateilla kutukannassa on aaltomaisuutta, kuten muun muassa siikakaloilla (Marjomäki ym. 2021)

Puulan poikastiheys taas on heikennyt vuosien mittaan, vaikka tiheys nousikin väliaikaisesti 2007–2016. 2017 poikastiheys kuitenkin romahti uudelleen, eikä ole noussut sen jälkeen. Tämän vuoksi olisi hyvä tutkia, mitkä tekijät aiheuttavat eron Konneveden ja Puulan välille. Sutela & Vehanen (2008) tutkimuksessaan havaitsivat säännöstelyn vaikuttavan 0-vuotiaitten mateiden määrään, mutta aiheuttaako säännöstely niin paljon mätitappioita? Onko Puulalla kovempi kalastuspaine kuin Konnevedellä vai ovatko syvännemateet vain hyvin paljon tehokkaampia tuottamaan poikasia vai onko kyse jostain muusta?

Tehinselän poikastiheyksissä ei havaittu ajallista trendiä matalimmassa syvyysvyöhykkeessä ja keskimäärin vuosikohtainen keskivirhe oli suurempi kuin muilla järvillä. Tehinselän näytteissä vaikuttaa todennäköisesti taustalla jokin ilmiö, jota ei aineistosta ole huomattu ja joka on vaihtelevampi kuin muilla järvillä. Tämä voi osittain selittää sen, ettei Tehinselällä havaittu selkeää trendiä. Yksi mahdollinen tekijä on se, että Tehinselkä on vain osa Päijännettä. On mahdollista, että mateita liikkuu Tehinselän ja muun Päijänteen alueella jokseenkin satunnaisesti.

Kaikissa kohdejärvissä havaittiin ruutujen poikastiheyksien välillä merkittäviä eroavaisuuksia. Suurimmat tiheydet olivat yleisimmin suojaisilla rannoilla ja pienimmät tiheydet olivatkin lähes poikkeuksetta suurten ulapoiden

vierellä olevien pienten saarten tai luotojen äärellä. Tämän perusteella voidaan päätellä, että mateenpoikaset viihtyvät parhaiten suojaisilla ja matalilla rantapoukamilla.

Ulapparuutujen poikastiheyksien vaihtelu oli liian suurta, jotta ruutujen välisiä eroja olisi voitu havainnoida luotettavasti. Konneveden ulapalla oli mahdollisia eroja, mutta niitä ei voi sanoa luotettaviksi.

Ruutukohtaisten syvyysvyöhykkeiden poikastiheyksien välisissä korrelaatioissa havaittiin järvien kesken hyvin erilaisia kaavoja. Konnevesi seuraa oletettua kaavaa: kaikki syvyysvyöhykkeet korreloivat voimakkaasti keskenään. Tällöin esimerkiksi pelkän matalimman vyöhykkeen perusteella voisi pystyä arvioimaan muiden syvyysvyöhykkeiden poikastiheyksiä. Puulalla puolestaan vain rantojen syvimpien vyöhykkeiden poikastiheydet korreloivat viereisten syvyysvyöhykkeiden kanssa. Eli korrelaatiota oli havaittavissa vain 2–3 ja 2–4 vyöhykkeiden välillä. Tätä tilannetta voitaisiin mahdollisesti selittää Puulan äkkisyvillä rannoilla, joissa esimerkiksi 3 ja 4 vyöhyke saattavat olla käytännössä lähes samassa kohtaa. Tehinselän syvyysvyöhykkeiden poikastiheyksien keskinäisessä korrelaatioissa havaittiin hyvin kummallinen kaava. Syvyysvyöhykkeen 3, eli 1–2 m, poikastiheys korreloi kaikkien muiden syvyysvyöhykkeiden poikastiheyksien kanssa, mutta minkään muiden syvyysvyöhykkeiden poikastiheyksien välillä ei havaittu korrelaatiota. Tälle emme kyenneet löytämään selitystä, mutta tätä olisi varmasti mielenkiintoista tutkia lisää.

Näytteenoton ajalla suhteessa jäiden lähtöön havaittiin olevan vaikutusta poikastiheysiin Konnevedellä kaikissa paitsi matalimmassa syvyysvyöhykkeessä. Mitä pidempi väli jäidenlähdön ja näytteenoton välillä oli, sitä vähemmän poikasia havaittiin. Elämänsä alkuvaiheessa mateenpoikaset ovat hyvin herkkiä virtauksille, mikä selittää ainakin osin poikastiheyksien muutoksia etenkin syvemmissä vyöhykkeissä (Mansfield ym. 1983, Ryder ja Pesendorff 1992). Puulalla jäiden lähdöllä ja näytteenoton ajalla ei havaittu olevan vaikutusta poikastiheysiin.

Konnevedeltä otetuista niin sanotuista 2. kierroksen näytteistä havaittiin, että mateenpoikasten määrä vähenee noin puoleen verrattuna ensimmäiseen näytteenottoon. Konneveden toinen näytteenottokierros tehdään kaksi viikkoa ensimmäisten näytteenottojen jälkeen, jolloin voi olla, että poikaset ovat kasvaneet jo sen verran, että ne alkavat hakeutua suojaan muun muassa kasvillisuuden sekaan. Jos kevät on ollut hyvin lämmin jo tässä vaiheessa, poikaset ovat saattaneet kasvaa hyvinkin nopeasti (Kjellman & Eloranta 2002). Poikasiin kohdistuu myös ensimmäisenä vuotenaan valtavasti predaatiota, mikä varmasti vähentää osaltaan poikasten määrää näytteenottojen välillä (Ryder ja Pesendorff 1992, Donner ja Eckman 2010). Poikaset alkavat myös hieman kasvettuaan hyödyntää vertikaalisen vaeltamisen selviytymisstrategiaa, mikä tarkoittaa, että ne liikkuvat vesipatsaassa pohjan ja pinnan välillä pystysuorasti (Girsa 1972, Donner ja Eckman 2010, Miler ja Fischer 2004). Poikaset käyvät hämärän turvin pinnan tuntumassa syömässä ja siirtyvät jälleen aamun tullen pohjan tuntumaan turvaan. Tämä voisi selittää osaltaan poikastiheyksien

muutoksia, sillä näytteenotto tapahtuu aina valoisaan aikaan, mutta poikaset eivät vielä tässä vaiheessa kevättä todennäköisesti ole vielä kuluttaneet ruskuaispussiaan (preflexion toukka) ja siirtyneet tähän elämän vaiheeseen (flexion toukka) (Miler ja Fischer 2004, Girsu 1972, Kurpen ym. 2014).

5 PÄÄTELMÄT

Konneveden kaltaisissa vesistöissä mateenpoikastarkkailuun voisi olla hyvinkin toimiva menetelmä kerätä näytteitä pelkästään matalimmasta syvyysvyöhykkeestä (0–0,5 m), sillä matalin syvyysvyöhyke korreloi Konnevedellä kaikkien syvyysvyöhykkeiden kanssa. Yleisesti matalan vyöhykkeen poikastiheys oli suurin ja se oli vähiten herkkä näytteenoton ajoituksen suhteen, sillä jäiden lähdön ja näytteenoton ajan kohdalle ei löytynyt merkitsevää vaikutusta. Lisäksi poikastiheydet olivat suurimmat matalassa vyöhykkeessä, eli todennäköisyys löytää poikasia on suurempi. Toki lisätutkimusta tarvitaan, että voidaan todentaa, ovatko matalimman syvyysvyöhykkeen ja ulapan poikastiheydet todella verrannolliset. Olisi hyvä verrata matalasta kerättyjen näytteiden tuloksia hämärän ja yön aikaan ulapalla otettuihin näytteisiin. Näin voitaisiin todeta, onko vertikaalivaellus liian suuri muuttuja. Jos näin on, rannalla tapahtuvien tarkkailujen lisäksi tulisi tehdä myös tarkkailuja ulapalla. Lisäksi pyyntikalustoa tulisi kehittää edelleen mateenpoikasten pyynti soveltuvaksi. Kvantitatiiviset näytteet edellyttäisivät haavipussien rakentamista tiheämmästä havaksesta.

Puulan ja Tehinselän osalta pelkän matalimman syvyysvyöhykkeen hyödyntäminen poikastarkkailussa vaatii lisää tutkimusta. Tulisi selvittää, mitkä tekijät vaikuttavat taustalla mateenpoikastiheyksiin. Muun muassa kuinka iso vaikutus säännöstelyllä on, etenkin Puulalla, jonka poikastiheys on laskussa.

Tutkimuksen aineistossa on jonkin verran epävarmuutta, sillä se on koostunut toisen tutkimuksen ohessa, eikä made ole ollut pääsääntöinen tutkittava laji. Ositetun otannan kehikko on suunniteltu siikakaloja ajatellen. Myöskään uusille näytteiden käsittelijöille ei ole välttämättä heti ollut selvää, miten tunnistaa mateentoukka. Mateenpoikaset kuitenkin esiintyvät harvalukuisina näytteissä ja varsinkin hyvin tiheässä muikunpoikasnäytteessä ovat mateenpoikasten määrät voineet aliarvioitua. Näitä pointteja reflektoi fakta, että aineistosta havainnoista valtaosa on tyhjiä (noin 76 %)

Tämä tutkimuksen tulokset tulisikin ottaa suuntaa antavina lisätutkimuksia varten.

KIITOKSET

Kiitokset Timo Marjomäelle ja Juha Karjalaiselle ohjauksesta ja avustuksesta projektin aikana. Kiitos myös CORNET-tiimille kenttätöskentelystä.

Jyväskylässä 21.6.2023
Kirjoittaja Topi Väkevä

KIRJALLISUUSLUETTELO

- Boag T.D. 1989. Growth and fecundity of burbot, *Lota lota* L., in two Alberta lakes. Master's thesis, University of Alberta, Edmonton.
- Bonar S.A., Brown L.G., Mongillo P.E. & Williams K. 2000. Biology, distribution and management of burbot (*Lota lota* L.) in Washington state. *Northwest Science* 74: 87-96.
- Breeser S.W., Stearns F.D., Smith M.W., West R.L. & Reynolds J.B. 1988. Observations of movement and habitat preferences of burbot in an Alaskan glacier river system. *Transactions of the American Fisheries Society* 117: 506-509.
- Chen L. 1969. The biology and taxonomy of the burbot, *Lota lota* Leptura, in interior Alaska. Biological Papers, University of Alaska, No 11, Fairbanks.
- Donner M.T. & Eckmann R. 2010. Diel vertical migration of larval and early-juvenile burbot optimises survival and growth in a deep, pre-alpine lake. *Freshwater Biology*, 56(5): 916-925.
- Eloranta A. 1982. Mateen (*Lota lota* (L.)) iästä, kasvusta ja ravinnosta eräissä Järvi-Suomen ja Utsjoen vesissä. *Jyväskylän yliopiston Biologian laitoksen tiedonantoja* 30: 37-70.
- Eloranta A., 1985a. Tutkimuksia eräiden kivirantojen kalalajien biologiasta. II. *Jyväskylän yliopiston biologian laitoksen Tiedon-antoja* 43: 1-142.
- Eloranta A., 1985b. Nuorten mateiden (*Lota lota* (L.)) kehityksestä ja kasvusta.. II. *Jyväskylän yliopiston biologian laitoksen Tiedon-antoja* 43: 1-142.
- Evanson M.J. 1990. Age and length at sexual maturity of burbot in the Tanana River, Alaska. Alaska Department Fish and Game, *Fishery Data Series* No. 93-2, Juneau.
- Fischer P. 1999. Otolith microstructure during the pelagic, settlement, and benthic phases in burbot. *Journal of Fish Biology* 54:1231-1243.
- Fuiman L.A. & Cowan J.H. Jr. 2003 Behaviour and recruitment success in fishlarvae: repeatability and covariation of survival skills. *Ecology* 84: 53-67
- Girsa I.I. 1972. The effect of photoperiod and water temperature on photoreaction in some fish. *Journal of Ichthyology* 12: 505-510.
- Glass, G.V., P.D. Peckham, and J.R. Sanders. 1972. Consequences of failure to meet assumptions underlying fixed effects analyses of variance and covariance. *Review of Educational Research*. 42: 237-288.
- Hofmann N. and P. Fischer. 2001. Seasonal changes in abundance and age structure of burbot (*Lota lota* L.) and stone loach (*Barbatula barbatula* L.) in the littoral zone of a large pre-alpine lake. *Ecology of Freshwater Fish* 10:21-25
- Harwell, M.R., E.N. Rubinstein, W.S. Hayes, and C.C. Olds. 1992. Summarizing Monte Carlo results in methodological research: the one- and two-factor fixed effects ANOVA cases. *Journal of Educational Statistics*. 17: 315-339.

- Hertta ohjelma 2023. <https://wwwp2.ymparisto.fi/scripts/hearts/welcome.asp> (luettu 5.5.2023).
- Hirning M., 2006. *Laichgebiete und Laichwanderhalten von Trüschen (Lota lota) im Bodensee*. Magisterarbeit, Universität Konstanz. Ref. Probst 2008.
- Hyvärinen E., Juslén A., Kemppainen E., Uddström A. & Liukko U. (Toim) 2019. *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
- Itä-Suomen vesioikeuden päätös. 1964. N:o 110/1964 112/18/18 -61. Päätös Kuusankosken kauppalasta olevan Kymin Osakeyhtiön hakemukseen, joka koskee Puulaveden ynnä muiden järvien säännöstelyä. Kuopio.
- Itä-Suomen Ympäristölupavirasto. 20.12.2002 Päätös Nro 75/02/1 Dnro 2002/19(YHy). Päijänteen säännöstelyluvan lupaehdojen muuttaminen.
- Jude, D.J., Wang, Y., Hensler, S.R., & Janssen, J. 2013. Burbot Early Life History Strategies in the Great Lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 142: 1733–1745.
- Karjalainen J., Ollikainen S., Staff S., Viljanen M. & Väisänen P. 1998. Puruveden kalanpoikasyhteisöt: koostumus ja ravinnonkäyttö. Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitos. *Karjalan Instituutin julkaisut* 122:52–55.
- Karjalainen, J., Juntunen, J., Keskinen, T., Koljonen, S., Nyholm, K., Ropponen, J., Sjövik, R., Taskinen, S., & Marjomäki, T.J. 2019. Dispersion of vendace eggs and larvae around potential nursery areas reveals their reproductive strategy. *Freshwater Biology* 65: 843–855.
- Kjellman J. 2003 *Growth and recruitment of Burbot (Lota lota)*. PhD thesis, University of Helsinki, Vaasa, Finland, pp 25:6.
- Kjellman J. & Eloranta A. 2002. Field estimations of temperature-dependent processes: case growth of young burbot. *Hydrobiologia* 481, 187–192.
- Kjellman J. & Hudd R. 1995. *Changed length-at-age of burbot, Lota lota, from an acidified estuary in the Gulf of Bothnia*. Finnish Game and Fisheries Research Institute, Korsholmanpuistikko 16, FIN-65100 Vaasa, Finland.
- Kouril J., Linhart o., Dubsy K. & Kvasnicka P. 1985. The fecundity of female and male burbot (*Lota lota* L.) reproduced by stripping. *Pra'ce VU'RH Vodnany* 14: 75–79.
- Kupren K., Trąbska I., Żarski D., Krejszeff S., Palinska-Zarska K. & Kucharczyk D. 2014. Early development and allometric growth patterns in burbot (*Lota lota* (L.)). *Aquaculture International* 22, 29–39.
- Lehtonen H. 1973. Mateen biologiasta Suonteenjärnessä ja Tvärminnessä. *Luonnon Tutkija* 79: 91-100
- Lix, L.M., J.C. Keselman, and H.J. Keselman. 1996. Consequences of assumption violations revisited: A quantitative review of alternatives to the one-way analysis of variance F test. *Review of Educational Research*. 66: 579-619.
- Mansfield P. J., Jude D. J., Michaud D. T., Brazo D. C. & Gulvas J. 1983. Distribution and abundance of larval burbot and deepwater sculpin in lake Michigan. *Transactions of the American fisheries society* / Volume 112, issue 2A/ p. 162-172.

- Marjomäki T. J., Auvinen H., Helminen H., Huusko A., Huuskonen H., Hyvärinen P., Jurvelius J., Sarvala J., Valkeajärvi P., Viljanen M. & Karjalainen J. 2021. Occurrence of two-year cyclicity, “saw-blade fluctuation”, in vendace populations in Finland. *Annales Zoologici Fennici* 58: 215–229 Helsinki.
- Marjomäki T.J., Mustajärvi L., Mänttari J., Kiljunen M. & Karjalainen J. 2022. Indications of polymorphism in the behaviour and morphology of burbot (*Lota lota*) in a European lake. *Hydrobiologia* 849, 1839–1853.
- McPhail J.D. & Paragamian V.L. 2000. Burbot biology and life history. In: Paragamian VL, Willis DH (eds) Burbot biology, ecology, and management. *American Fisheries Society, Fisheries Management Section Publication Number 1*, Bethesda, Maryland, pp 11–23 Buchbesprechung.
- Miler O. & Fischer P. 2004. Distribution and onshore migration behaviour of burbot larvae in Lake Constance, Germany. *Journal of Fish Biology*, 64: 176–185.
- Miller D.D. 1970. A Life-history study of burbot in Boysen Reservoir, Ring Lake and Trail Lake. Wyoming Game and Fish Commission, *Cooperative Research Project No. 5, Part 1*, Cheyenne.
- Pulliaainen E. & Korhonen K. 1990. Seasonal changes in condition indices in adult mature and non-maturing burbot, *Lota lota* (L.), in northeastern Bothnian Bay, northern Finland. *Journal of Fish Biology* 36: 251–259.
- Pulliaainen E., Korhonen K., Kankaanranta L. & Maeki K. 1992. Non-spawning burbot on the northern coast of the Bothnian Bay. *Ambio* 21: 170–175.
- Probst, W. N., 2008. *New insight into the ecology of perch Perca fluviatilis L. and Lota lota (L.) with special focus on their pelagic life-history*. Doctoral dissertation. Universität Konstanz.
- Roach S.M. & Evanson M.J. 1993. A geometric approach to estimating and predicting fecundity of Tanana River burbot. *Alaska Department of Fish and Game, Fisheries Data Series No 93–38* Juneau.
- Ryder R.A. & Pesendorfer J. 1992. Food, growth, habitat and community interactions of young-of-the-year burbot, *Lota lota* (L), in Precambrian Shield Lake. *Hydrobiologia* 243/244: 211–227.
- Scott W.B. & Crossman E.J. 1973. *Freshwater fishes of Canada*. Bulletin 184. Fisheries research Board of Canada.
- Sutela T. & Vehanen T. 2008. Effects of water-level regulation on the nearshore fish community in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613: 13–20.
- Väänänen T., Marjomäki T. J. Karjalainen J. & Ranta T. 2023. *Päijänteiden ja Konnivesi-Ruotsalaisen säännöstelyn kalataloudellinen tarkkailu: Siian poikastuotantoon kohdistuva seuranta*. Jyväskylän yliopisto, bio- ja ympäristötieteiden laitos, Moniste 23 s.
- Wocher H, Harsányi A, Schwarz J.F. 2013. Larviculture of burbot (*Lota lota* L.): larval rearing using *Artemia* and weaning onto dry feed. *Aquaculture Research* 44: 106–113.