

Pro gradu – tutkielma

**Pohjaeläinten levittäytyminen Kyrönjoen Malkakoskeen
ja vesisammalen mahdollinen merkitys levittäytymisessä**

Maria Laaksonen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Kalabiologia ja kalatalous

20.1.2009

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Kalabiologia ja kalatalous

LAAKSONEN MARIA.: Pohjaeläinten levittäytyminen Kyrönjoen Malkakoskeen ja vesisammalen mahdollinen merkitys levittäytymisessä

Pro gradu: 23 s. + liitteet 7 s.

Työn ohjaajat: FT Heikki Hämäläinen, FM Jaakko Tuhkanen

Tarkastajat: Dos. Kari-Matti Vuori, FT Heikki Hämäläinen

Tammikuu 2009

Hakusanat: pohjaeläinten levittäytyminen, vesisammalet, tekokosket

TIIVISTELMÄ

Kyrönjoen Malkakoski on vuonna 2003 käyttöönotettu yhdistelmäpato. Luonnonmukaista koskea jäljittelevä rakennelma toimii sekä pohjapatona että säännöstelypatona. Padon alueelle istutettiin vuonna 2005 kasvillisuutta ja vuonna 2006 siirrettiin padolle alapuoliselta luonnonkoskelta sammalkiviä. Toimien onnistuneisuutta ja padon luonnontilaistumista tutkittiin vuonna 2007 syksyllä otetuilla pohjaeläinnäytteillä. Näytteet otettiin sekä Malkakoskesta että Kirkonkoskesta ja Reinilänkoskesta, jotka toimivat vertailukoskina. Koskien pohjaeläimistön laji-, yksilö- ja EPT-lajimääriä vertailtiin. Sammalkivien siirron kannattavuutta tutkittiin Kirkonkoskelta otettujen kivenäytteiden avulla. Sammalkivien pohjaeläinten laji- yksilö ja EPT- lajimääriä vertailtiin paljaiden kivien vastaaviin määriin. Tutkimuksen mukaan Malkakoski ei ole vielä saavuttanut vertailukoskien monipuolisempaa pohjaeläinyhteisöä. Sammalkivien sekä yksilömäärät että laji- ja EPT-lajimäärät olivat suurempia kuin vastaavilla paljailla kivillä. Malkakosken ero vertailukoskiin saattaa osiltaan johtua juuri sieltä puuttuvasta sammalkasvustosta.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Biological and Environmental Science

Fish Biology and Fisheries

LAAKSONEN MARIA: Colonization of benthic invertebrates to man-made Malkakoski Rapids of river Kyrönjoki and the potential importance of bryophytes in colonization

Master of Science Thesis: 23 p. + ap. 7 p.

Supervisors: Ph.D. Heikki Hämäläinen, MSc Jaakko Tuhkanen

Inspectors: Docent Kari-Matti Vuori, Ph.D. Heikki Hämäläinen

January 2009

Key Words: colonization of invertebrates, bryophytes, manmade rapids

ABSTRACT

Dam Malkakoski in River Kyrönjoki is a combination of a submerged dam and a regulation dam and has been taken in use in 2003. The dam was constructed to resemble a natural rapid environment, and in 2005 some natural vegetation were planted to shores and banks of the dam area and in 2006 tens of rocks with bryophytes were transplanted to Malkakoski from natural rapids of the same river. The success of these naturalization efforts or development of the rapids towards natural state was assessed with help of benthic invertebrate samples taken from Malkakoski in 2007 and in two preceding years (2004, 2005). Similar samples were collected from two closest natural reference rapids, Kirkonkoski and Reinilänkoski. The potential importance of rock transplantation was examined by comparing invertebrate assemblages of bare stones and those with moss in Kirkonkoski Rapids. In Malkakoski, the invertebrate communities had smaller abundance, lower species richness, and less EPT-taxa, than in the reference rapids throughout the study period. This might at least partly be because of the lack or scarcity of bryophytes, as in the natural rapid studied, the abundance and diversity of invertebrates were greater on stones with bryophytes than on bare stones.

Sisältö

1. JOHDANTO	5
2. TUTKIMUKSEN TAUSTA	5
3. AINEISTO JA MENETELMÄT	7
3.1. Malkakosken pohjaeläimistön kehittyminen ja vertailu luonnonkoskiin	7
3.1.1. Tutkimuskohteet	7
3.1.2. Tutkimusmenetelmät	11
3.2. Sammaleisten ja paljaiden kivien pohjaeläimistön vertailu	12
4. TULOKSET	13
4.1. Vedenlaatu ja hydrologia	13
4.2. Koskien väliset pohjaeläimistön erot	14
4.3. Sammaleisten ja paljaiden kivien vertailu	16
5. TULOSTEN TARKASTELU	17
5.1. Vedenlaatu ja virtaus	17
5.2. Koskien väliset pohjaeläimistön erot	18
5.3. Sammaleisten ja paljaiden kivien vertailu	19
Kiitokset	20
Kirjallisuus	20

1. JOHDANTO

Malkakoski on Pohjanmaan Kyrönjoessa sijaitseva yhdistelmäpato, joka otettiin käyttöön 2003. Patorakennelman pääasiallinen tarkoitus on auttaa tulvasuojelua alavilla peltolakeuksilla (Hepojoki & Silander 1994). Rakennelma käsittää sekä säännöstelyluukut että massiivisen pohjapadon. Rakennusmateriaalina on käytetty betonia ja luonnonkiveä ja siksi pohjapatorakennelma muistuttaa luonnollista koskea. Padon aluetta on muutoinkin pyritty luonnonmukaistamaan ankkuroimalla pohjaan irtotukkeja rakennusvaiheessa, istuttamalla rantaan kasveja vuonna 2005 sekä siirtämällä koskelle sammalkiviä vuonna 2006.

Länsi-Suomen ympäristökeskuksessa oltiin kiinnostuneita Malkakosken tämän hetken pohjaeläimistön tilasta. Luonnonkoskille tyypillisen monimuotoisen pohjaeläimistön toivottiin ja oletettiin kuluneina vuosina levittäytyneen kosken alueelle. Lisäksi haluttiin saada käsitys sammalkivien siirron hyödyllisyydestä. Tässä tutkimuksessa pyrittiin vastaamaan kysymyksiin seuraamalla Malkakosken pohjaeläimistön kehitystä padon rakentamisen jälkeen, vertailemalla kosken pohjaeläimistöä tänä aikana kahden Kyrönjoessa sijaitsevan luonnonkosken pohjaeläimistöön, sekä vertaamalla pohjaeläinten runsautta ja lajimäärää sammalpeitteisillä ja paljailla kivillä.

2. TUTKIMUKSEN TAUSTA

Pohjaeläimet voivat levittäytyä uusille aloille eri tavoilla. Mackay (1992) mainitsee levittäytymiselle neljä tapaa: siirtyminen virran mukana, uimalla, ryömimällä tai lentämällä. Häiritylle alueelle siirtyminen virran mukana ajautumalla on merkittävin levittäytymisen muoto (Townsend & Hildrew 1976, Williams & Hynes 1976, Bird & Hynes 1981, Benson & Pearson 1987). Suurin merkitys ajautumisella on niille pohjaeläimille, jotka eivät merkittävästi liiku muulla tavalla (Doeg ym. 1989b). Lähes kaikki pohjaeläimet kykenevät levittäytymään ryömimällä (Mackay 1992). Päiväkorennoille tämä levittäytymismuoto on erityisen tärkeä. Ryömiminen antaa esimerkiksi mahdollisuuden siirtyä niukasti ravintoa tarjoavilta aloilta ravintorikkaimmille aloille nopeasti (Hart 1981). Kun on kyseessä lyhyempi matka, ryömiminen on levittäytymismuotona yhtä tehokas kuin virran mukana ajautuminen ja aktiivisesti uiminen (Benzie 1984). Uiminen mahdollistaa pohjaeläinten tarkoituksellisen levittäytymisen uusille aloille, kuten on todettu päiväkorentojen ja katkojen osalta (Ciborowski & Corkum 1980). Uiminen antaa myös mahdollisuuden levittäytymiseen aloille, jonne ei ryömimällä ole mahdollista levittäytyä (Doeg ym. 1989b). Pohjaeläimet, jotka levittäytyvät uusille aloille lentämällä, ovat hyönteisten aikuisvaiheita. Tämä onnistuu vain tietynä aikana vuodesta ja on siksi rajoitettua. Kuivalla elävät aikuisvaiheet munivat suoraan veteen, vedessä oleviin materiaaleihin tai penkkaan. Tämä mahdollistaa nopean levittäytymisen (Mackay 1992).

Matkalla levittäytymispaikalta häiritylle alueelle on luonnollisesti merkitystä pohjaeläinten leviämisenopeuteen. Sheldon (1984) totesi pohjaeläimistön palautumisajan häiriön jälkeen olevan lyhyt paikoilla joista matka levittäytyjien elinalueille oli lyhyt. Eläinten levittäytymiseen vaikuttaa myös levittäytymiskohteen eristyisyys lähteestä. Eristyneille paikoille voivat levittäytyä tehokkaasti ainoastaan aikuisvaiheessa lentokykyiset hyönteiset (Hughes 2007).

Häirityn alueen läpi voi kulkeutua pohjaeläimiä jatkuvasti, mutta ne eivät jää alueelle ennen kuin se on vakaa ja sopiva elinympäristö (Pontasch & Brusven 1987). Substaraatin

partikkelikoko on yksi merkittävä ympäristötekijä, joka vaikuttaa habitaatin kelpoisuuteen ja siten alueella esiintyvien pohjaeläinten määrään ja lajistoon (Mackay 1992). Suurempien partikkeleiden pinnalla on todettu esiintyvän enemmän pohjaeläimiä kuin pienemmillä lohkarilla (Minshall 1984). Hienempi pohja-aines puolestaan kerää enemmän substraattiin kaivautuvia lajeja (Williams & Hynes 1976, Doeg ym. 1989b). Toisaalta suuret kivet ja lohkareet ovat vakaampi ympäristö pohjaeläimille (Khalaf & Tachet 1980, Malmqvist & Otto 1987). Mitä suurempi on lohkarren läpimitta, sitä suurempi on sen massa ja sitä vakaammin lohkare pysyy virrassa paikoillaan (Minshall 1984). Suuret lohkareet eivät kuitenkaan tarjoa hyvää suojaa pienemmille pohjaeläimille (Minshall & Minshall 1977, Shaw & Minshall 1980).

Laiduntajille detrituksen tai perifytonin esiintyminen elinympäristössä on selviytymisen kannalta tärkeää (Boulton ym. 1988). Suodattajille ei perifytonista ole vastaavaa hyötyä, koska ne käyttävät ravinnokseen virran mukana kulkeutuvaa ainesta ja siksi suodattajat suosivat paljaita pintoja, joissa kilpailu tilasta on pientä (Gersabeck & Merrit 1979, Ciborowski & Clifford 1984, Morin 1987, Doeg ym. 1989b). Tärkeä tekijä pohjaeläinten esiintymisessä on pohjamateriaalin monipuolisuus (Helle ym. 2004). Monipuolisella pohjalla lajiversiteetti on suurempi kuin pohjamateriaaliltaan yksipuolisella alueella.

Kun lajimäärä alueella kasvaa, lisääntyy myös lajien välinen vuorovaikutus. Lajinsisäinen ja lajien välinen kilpailu tilasta vaikuttaa kolonisoituvien suodattajien (Hart 1986 & Hemphill 1988) ja laiduntajien (Mc Auliffe 1983, 1984, Hart 1985) tiheyteen. Pedot vaativat saalista elinalueellaan ja ovat tästä syystä myöhäisempiä saapujia häirityllä tai uudella alueella (Ulfstrand ym. 1974, Meier ym. 1979, Shaw & Minshall 1980, Peckarsy 1986).

Veden virtaus vaikuttaa virtavesien pohjaeläimiin erittäin voimakkaasti (Allan 1995). Pohjaeläinten on joko sopeuduttava virtaukseen tai hakeuduttava sopivaan suojaan. Kova virta aiheuttaa myös hienon maa-aineksen huuhtoutumista ja siksi paikoissa, joissa on suurempi virtaus, on suurirakeista mineraaliainesta. Suvantokohdissa orgaanisen aineksen määrä kasvaa huomattavasti (Helle ym. 2004).

Virtaus kuljettaa myös ravinteita ja ravintopartikkeleita. Monet pohjaeläimet suosivat juuri tiettyä virrannopeutta ja siksi pienikin muutos virrannopeudessa vaikuttaa lajien esiintyvyyteen (Allan 1995). Pohjaeläimet ovat mukautuneet virtaavan veden aiheuttamiin voimiin joko rakenteellisilla- tai käyttäytymissopeutumilla. Tällaisia ovat mm. kiinnittymistä tehostavat rakenteet, ruumiinmuoto ja kaivautuminen (Helle ym. 2004).

Muita pohjaeläinten levittäytymiseen vaikuttavia tekijöitä ovat mm. lämpötila, veden kemiallinen koostumus, valo, ravinto, happipitoisuus ja vuorovaikutus muiden eliöiden kanssa.

Sammalet saattavat merkittävästi muuttaa virtavesiekosysteemin rakennetta ja toimintaa. Ne voivat olennaisesti vaikuttaa pohjaeläinten runsaussuhteisiin. Vaikka sammalet itsessään eivät juuri tarjoa ravintoa pohjaeläimille, luovat ne perifytonille lisää kasvualustaa. Lisäksi virtavesissä sammalkasvustot keräävät virran mukana kulkevaa orgaanista ainesta ja näin tarjoavat kasvustoissa eläville pohjaeläimille lisää ravintoa (Maurer & Brusven 1983, Brusven ym. 1990, Suren 1991). Sammalet lisäksi monipuolistavat eläinten elinympäristön rakennetta (Stream bryophyte group 1999).

Vesisammalet levittäytyvät uusille aloille ennemmin kasvustosta irronneiden palasten avulla kuin seksuaalisen lisääntymisen kautta. Vanhasta kasvustosta irtoavat lehden tai varren palaset kulkeutuvat virran mukana uudelle paikalle ja jos olosuhteet ja

pohja on sopiva aloittaa palanen uuden kasvuston kehittämisen kiinnittymällä karvan kaltaisten rhiakonoidien avulla (Meals ym. 1999). Vesisammalet vaativat tietynlaisen ympäristön menestyäkseen. Menestymiseen ympäristössä vaikuttavat useat tekijät. Veden virtaus vaikuttaa paitsi sammaleen esiintymiseen myös esiintyvään sammallajiin (Stream bryophyte group 1999). Sammalet vaativat myös vakaan pohjan (Stream bryophyte group 1999), koska niiden kiinnittyminen ja kasvu on erittäin hidasta (McAuliffe 1983, Suren 1991). Sammalten fysikaaliset ja anatomiset rakenteen edellyttävät kasvuympäristön olevan vähävaloinen. Lisäksi liiallinen auringon säteily nostaa veden lämpötilaa ja heikentää näin ollen sammalten kasvuoloja. Vesisammalet kasvavat parhaiten melko alhaisissa lämpötiloissa ja kestävät jopa $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Stream bryophyte group 1999). Ravinnetilanteella vedessä on eri lajien esiintymisen kannalta merkitystä. Eri vesisammallajit suosivat erilaisia ravinnepitoisuuksia vedessä mikä vaikuttaa näin lajijakaumaan erilaatuisissa vesistöissä (Stream bryophyte group 1999).

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

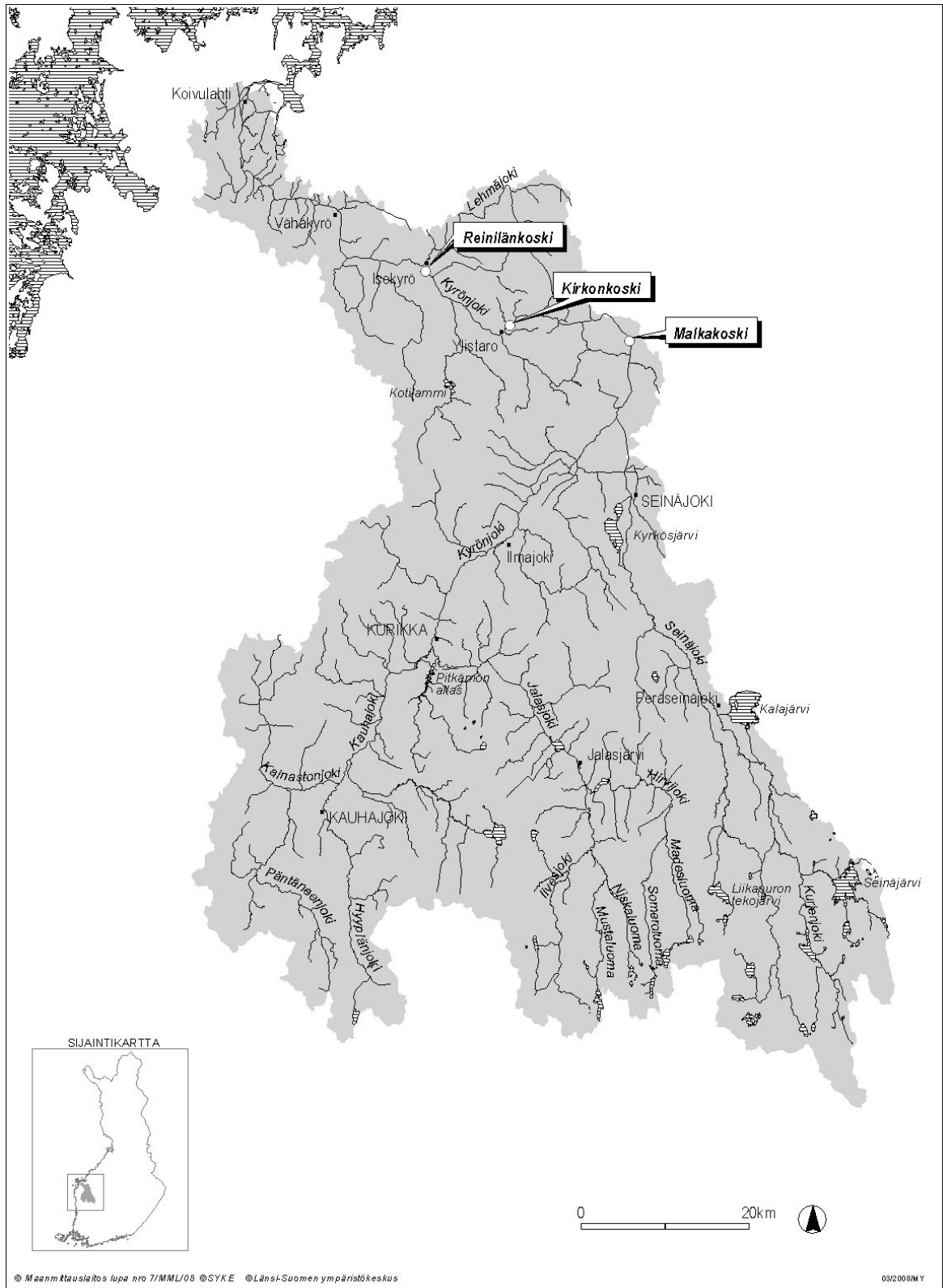
3.1. Malkakosken pohjaeläimistön kehittyminen ja vertailu luonnonkoskiin

3.1.1. Tutkimuskohteet

Tutkimuskohteet sijaitsivat Pohjanmaan suurimmassa joessa Kyrönjoessa. Joen pääuoma on noin 127 km pitkä ja pudotuskorkeus tällä matkalla on noin 40 metriä. Joen valuma-alueen pinta-ala on 4923 km^2 (Ranta 1983). Kyrönjoen kolme suurinta sivuhaaraa ovat Seinäjoki, Jalasjoki ja Kauhajoki, joiden latvat ulottuvat Suomenselälle Kokemäenjoen ja Karvianjoen lähteille asti. Kyrönjoen pääuoma alkaa Kauhajoen ja Jalasjoen yhtymäkohdasta Kurikasta ja laskee Vaasan pohjoispuolelle Perämeren Vassofjärdeniin (Rautio ym. 2006). Kyrönjoen keskivirtaama on $44\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ja valuma-alueen ollessa hyvin vähäjärvinen ovat virtaamavaihtelut erittäin suuria (1961-1990:MHQ:MQ:MNQ = 301:44:4,0) (Teppo ym. 2006).

Joen valuma-alueesta noin puolet on metsää, vajaa neljännes peltoa ja noin viidennes suota (Savea-Nukala ym. 1997). Vain sadasosa valuma-alueesta on vesistöjä. Kyrönjoen latvoilla on metsä- ja suoalueita, kun taas alaosan jokilaaksoja luonnehtivat pellot ja taajamat. Maataloutta on joen varsilla erittäin runsaasti ja suurin osa valuma-alueen soista on ojitettu. Tästä syystä Kyrönjoki on hajakuormituksen voimakkaasti kuormittama vesistö. Pistekuormittajia ovat lähinnä alueen kunnalliset jätevedenpuhdistamot (Teppo ym. 2006).

Malkakoski sijaitsee Ylistaron kunnassa Malkamäen kylässä tutkimuskohteista ylimpänä (Kuva 1). Malkakoski on rakennettu Länsi-Suomen Vesioikeuden luvalla ja luvanhaltijana toimii Länsi-Suomen ympäristökeskus. Malkakosken patojärjestelmä, tekokoski ja padon yläpuoleinen suvantoalue kuuluvat osaksi maamme suurinta Kyrönjoen tulvasuojeluhanketta, johon on uhrattu runsaasti poikkiteollista osaamista. Malkakosken padolla nostettiin yläpuoleisen suvantoalueen vedenpinnan taso 1930-luvun tasolle ja sillä turvataan tulvapenkereiden vakavuus sekä tasataan lyhytaikaisäännöstelyn vaikutuksia. Patojärjestelmään rakennetun tekokosken ja Denil-tyyppisen kalatien tarkoitus on mahdollistaa kalojen kulku yläpuoleiselle suvantoalueelle. Rakennustyöt saatiin päätökseen vuonna 2003. Malkakoski on niin sanottu yhdistelmäpato, jossa on sekä pohjapato että säännöstelypato. Pohjapato on rakennettu kahdeksasta porrastetusta altaasta, jotka muodostavat padolle loivemman nousun (Kuva 2). Patorakenteiden materiaaleina on käytetty teräsbetonia, betonia ja luonnonkiveä (Savea-Nukala ym., julkaisematon). Pato



Kuva 1. Malkakosken, Kirkonkosken ja Reinilänkosken sijainti Kyrönjoella.

pyrittiin muodostamaan mahdollisimman paljon luonnonkoskea muistuttavaksi jo rakennusvaiheessa. Padon betonipintoihin asetettiin valuvaiheessa luonnonkiviä, joilla pyrittiin saamaan luonnonmukaisempi pinta. Lisäksi altaisiin ankkuroitiin tukkeja habitaattien monipuolistamiseksi. Vuonna 2005 kosken rannoille ja rantaveteen istutettiin rantakasvien taimia. Lisäksi 2006 kesällä altaisiin sijoitettiin yläpuoliselta Rajamäenkoskelta sammalkasvuston peittämiä kiviä. Toimien tarkoituksena oli nopeuttaa tekokosken kehittymistä kohti luonnonkoskea.



Kuva 2. Malkakosken ykkös -, kakkos – ja kolmosaltaat (kuva Maria Laaksonen).

Malkakosken säännöstelypato on ylipurkautuva ja patoluukut toimivat automaattiohjauksella. Padotuskorkeus aliveden aikana on 2,7 m ja padotun alueen vedenkorkeuden vaihteluväli on 30 cm. Padotusalueen pituus Malkakosken yläpuolella on noin 35 km. Minimijuokutus alapuoliseen vesistöön on neljä kuutiota ja maksimissaan alapuoliseen vesistöön juoksetetaan 400 kuutiota vettä sekunnissa. Malkakosken pato ei aiheuta nousuestettä kaloille, koska tekokoski on muotoiltu riittävän loivaksi ja säännöstelypadon yhteyteen on rakennettu kalatie, jonka toimivuus on kyetty osoittamaan telemetriatutkimuksin (Huovinen 2008, julkaisematon).

Vertailukoskien oli sijaittava riittävän lähellä tutkimuskohdetta, jolloin minimoitiin joen koosta ja veden laadusta johtuvat pohjaeläinyhteisöjen erot. Pohjanmaalla erityisesti tuli ottaa huomioon maaperästä aiheutuva veden happamuus. Kyrönjoen valuma-alueella sulfaattimaat sijaitsevat pääosin korkeuskäyrän 60 m alapuolella. Happamuusongelma lisääntyy joen alaosaa kohti mentäessä ja vedenlaatu muutenkin heikkenee. Valuma-alueesta suot ja metsät mukaan lukien on happamia sulfaattimaita 7-8 % eli 35 000-40 000 ha (Anonyymi 2007, julkaisematon). Vertailukoskiksi valittiin kaksi lähintä Malkakosken alapuolista koskea, Kirkonkoski ja Reinilänkoski, koska yläpuolista vertailukoskea ei ole riittävän lähellä. Vedenlaatatiedot saatiin Hanhikoskella mittaavasta automaatiopisteestä. Hanhikoski sijaitsee noin seitsemän kilometriä Malkakoskesta alajuoksulle Malkakosken ja Kirkonkosken välissä.

Kirkonkoski sijaitsee Ylistaron keskustassa nimensä mukaisesti kirkon välittömässä läheisyydessä (Kuva 1). Kirkonkoskelle on Malkakoskelta matkaa noin 18 km ja koski sijaitsee 25 metriä merenpinnan yläpuolella. Kirkonkoski oli luonnontilainen vuoteen 1914 asti, kunnes siihen rakennettiin myllypato. Tällä hetkellä myllyn olemassa olosta muistuttaa vain vanha myllyrakennus ja koskesta löytyvät myllynkivet. Koski on

kivikkoinen, sitä rikkoo muutama betonirakenne ja kosken ylittää silta (Kuva 3). Kirkonkoski ei aiheuta edes ajoittaista nousuestettä kaloille vaan on ylitettävissä ympäri vuoden. Kirkonkoski on noin 550 m pitkä ja keskimäärin noin 53 m leveä.



Kuva 3. Kirkonkoski sen ylittävältä sillalta kuvattuna (kuva Mika Sivil).

Reinilänkoski sijaitsee Isonkyrön kunnan keskustan tuntumassa 20 metriä merenpinnan yläpuolella ja Kirkonkoskelta Reinilänkoskelle matkaa kertyy noin 14 km (Kuva 1). Koski on noin 300 m pitkä ja noin 120 m leveä. Kosken ylittää silta. Reinilänkoski on kivi- ja betonirakenteinen ja on aikoinaan valjastettu vesivoimankäyttöön ja rakenteet on uusittu vuonna 1932. Koskella on aliveden aikana padotuskorkeutta 1,16 m ja se aiheuttaa ajoittain estettä kalankululle (Kuva 4). Padotusalueen pituus Reinilänkoskella on noin puoli kilometriä.



Kuva 4. Reinilänkosken patorakennetta (kuva Unto Tapio).

3.1.2. Tutkimusmenetelmät

Tarkoituksena oli selvittää Malkakosken keinotekoisien koskien pohjaeläinyhteisön muutosta vuosien saatossa, sekä vertaamalla kehittyvää yhteisöä saman joen luonnonkoskien yhteisöihin ja tutkia, onko tekokosken pohjaeläinyhteisö kehittynyt luonnonkoskea vastaavaksi. Pohjaeläinnäytteet kerättiin Malkakoskesta vuosina 2004, 2005 ja 2007 ja vertailukoskista vuosina 2002, 2005 ja 2007. Koska Malkakoski valmistui vasta vuonna 2003, ensimmäinen saatavilla oleva aineisto sieltä on vuodelta 2004. Tämän vertailuna käytettiin vertailukoskien aineistoja vuodelta 2002, koska aineistoa ei ollut vuosilta 2003 tai 2004. Näytteet on otettu syksyllä potkuhaavia käyttäen. Vuoden 2007 näytteet olen itse kerännyt ja määrittänyt ja vuoden 2004 näytteet määrittänyt. Vuosien 2002 ja 2005 aineistot on otettu Kyrönjoen velvoitetarkkailusta ja vesistö rakentamisen vaikutusten arvioinnista (Anonyymi 2005, julkaisematon, Mäenpää ym. 2004).

Malkakosken kolme rinnakkaisnäytettä otettiin oikean rannan keskiuomaan työntyvän särkän alaosaan alimman kynnyksen kohdalta 15.10.2007. Näytteet pyrittiin ottamaan joen velvoitetarkkailussa noudatettua käytäntöä seuraten erilaisilta pohjilta (sammal-, kivi- tai sora- /hiekkapohjalta, yksi näyte kultakin). Malkakoskelta oli kuitenkin vaikea löytää sammal- ja sora- /hiekkapohjaa, joten kaikki rinnakkaisnäytteet edustivat lähinnä kivikkoa.

Haavina käytettiin suorakaiteen muotoista potkuhaavia, jonka leveys oli 39 cm ja korkeus 28 cm. Haavaksen silmäkoko oli 0,5 mm ja haavinta-aika 30 sekuntia. Näyte seulottiin 0,5 mm seulan läpi ja tämän jälkeen näyte säilöttiin säilytysastioihin laimentamattomaan etanoliin.

Vertailukoskien näytteet kerättiin samalla menetelmällä. Kirkonkoskesta näytteet otettiin koskella uoman oikealla rannalla sijaitsevan myllyrakennuksen rannan läheisyydestä. Reinilänkoskella näytteet potkittiin koskella sijaitsevalta sillalta noin kymmenen metriä yläjuoksulle päin keskellä uomaa sijaitsevan saarekkeen rannasta.

Eläinten poiminta näytteistä tapahtui laboratoriossa valaisevan suurennuslasin avulla. Eläimet tunnistettiin mahdollisuuksien mukaan lajitasolle ja laskettiin. Vertailuaineistoina käytetyt vuosien 2002 ja 2005 Kyrönjoen velvoitetarkkailuaineisto ja arvioinnin aineisto, on myös kerätty yllä kuvatulla menetelmällä (Anonyymi 2005, julkaisematon, Mäenpää ym. 2004). Kaikkien vuosien lajilistoista laskettiin lajimäärä, yksilömäärä sekä EPT-lajimäärä, eli päiväkorentojen, koskikorentojen ja vesiperhosten lajimäärät.

Aineisto analysoitiin 2-suuntaisella-ANOVA:lla, jossa kiinteät faktorit olivat koski ja vuosi. Testin edellytykset olivat voimassa lajimäärän ja EPT-lajimäärän osalta eikä muunnoksia näille tarvinnut tehdä. Yksilömäärällä varianssien homogeenisuus ei ollut voimassa ja siksi sille tehtiin $\log(x+1)$ muunnos. Parittaisvertailutestinä käytettiin Dunnetin-testiä, joka vertaa muiden ryhmien (tässä vertailukosket) keskiarvoja vertailuryhmän (Malkakoski) keskiarvoon. Testauksessa käytettiin SPSS-ohjelmaa.

Lisäksi koskien pohjaeläinyhteisöjen kehitystä vuosien mittaan tarkasteltiin Non-metric Multidimensional Scaling (NMS) ordinaatiomenetelmällä ja koskien yhteisöjen välisiä eroja Multi-Response Permutation Procedures (MRPP) menetelmällä. NMS-ordinaatiossa aineistona olivat erilliset näytteet (lajien muuntamattomat yksilömäärät) ja etäisyysmittana Bray-Curtis. Analyysi suoritettiin PC-Ord ohjelmalla autopilot-oletuksin (McCune & Mefford 1999). MRPP on ei-parametrinen menetelmä, jolla testataan kahden tai useamman etukäteen määritellyn ryhmän (tässä kosket) välisiä eroja, kun tarkasteltavia muuttujia (tässä lajeja) on useita samanaikaisesti. Uudelleenotantamenetelmänä MRPP ei vaadi mitään aineiston jakaumalta. Vertailtavien ryhmien erottumisen voimakkuutta kuvaa

suure A, joka voi vaihdella välillä (-1,1). Arvo 0 vastaa satunnaista ryhmittymistä ja mitä suurempi arvo on, sitä voimakkaammin yhteisöt erottuvat ryhmien mukaisesti. Eron merkitsevyyttä testataan Monte-Carlo permutaatiotestillä. Myös MRPP – analyysi suoritettiin PC-Ord ohjelmalla oletusasetuksin.

3.2. Sammaleisten ja paljaiden kivien pohjaeläimistön vertailu

Alun perin tarkoituksena oli verrata Malkakoskeen istutettujen tai muuten sammaleisten kivien pohjaeläimistöä kosken vielä paljaiden kivien eläimistöön. Vuonna 2006, jolloin sammalkivet siirrettiin Rajamäenkoskesta Malkakoskeen, oli vesi matalalla (kesä-syyskuun virtaamaan keskiarvo $7,9 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, Ympäristöhallinnon Hertta-järjestelmä). Vuonna 2007 vastaava virtaama Kyrönjoella oli huomattavasti suurempi ($26,6 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) kuin istutusvuonna ja tästä syystä kivet olivat liian syvällä kerättäväksi. Koska yhtään sammalkiveä ei näytteenottohetkellä havaittu, näytteenotto paikaksi päätettiin valita Kirkonkoski. Tutkimuksessa siis selvitettiin yleisesti eroa Kyrönjoen sammalkivien ja paljaiden kivien pohjaeläinlajisto ja runsaus.

Näytteet haettiin 4.-5.9.2007. Koskesta nostettiin kaksikymmentä kiveä yksitellen haavipussissa vesipaljuun. Pienimmät kivistä olivat noin 5 cm ja suurimmat yli 20 cm halkaisijaltaan. Kymmenen kivistä oli sammalkasvuston peittämiä ja kymmenen paljaita. Kivet poimittiin pareina, joissa sammaleisen ja paljaan kiven koko ja keruupaikan hydrologiset olot olivat mahdollisimman samanlaiset (Liite 1). Nostamisen jälkeen pohjaeläimet kerättiin varovasti kivistä ensin pinseteillä ja tämän jälkeen hellästi, mutta perusteellisesti pehmeällä tiskiharjalla harjaten. Sammalkivistä otettiin talteen myös koko sammalkasvusto. Sammalkasvuston poistamisen jälkeen kivet harjattiin pehmeästi tiskiharjalla, jolloin kaikki pohjaeläimet saatiin varmasti talteen. Pohjaeläimet ja sammalet siirrettiin säilytysastioihin ja säilöttiin etanoliin.

Jokaisen kiven etupuolelta mitattiin virtausnopeus ja syvyys, ennen kiven nostoa. Kivistä mitattiin työntömitalla sen pituus (suurin mitta, L, cm), ja tähän keskenään kohtisuorat leveys (W) ja korkeus (H). Kiven pinta-ala (A, cm^2). Arvioitiin Dall'in (1979) empiirisellä kaavalla $1,2 \times (LW + LH + WH)$.

Laboratoriossa näytteet poimittiin valaisevan suurennuslasin avulla ja eläimet tunnistettiin mahdollisuuksien mukaan lajitasolle. Kustakin näytteestä laskettiin yksilömäärä, lajimäärä ja EPT-lajimäärä (päiväkorentojen, koskikorentojen ja vesiperhosten lajimäärä).

Sammalkivien ja paljaiden kivien pohjaeläinyhteisökoostumusta vertailtiin NMS ordinaatiomenetelmällä ja MRPP menetelmällä yllä kuvattuun tapaan ja yhteisömuuttujien eroja testattiin ei-parametrisellä merkkitestillä. Kunkin kiviparin osalta virrannopeus, syvyys ja kivipinta-ala onnistuttiin vakioimaan varsin hyvin (Liite 1), joten vertailussa käytettiin alkuperäisiä muuttuja-arvoja. Kivipinta-alalla korjatut arvot, eli yksilö-, laji- ja EPT-tiheydet (cm^{-2}), johtivat laadullisesti samoihin lopputuloksiin. Vesisiiröjen (*Asellus aquaticus*) yksilömäärien eroja kiviryhmien välillä testattiin parittaisella t-testillä. Siiräyksilömäärille tehtiin $\log(x+1)$ – muunnos varianssien homogenisoimiseksi ja jakaumien normalisoimiseksi (Kolmogorov-Smirnov testi, $p > 0,389$). Testauksissa käytettiin SPSS for Windows-ohjelmaa. NMS-ordinaatiomenetelmässä ja MRPP-testauksessa aineistolle tehtiin logaritmuunnos ja analyysit suoritettiin PC-Ord ohjelmalla.

4. TULOKSET

4.1. Vedenlaatu ja hydrologia

Vedenlaatu näytteenottoajankohtana oli Kyrönjoessa suhteellisen samanlainen kaikkina tutkimusvuosina. Lämpötila vuonna 2002 oli kuitenkin huomattavasti pienempi kuin muina vuosina. Veden happamuus vaihteli jonkin verran, mutta pH (vaihteluväli 5,5-6,8) ei noussut tai laskenut minään vuonna pohjelaäimille kriittiselle tasolle. Sähkönjohtokyky oli kaikkina vuosina melko sama. Tulosta sähkönjohtokyvystä ei saatu vuonna 2007. Myöskään sameusarvot eivät vaihdelleet näytteenottohetkillä suuresti. Tulos puuttui vuodelta 2004. Kiintoaineen määrässä oli eniten eroja vuosien välillä ja tulos puuttui kokonaan vuodelta 2007 (Taulukko 1).

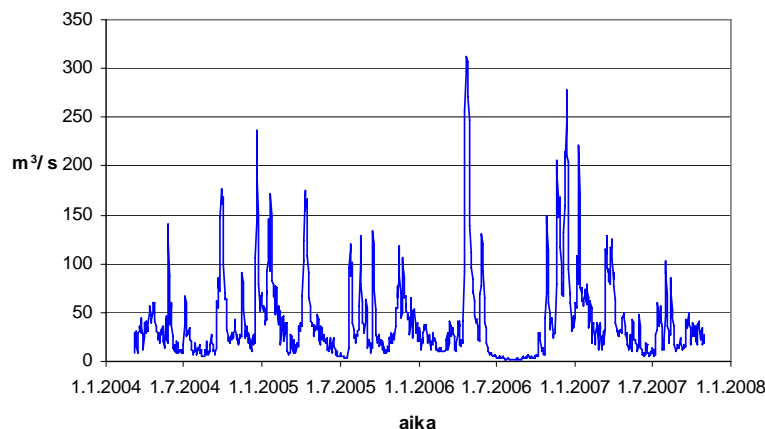
Taulukko 1. Vedenlaatutietoja Kyrönjoelta tutkimuksessa käytetyiltä vuosilta.

	Lämpötila	pH	Johtokyky	Sameus	Kiintoaine
2002	3,2	6,8	13,5	7,9	2,7
2004	10,1	6,1	13	-	9,9
2005	11,4	5,5	12	8,5	5
2007	11,1	6,4	-	8,1	-

Virtaama oli vuonna 2002 näytteenoton aikana melko pieni. Vuosien 2004, 2005 ja erityisesti vuoden 2007 virtaamat olivat huomattavasti suurempia (Taulukko 2). Virtaaman vaihtelut Malkakoskella ovat erittäin suuria (Kuva 5).

Taulukko 2. Virtaamat Kyrönjoella pohjelaännäytteenoton hetkillä.

Vuosi	Virtaama m ³ /s
2002	2,6
2004	20,1
2005	17,3
2007	22



Kuva 5. Kyrönjoen virtaamavaihtelu vuodesta 2004 vuoteen 2007.

4.2. Koskien väliset pohjaeläimistön erot

Yksilömäärässä todettiin tilastollisesti merkitsevä ero koskien välillä ($p < 0,001$). Sen sijaan vuosien välillä tilastollisesti merkitsevää eroa ei ollut ($p = 0,498$). Koskien ja vuosien välinen yhdysvaikutus oli tilastollisesti merkitsevä ($p = 0,050$). Malkakosken ja Kirkonkosken yksilömäärä erosi tilastollisesti toisistaan ($p = 0,013$) ja myös Malkakosken ja Reinilänkosken yksilömäärään saatiin tilastollisesti merkitsevä ero ($p < 0,001$).

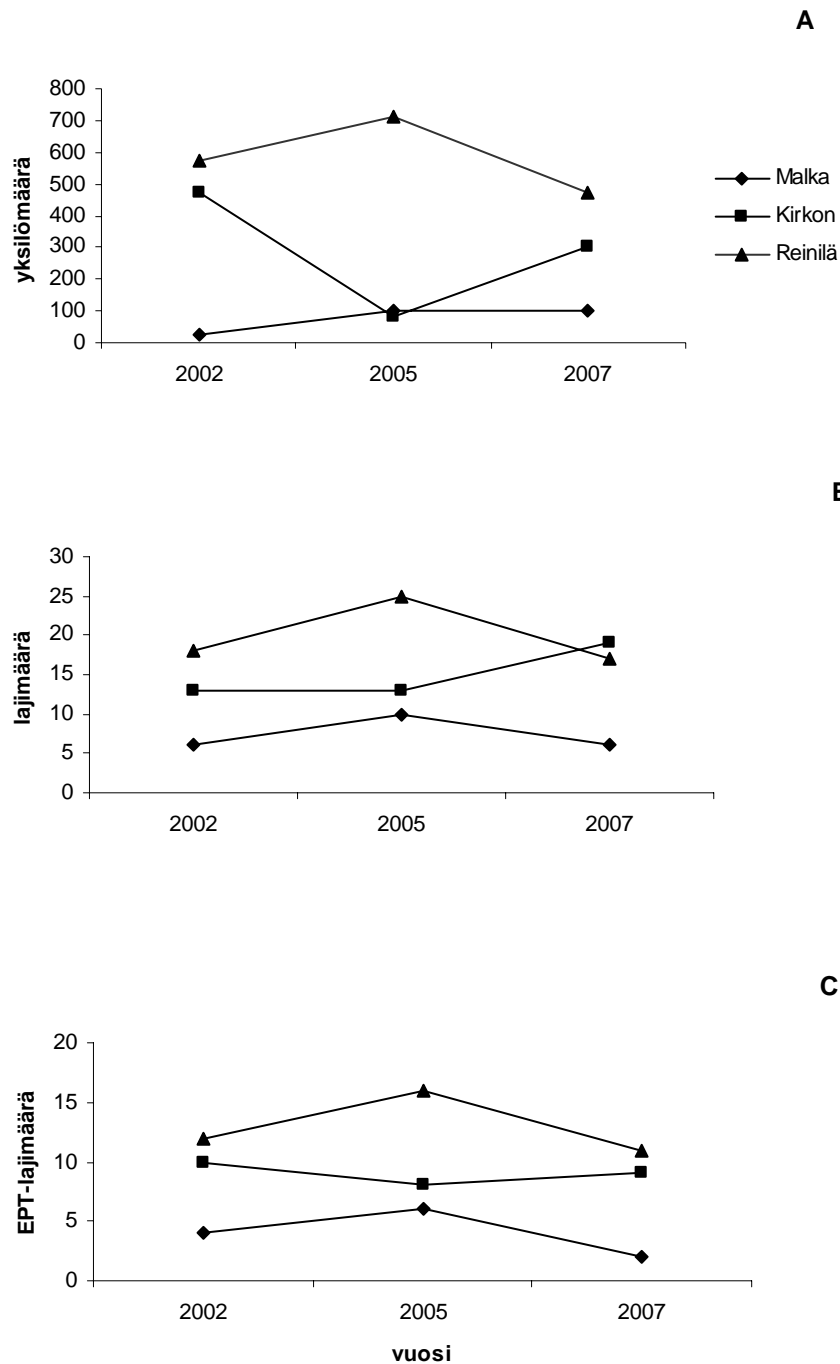
Yksilömäärä oli Malkakoskella pienin rakentamista seuraavana vuonna 2004, mistä se on vain hieman kasvanut vuosiin 2005 ja 2007. Vertailukoskien tasoa Malkakoski ei ole tavoittanut, lukuun ottamatta vuotta 2005, jolloin Kirkonkosken eläinmäärä oli poikkeuksellisen pieni. Vuonna 2007 Kirkonkosken pohjaeläinten yksilömäärät olivat jälleen nousseet lähes vuoden 2002 tasolle (Kuva 6).

Lajimäärä erosi koskien välillä tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,001$). Vuosien välinen vaihtelu ei ole tilastollisesti merkitsevää ($p = 0,341$). Myöskään koskien ja vuosien välinen yhdysvaikutus ei ollut tilastollisesti merkitsevä ($p = 0,291$). Malkakosken lajimäärä erosi tilastollisesti sekä Kirkonkosken ($p = 0,009$) että Reinilänkosken ($p < 0,001$) lajimäärästä.

Lajimäärä nousi hetkellisesti Malkakoskella vuonna 2005, mutta laski vuonna 2007 jälleen vuoden 2002 tasolle. Vuonna 2007 nousua lajimäärissä tapahtui ainoastaan Kirkonkoskella, sillä myös Reinilänkosken lajimäärä laski vuodesta 2005 (Kuva 6).

EPT-lajimäärä ei eronnut tilastollisesti merkitsevästi vuosien välisessä vertailussa ($p = 0,266$). Sen sijaan koskien välillä oli tilastollisesti merkitsevä ero ($p < 0,001$). Yhdysvaikutusta ei ollut ($p = 0,291$). EPT-lajimäärä oli sekä Kirkonkoskessa ($p = 0,002$) että Reinilänkoskessa ($p < 0,001$) suurempi kuin Malkakoskessa.

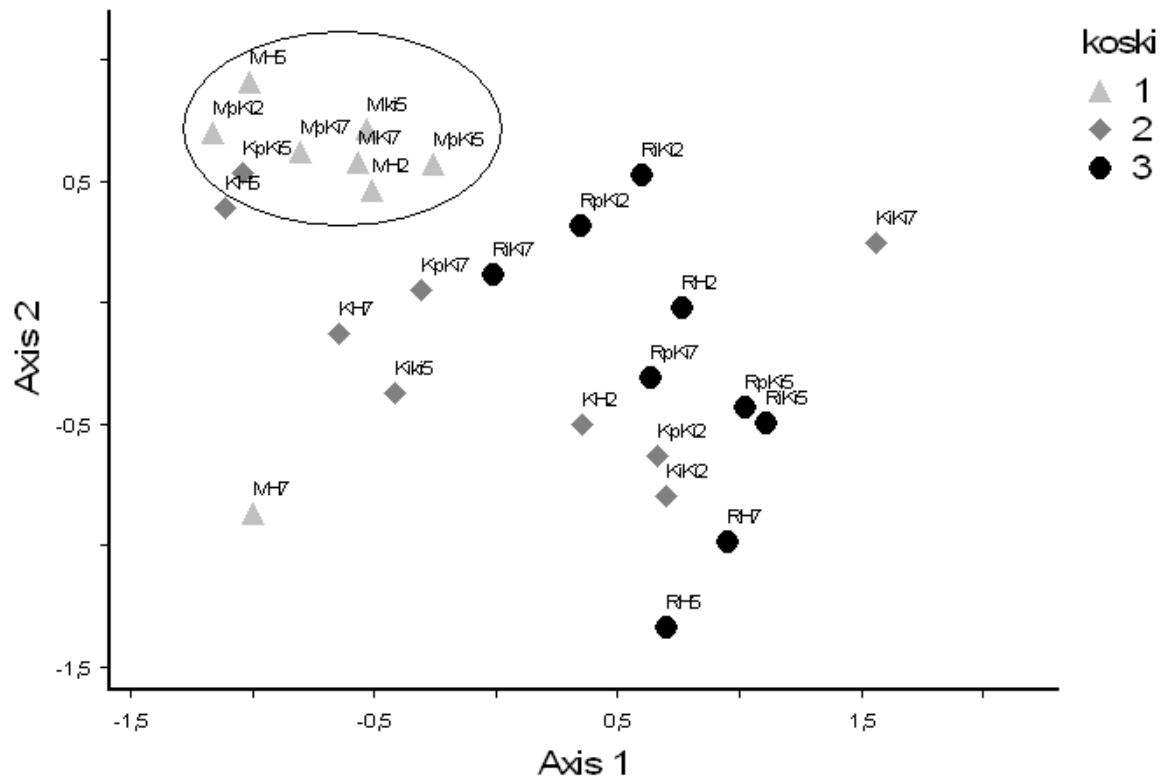
EPT-lajimäärissä oli havaittavissa samanlaista vuosien välistä vaihtelua kuin kokonaislajimäärissä. Sekä Malkakosken että Reinilänkosken EPT-lajimäärät laskivat vuodesta 2005 vuoteen 2007, kun taas Kirkonkoskella EPT-lajimäärä jatkuvasti kasvoi vuosien saatossa (Kuva 6).



Kuva 6. Pohjaeläinyhteisöjen vuosittainen vaihtelu Malkakosken ja vertailukoskien välillä a) yksilömäärän osalta, b) lajimäärän osalta ja c) EPT-lajimäärän osalta.

NMS-menetelmällä tehdyssä ordinaatiossa (lopullinen stressi = 12,02 kaksikulotteisessa ratkaisussa) voidaan havaita eri koskien asettuvan omiin ryhmiinsä ja Malkakosken pohjaeläimistö selvästi vertailukoskista poikkeavaksi (Kuva 7). Myös näytteiden ja vuosien välinen vaihtelu oli Malkakoskella vähäisempää kuin vertailukoskissa. Myös MRPP:n mukaan pohjaeläinyhteisöjen koostumuksessa oli koskien

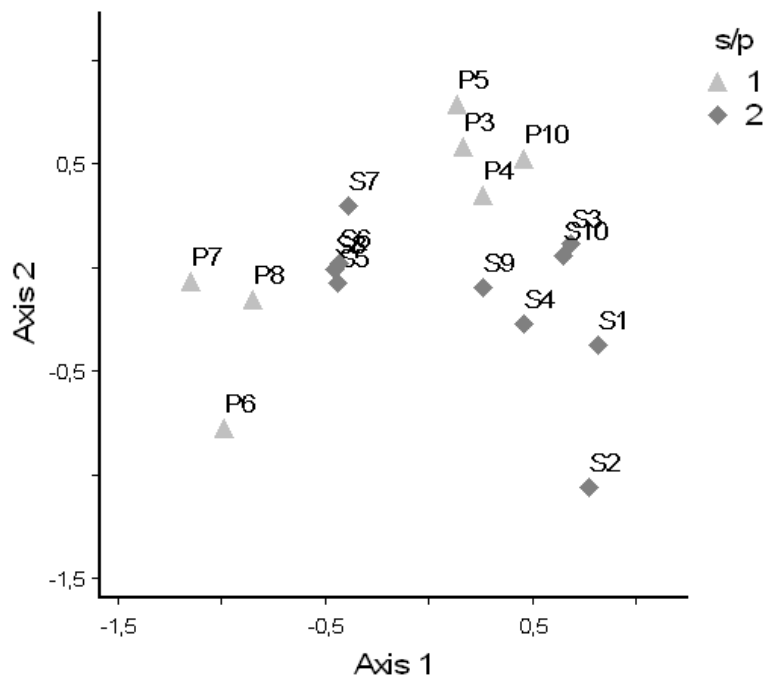
välisiä eroja ($A = 0,15$; $P < 0,001$). Parittain tehdyt testit osoittivat että Malkakosken yhteisö poikkesi sekä Kirkonkosken ($A = 0,10$; $P = 0,005$) että Reinilänkosken ($A = 0,24$; $P = 0,0001$) yhteisöstä.



Kuva 7. Malkakosken ryhmittyminen omaan ryhmäkseen vertailukoskiin verrattuna NMS-ordinaatioissa (1 = Malkakoski, 2 = Kirkonkoski, 3 = Reinilänkoski).

4.3. Sammalleisten ja paljaiden kivien vertailu

Ordinaatiomenetelmä (Kuva 8) ja MRPP eivät osoittaneet eroja sammalkivien ja paljaiden kivien pohjaeläimistöissä ($A = 0,0067$; $P = 0,309$). Näissä analyyseissä ei voitu huomioida kolmea paljasta kiveä, joilta eläimet kokonaan puuttuivat. Merkkitestin tulokset sen sijaan osoittavat yksilömäärien, lajimäärän ja EPT-lajimäärän olevan sammalkivillä suurempi kuin paljailla kivillä (kaikilla $p = 0,021$). Kaikkien muuttujien arvo oli suurempi kunkin kiviparin sammalleisellä kivellä yhtä tapaus lukuun ottamatta (Liite 2).



Kuva 8. Sammalkivien ja paljaiden kivien sijoittuminen NMS-ordinaatioon (1 = sammalkivi, 2 = paljaskivi).

Selvimmän sammalkivillä viihtyvä laji näytti olevan vesisiira, joskin silläkin runsausero kiviryhmien välillä oli tilastollisesti vain ”suuntaa antava” (parittainen t-testi, $p = 0,097$). Kivien koosta ja sammalajista riippumatta olivat tietyt lajit ryhmittyneet alueittain. Tällaisia olivat harvasukasmadot, vesisiira, päiväkorennot (*Baetis*- ja *Heptagenia*-lajit) ja siiviläsirvikkäät (Hydropsychidae).

5. TULOSTEN TARKASTELU

5.1. Vedenlaatu ja virtaus

Vedenlaatu vuosien välillä Kyrönjoessa oli suhteellisen samanlainen. Lämpötila vuonna 2002 oli kuitenkin huomattavasti pienempi kuin muina vuosina.

Happamuushaittojen esiintyminen Kyrönjoella on hyvin jaksottaista. Esimerkiksi runsaiden sateiden jälkeen pH laskee. Erityisen paha tilanne on kuivan kesän jälkeinen runsassateinen syksy tai seuraavan vuoden voimakas kevättulva. Happamuus Kyrönjoella on pääasiallisesti peräisin sulfaatti- eli alunamaista (Teppo ym. 2006). Vaikka pH eri näytteenottovuosien välillä hieman vaihteli, ei se minään vuonna laskenut pohjaeläimille kriittiselle tasolle. Edes Kyrönjoella tehdyt vesistötyöt eivät vaikuttaneet vuoden 2002 happamuusarvoihin, vaan vuoden 2002 pH oli vertailuvuosien korkein (6,8). Happamuus ei siis todennäköisesti ole vaikuttanut pohjaeläinten yksilö- ja lajimäärien vuosien väliseen vaihteluun.

Sähkönjohtokyky Suomen sisävesissä on tyypillisimmillään $5-13 \text{ mSm}^{-1}$ (Särkkä 1996), joten sähkönjohtokyky Kyrönjoella on normaali, eikä näin ollen oletettavasti ole vaikuttanut pohjaeläinyhteisöjen koostumuksen vaihteluun vuosien välillä.

Vedessä olevaa kiintoainetta ovat savihiukkaset, saostunut humus, eläinplankton sekä kasviplankton. Kyrönjoen valuma-alueen voimakkaan maankäytön vuoksi joen veden

kiintoainepitoisuudessa on voimakasta vuodenaikaisvaihtelua ja suurimmillaan pitoisuus on keväisin ja syksyisin. Huippuvirtaamien aikaan joen vesi on suurten humus- ja kiintoainepitoisuuksien vuoksi harmaanruskeaa (Teppo ym. 2006). Pohjaeläimet ovat kuitenkin sopeutuneet vedessä tapahtuvaan kiintoainepitoisuuden nousuun. Jatkuva korkea kiintoainepitoisuus saattaa kuitenkin vaikuttaa pohjaeläinyhteisöihin (Wood & Armitage 1997). Kyrönjoen vesistötöiden on havaittu aiheuttaneen vain ajoittaista kiintoainepitoisuuden kasvua (Teppo ym. 2006), eikä esimerkiksi Malkakosken valmistusvaiheessa otetun vesinäytteen kiintoainepitoisuudet ole suurempia kuin muina vuosina. Tilanne kertoo kuitenkin vain näytteenoton hetkellä olevan kiintoainemäärän. Voimakkaissa virtauksissa peratuilta alueilta on mahdollisesti erodoitunut paljon ainesta virran mukaan, mutta suuren virtaaman vuoksi pitoisuudet laimenevat ja todellinen liikkeelle lähteneen kiintoaineen määrä voi hämärtyä. Vesistötyöt on tehty talvella, joten kaivutöistä ei aiheutunut töidenaikaisia muutoksia syksyiseen vedenlaatuun. Vuoden 2007 kiintoainepitoisuuden vaikutusta ei pystytä arvioimaan, koska se puuttuu tuloksista.

Veden sameus on kytköksissä kiintoaineen määrään. Kyrönjoella samennusta aiheuttaa pelloilta valuva kiintoaine ja joskus joella esiintyy myös leväsamennusta. Kiintoaineen aiheuttamaan sameuteen vaikuttaa virtaamaan suuruus ja tulvan ja sateiden ajankohta (Teppo ym. 2006). Sameusarvot olivat tutkimusvuosina hyvin lähellä toisiaan, joten sameudella ei ollut oletettavasti vaikutusta pohjaeläinyhteisöjen ajalliseen vaihteluun.

Kyrönjoen virtaamat ovat suurimmillaan kevättulvien aikaan. Kesällä virtaamat ovat pienimmillään. Syksyllä virtaamat taas sateiden ja haihtumisen vähennyttyä kasvavat ja saattavat lähestyä jopa kevään virtaamalukemia. Talvella virtaamat jälleen laskevat keskikesän tasolle (Teppo ym. 2006). Vuosittainen vaihtelu Kyrönjoen virtaamissa on erittäin suurta ja asettaa pohjaeläimille suuria haasteita.

Veden virtaus on mahdollisesti voimakkain virtavesien eliöstöön vaikuttava tekijä (Allan, 1995). Virtaus vaikuttaa paitsi pohjaeläinten paikalla pysymiseen myös uoman pohjan materiaaliin (Newbury, 1984). Virtauksen voimakkaasta vaikutuksesta huolimatta vuosien välinen yhteisövaihtelu ei näytä liittyvän virtaamavaihteluun.

5.2. Koskien väliset pohjaeläimistön erot

Malkakosken on toivottu muodostavan luonnollisen ympäristön kasveille ja vesieliöille mahdollisimman pian. Tulokset kuitenkin osoittavat, ettei Malkakosken alueelle ole ainakaan vielä kehittynyt monipuolista, luonnonkoskille tyypillistä pohjaeläinyhteisöä. Malkakoski ei ole saavuttanut yksilömääriltään, lajimääriltään tai EPT-lajimääriltään Kirkonkosken ja Reinilänkosken vastaavia määriä. Malkakoski ei myöskään näytä vuosien saatossa kehittyneen luonnonkoskia vastaavaksi. Koskien ero tai sen suuruus ei riippunut merkittävästi havaintovuodesta, paitsi yksilömäärän osalta. Yksilömäärän merkittävä yhdysvaikutus johtunee Kirkonkosken alhaisesta yksilömäärästä vuonna 2005. Yksilömäärä Kirkonkoskella oli vuonna 2005 Malkakosken tasoa.

Pohjaeläimet pystyvät levittäytymään häiritylle alueelle heti kun alue pystyy tarjoamaan eläimille ravintoa ja suojaa (Mackay 1992). Häirityn alueen läpi kulkeutuu pohjaeläimiä jatkuvasti, mutta ne eivät jää alueelle ennen kuin se on vakaa ja sopiva elinympäristö (Pontasch & Brusven 1987).

Lamberti ym. (1991) totesivat joidenkin herbivorien kuten surviaissääskentoukkien ja päiväkorentojen saavuttavan häirityllä alueella yläjuoksua vastaavan tiheyden vuodessa ja vähemmän liikkuvien herbivorien kahdessa vuodessa. Pilkkajat ja pedot olivat myöhäisimmät levittäytyneet pohjaeläimistä.

Gore (1979) totesi mäkärien (Simuliidae) saapuvan ensimmäiseksi alueelle. Toisena saapuivat siiviläsirvikkäät (Hydropsychidae) ja sen jälkeen *Baetis*-lajit, suodattajat ja surviaissääsken toukat. Tiheydet alueella olivat yläpuolisen osan kanssa samanlaisia 70 ja 125 päivän kuluessa tiheyden ja yhteisön samanlaisuuden osalta. Lajirunsaus saavutettiin alueella kuitenkin vasta 300 päivän kuluessa uoman avaamisesta. Myös Gore (1979) totesi että pilkkojat ja pedot olivat myöhäisimmät saapujat häiritylle alueelle.

Malkakoskella ei kuitenkaan esiintynyt vuoden 2007 ja 2004 näytteissä yhtään mäkärää ja vuoden 2005 näytteistä löytyi vain kaksi mäkäräntoukkaa. Malkakoskella edelleen vallitsevin eläinryhmä on harvasukasmadot. Myös surviaissääskiä on runsaasti. Alueelle on levittäytynyt myös vesisiirvoja, päiväkorentoja, muutama laji koskikorentoja ja vesiperhosia, mutta ainakaan vielä ei Malkakosken patoalueen pohjaeläimistön monimuotoisuus ole Kyrönjoen luonnonkoskia vastaava. Malkakoskelta puuttuu erityisesti luonnonkoskien monimuotoinen vesiperhoslajisto, kuten vertailukoskissa runsaina esiintyvät Hydropsychidae – toukat (Liite 3).

Malkakosken pohjaeläinten runsaus ja lajimäärä oli suurempi vuonna 2005 kuin vuosina 2004 ja 2007. Vuodesta 2004 vuoteen 2005 tapahtuva runsauden kasvu on todennäköisesti luontaisen kehityksen aikaansaamaa, mutta vuoden 2007 pohjaeläinmäärien laskuun on todennäköisesti syynä poikkeavat näytteenotto -olosuhteet. Suuren virtaaman takia ei näytteitä tällöin päästy hakemaan samoilta paikoilta kuin aikaisempina vuosina ja näytteenotto oli myös muuten hankalaa.

Malkakoskelle ei välttämättä voida edes odottaa kehittyvän samanlaista pohjaeläinyhteisöä kuin Kyrönjoen luonnonkoskilla. Erityisesti keväällä ja syksyllä virtaus on voimakasta Malkakoskella ja näin ollen rajoittaa pohjaeläinten selviytymistä. Suurien kevät- ja syysvirtaamien vuoksi koskeen paikalleen muuratut kivet ja pienemmät irtokivet ovat huuhtoutuneet pois ja kasvillisuuden määrä on vähäistä.

Minshalin (1984) mukaan keinotekoisien partikkeliin pinoilla on yhtä paljon pohjaeläimiä kuin luonnollisissa kivissä. Myös keinotekoiset pinnat siis voivat muuttua lajimääriltään ajan myötä luonnontilaista ympäristöä vastaavaksi. Yrityksistä huolimatta keinotekoisien Malkakosken pohjaeläimistö ei ole kehittynyt luonnollisia koskia vastaavaksi (Liite 3). Pohjan rakenne on edelleen Malkakoskella erittäin yksipuolinen.

Voimakkaat virtaukset tekevät myös pohjasta epävakaa, mikä vaikeuttaa vesisammalen asettumista kosken alueelle. Sammalet vaativat vakaan pohjan (Stream bryophyte group 1999), koska niiden kiinnittyminen ja kasvu on erittäin hidasta (McAuliffe 1983, Suren 1991) ja tästä syystä Malkakoskelle sammalkasvusto saattaa kehittyä erittäin hitaasti, jos ollenkaan. Tosin vuonna 2006 sammalkivien siirron yhteydessä havaittiin luonnostaan levinnyttä vesisammalkasvustoa, joten sammalkasvuston kehittyminen Malkakoskelle on mahdollista.

5.3. Sammalleisten ja paljaiden kivien vertailu

Useat tutkimukset tukevat käsitystä, että sammalkasvustossa elää runsaslajisempi pohjaeläimistö kuin paljaalla pinnalla (Suren 1991). Biomassat eivät kuitenkaan välttämättä eroa suuresti näiden kahden erilaisen ympäristön välillä. Tässä tutkimuksessa ei punnittu pohjaeläinten biomassaa, mutta aineistossa oli havaittavissa eläinten suurempi koko juuri paljailta kivipinnoilla. Suuremmat lajit eivät suosi elinympäristönä tiheitä sammalkasvustoja, vaan elävät mieluummin paljailta pinnoilla (esim. Hydropsychidae ja Heptagenidae). Sammalkasvusto toimii pienillä eläimillä suojana virtaa vastaan ja tarjoaa niille sopivaa ravintoa. Suurten eläinten on helpompaa kiinnittyä paljaille pinnoille ja siksi ne eivät vaadi tiheitä kasvustoja (Peckarsky 1986). Suurten pohjaeläinten on myös vaikea

liikkua tiheässä sammalkasvustossa (Suren 1991). Tästä syystä paljaalla pinnalla elää yleensä vähemmän yksilöitä, mutta niiden paino on suurempi kuin sammalkasvustossa elävien pienten yksilöiden (Suren 1993).

Tässä tutkimuksessa yksilömäärissä oli tilastollisesti merkitsevä ero paljaiden ja sammaleisten kivien välillä. Paljaita kiviä elinympäristönään käyttää suppeampi määrä lajeja ja kokonaislajimäärä ja EPT- lajimäärä oli tästä syystä sammaleisilla kivillä suurempi. Koska lajimäärä oli suurempi luonnonkosken sammaleisilla kivillä, voidaan olettaa että Malkakoskella tehdyllä sammalkivien siirrolla tai sammalten luontaisella levittäytymisellä voi onnistuessaan olla myönteistä vaikutusta kosken pohjaeläindiversiteetille.

Vesisammaleen menestymiseen ympäristössä vaikuttavat useat tekijät (lämpötila, valo, ravinteet ym.). Virtauksella on merkitystä esiintyvään sammallajiin (Stream bryophyte group 1999). Kirkonkoskella esiintyi kahta sammallajia (*Fontinalis dalecarlica* ja *Fontinalis antipyretica*). Pohjaeläimet eivät jakautuneet kiville sammallajien perusteella vaan enemmänkin hydrologisten olojen perusteella. Kirkonkoskella oli selvästi huomattavissa pohjaeläinten eri ryhmien suosivan tiettyjä alueita koskissa. Harvasukasmadot (*Oligochaeta*) näyttivät suosivan hitaammin virtaava vettä, kun taas Baetidae -ja Hydropsychidae -heimojen yksilöt voimakkaampaa virtausta. Muiden tekijöiden osalta ei selvää jakaantumista ollut havaittavissa.

Vesisiiroja oli koko kosken alueella melko tasaisesti. Kahden ensimmäisen, pienemmän uoman näytealan näytteistä ne kuitenkin puuttuivat. Vesisiiroja löytyi sekä paljailta että sammaleisilta kiviltä, mutta erityisen runsaina sammalpeitteiltä kiviltä. Malkakosken pieni vesisammalen määrä saattaa myös selittää sen miksi esimerkiksi vesisiirujen määrä Malkakoskella oli luonnonkoskia pienempi (Liite 3).

Sammalkasvustot ovat herkkiä veden korkeuden vaihteluille. Jos vesi laskee niin alas että kasvustot jäävät kuiville, vaurioittaa se paitsi itse kasvustoja, myös niissä eläviä pohjaeläimiä (Cattaneo ym. 2004). Malkakoskella veden korkeus saattaa vaihdella erittäin voimakkaasti ja saattaa osaltaan vaikuttaa heikkoon vesisammaleen esiintymiseen ja tämän seurauksena pieneen pohjaeläinmäärään ja diversiteettiin.

KIITOKSET

Sydämelliset kiitokset ohjaajalleni Heikki Hämäläiselle, joka on jaksanut opastaa ja ohjata kärsivällisesti koko prosessin ajan. Suuret kiitokset Länsi- Suomen ympäristökeskukseen ohjaajalleni Jaakko Tuhkaselle sekä Tarja Savea-Nukalalle sekä aiheesta että tuesta erityisesti valmisteluvaiheessa. Kiitos Mika Toloselle näytteenotosta ja Olli Autiolle pohjaeläinten määrittämisyavusta. Ja siskolleni Erja Pulliselle kiitokset teknisestä avusta gradun valmistuksen loppumetreillä.

KIRJALLISUUS

- Allan J.D. 1995. *Stream Ecology-Structure and Function of Running Waters*. London, 388s.
- Benson L.J. & Pearson R.G. 1987. Drift and upstream movement in Yuccabine Creek, an Australian tropical stream. *Hydrobiologia* 153: 122-239.
- Benzie J.A.H. 1984. The colonization mechanism of stream benthos in a tropical river (Menik Ganga: Sri Lanka). *Hydrobiologia* 111: 171-179.
- Bird G.A. & Hynes H.B.N. 1981. Movement of immature aquatic insects in a lotic habitat. *Hydrobiologia* 77: 103-112.

- Boulton A.J., Spangaro G.M., & P.S. Lake. 1988. Macroinvertebrate distribution and recolonization on stones subjected to varying degrees of disturbance-an experimental approach. *Arch. Hydrobiol.* 113: 551-576.
- Brusven M.A., Meehan W.R. & Biggam R.C. 1990. The role of aquatic moss on community composition and drift of fishfood organisms. *Hydrobiologia* 196: 39-50.
- Cattaneo A., Cloutier L. & Methot G. 2004. The response of invertebrates in moss and in gravel to water level fluctuations in a Quebec stream. *Hydrobiologia* 161: 21-43.
- Ciborowski J.J.H. & Corkum L.D. 1980. Importance of behaviour to the re-establishment of drifting Ephemeroptera, Teoksessa: Mackay R.J. 1992. Colonization by Lotic Macroinvertebrates: A Review of Processes and Patterns. Toronto, ss. 617-628.
- Ciborowski J.J.H. & Clifford H.F. 1984. Short-term colonization patterns of lotic macroinvertebrates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1626-1633.
- Dall P.C. 1979. A sampling technique for littoral stone dwelling organism. *Oikos* 33: 106-112.
- Doeg T.J., Marchant R., Douglas M. & Lake P.S. 1989. Experimental colonization of sand, gravel and stones by macroinvertebrates in the Acheron River, southeastern Australia. *Freshwater Biol.* 22 :57-64.
- Gersabeck E.F. & Merritt R.W. 1979. The effect of physical factors on the colonization and relocation behavior of immature black flies (Diptera: Simuliidae). *Environ. Entomol.* 8: 34-39.
- Gore J.A. 1979. Patterns of initial benthic recolonization of a reclaimed coal strip-mined river channel. *Can. J. Zool.* 57: 2429-2439.
- Hart D.D. 1981. Foraging and resource patchiness-field experiments with a grazing stream insect. *Oikos* 37: 46-52.
- Hart D.D. 1985. Causes and consequences of territoriality in a grazing stream insect. *Ecology* 66: 404-414.
- Hart D.D. 1986. The adaptive significance of territoriality in filter-feeding larval black flies (Diptera: Simuliidae). *Oikos* 46: 88-92.
- Helle I., Jormola J. & Niemelä J. 2004. Purovesien merkitys kaupunkiluonnon monimuotoisuudelle. *Suomen ympäristö* 724: 1-41.
- Hemphill N. 1988. Competition between two stream dwelling filter feeders, *Hydropsyche oslari* and *Simulium virgatum*. *Oecologia* 77: 73-80.
- Hepojoki A. & Silander J. 1994. Kyrönjoen Malkakosken pienoismallitutkimus. Teknillinen korkeakoulu, vesirakennuslaboratorio, 54 s.
- Hughes J.M. 2007. Constraints on recovery: using molecular methods to study connectivity of aquatic biota in rivers and streams. *Freshwater Biol.* 52: 616-631.
- Khalaf G. & Tachet H. 1977. La dynamique de colonisation des sustars artificiel par les macroinvertebres d'eau. *Ann. Limnol.* Teoksessa: Mackay R.J. 1992. Colonization by Lotic Macroinvertebrates: A Review of Processes and Patterns. Toronto, ss. 169-190.
- Lamberti G.A., Greogory L.R., Ashkenas L.R., Wildman R.C. & Moore K.M.S. 1991 Steam ecosystem recovery following a catastrophic debris flow. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 196-208.
- Mackay R.J. 1992. Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 617-628.
- Malmqwist B. & Otto C. 1987. The influence of substrate stability on the composition of stream benthos – an experimental study. *Oikos* 48: 33-38.

- Maurer M.A. & Brusven M.A. 1983. Insect abundance and colonization rate in *Fontinalis neomexicana* (Bryopfyta) in an Idaho batholith stream, USA. *Hydrobiologia* 98: 9-15.
- McAuliffe J.R. 1983. Competition, colonization patterns, and disturbance in stream benthic communities. Teoksessa: Mackay R.J. 1992. Colonization by Lotic Macroinvertebrates: A Review of Processes and Patterns. Toronto, ss. 137-155.
- McAuliffe J.R. 1984. Competition for space, disturbance, and the structure of a benthic stream community. *Ecology* 65: 894-908. Teoksessa: Mackay R.J. 1992. Colonization by Lotic Macroinvertebrates: A Review of Processes and Patterns. Toronto, ss. 137-155.
- McCune B. & Mefford M.J. 1999. *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4.25*. MjM Software Design, Gleneden Beach, 237 s.
- Meals D.W., Levine S.N., Wang D., Hoffmann J.M., Cassel E.A., Drake J.C., Pelton D.K., Galarneau H.M. & Brown A.B. 1999. Retention of spike additions of soluble phosphorus in a northern eutrophic stream. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 18: 151-184.
- Meier P.G., Penrose D.L. & Polak L. 1979 The rate of colonization by macroinvertebrates on artificial substrate samplers. *Freshwater Biol.* 18: 185-198.
- Minshall G.W. 1984. Aquatic insect substratum relationships. Teoksessa: Resh V.H. & Rosenberg D.M. (toim.), *The Ecology of Aquatic Insects*. New York, ss. 358-400.
- Minshall G.W. & Minshall J.N. 1977. Microdistribution of benthic invertebrates in a Rocky Mountain stream. Teoksessa: Mackay R.J. 1992. Colonization by Lotic Macroinvertebrates: A Review of Processes and Patterns. Toronto, ss. 231-249.
- Morin A. 1987. Unsuitability of introduced tiles for sampling black fly larvae. *Freshwater Biol.* 17: 143-150.
- Mäenpää E., Teppo A., & Paavola R. 2004. Kyrönjoen pohjaeläimistö ja vesisammalten metallipitoisuudet - vesistö rakentamisen vaikutusten arviointi. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 345, 62 s.
- Newbury R.W. 1984. Hydrologic determinants of aquatic insect habitats. Teoksessa: Resh V.H. & Rosenberg D.M. (toim.), *The Ecology of Aquatic Insects*. Praeger, New York, ss. 358-400.
- Peckarsky B.L. 1986. Colonization of natural substrates by stream benthos. *Can. J.N. Fish. Aquat. Sci.* 43: 700-709.
- Pontasch K.W. & Brusven M.A.. 1987. Periphyton response to a gasoline spill in Wolf Lodge Creek, Idaho. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 44:1669-1673.
- Ranta E. 1983. Kalaston koostumuksesta ja erityisesti lyhytaikaisäännöstelyn vaikutuksista ahvenkantoihin (*Perca fluviatilis* L.) Kyrön- ja Lapuanjoessa. Jyväskylän yliopisto. Pro gradu -tutkielma, 69 s.
- Rautio L.M., Aaltonen E.-K. & Storberg K.-E. 2006. Kyrönjoen vesistöalueen alustava hoito-ohjelma. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 419, 84 s.
- Savea-Nukala T., Rautio L.M. & Seppälä M. 1997. Kyrönjoen tila ja vesiensuojelun taso. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 16, 167 s.
- Shaw D.W. & Minshall G.W. 1980. Colonization of an introduced substrate by stream macroinvertebrates. *Oikos*. 34: 259-271.
- Sheldon A.L. 1984. Colonization dynamics of aquatic insects. Teoksessa: Resh V.H. & Rosenberg D.M. (toim.), *The Ecology of Aquatic Insects*. New York, ss. 401-429.
- Stream Bryophyte group. 1999. Roles of bryophytes in stream ecosystems. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 18: 151-184.
- Suren A. 1991. Bryophytes as invertebrate habitat in two New Zealand alpine streams. *Freshw. Biol.* 26: 399-418.

- Suren A. 1993. Bryophytes and associated invertebrates in first-order alpine stream of Arthur's Pass, New Zealand. *New Zeal. J. Mar. Freshwat. Res.* 27: 479-494.
- Särkkä J. 1996. *Järvet ja ympäristö, Limnologian perusteet*. Tammer-paino, Tampere, 157 s.
- Teppo A., Tolonen M., Korsu K., Sivil M., Kouvurinta M., Marjomäki T., Koivisto A-M., Latvala J., Rautio L.M. 2006. Kyrönjoen yläosan vesistöiden vaikutus ja Kyrönjoen tila vuosina 1975-2003. *Suomen ympäristö* 18/2006: 1-174.
- Townsend C.R. & Hildrew A.G. 1976. Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. *J. Anim. Ecol.* 45: 759-772.
- Ulfstrand S., Nilsson L.M. & Stergar A. 1974. Composition and diversity of benthic species collectives colonizing implanted substrates in a South Swedish stream. *Entomol. Scand.* 5: 115-122.
- Williams D.D. & Hynes H.B.N. 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos. *Oikos* 27: 265-272.
- Wood P.S. & Armitage P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21: 203-217.

Liite 1. Sammalleisten ja paljaiden kivien hydrologiset tiedot ja mitat sekä sammaleiden lajit

	p 1	s 1	p 2	s 2	p 3	s 3	p 4	s 4	p 5	s 5
Sammalenpaino (g)		0,7		9,5		3,5		3,6		7,1
Sammallaji		<i>Fontinalis antipyretica</i>		<i>Fontinalis dalecarlica</i>		<i>Fontinalis dalecarlica</i>		<i>Fontinalis antipyretica</i>		<i>Fontinalis antipyretica ja Fontinalis dalecarlica</i>
Syvyys (cm)	10	7	17	15	15	20	30	22	30	15
Virrannopeus (m/s)	0,03	0,03	0,05	0,03	0,05	0,07	0,01	0,01	0,2	0,21
Kiven pituus (cm)	11,6	10,6	23,5	24	22,2	23	19,8	33,9	18,6	22,5
Kiven leveys (cm)	9	7,5	17,1	14,8	12	13,1	18,9	12,8	17,8	19
Kiven korkeus (cm)	3,9	3,9	18,5	13,6	11,1	5,9	8,1	16,8	11,5	7,9
Kiven ala (cm²)	22076	17787	138224	105832	77366	61830	82546	146319	90060	90778
	p 6	s 6	p 7	s 7	p 8	s 8	p 9	s 9	p 10	s 10
Sammalenpaino (g)		5,9		2,4		2,9		10,3		4,7
Sammallaji		<i>Fontinalis dalecarlica</i>		<i>Fontinalis dalecarlica</i>		<i>Fontinalis dalecarlica</i>		<i>Fontinalis dalecarlica</i>		<i>Fontinalis antipyretica ja Fontinalis dalecarlica</i>
Syvyys (cm)	6	4	3	2	7	8	2	2	13	12
Virrannopeus (m/s)	0,39	0,43	0,45	0,35	0,12	0,1	0,45	0,7	0,05	0,25
Kiven pituus (cm)	28,1	26,4	26,8	22,7	17,1	24,5	17,3	27,7	18,4	21,6
Kiven leveys (cm)	19,9	21	18,5	14,8	13,4	14,1	11,7	23,7	10,1	11,4
Kiven korkeus (cm)	11,5	6,3	9	13,2	10,5	9,8	10,7	9,8	10,1	13,2
Kiven ala (cm²)	132980	102501	108364	99698	65735	86708	61163	138638	56804	81656

Liite 2. Sammaleisten ja paljaiden kivien lajit ja lajikohtaiset yksilömäärät

Taksonit	p 1	s 1	p 2	s 2	p 3	s 3	p 4	s 4	p 5	s 5
Oligochaeta										
<i>Oligochaeta spp.</i>		1				9	1	24	19	10
Turbellaria										
<i>Planaria torva</i>								4	3	2
Hirudinea						1				
<i>Erpobdella octoculata</i>							1			
<i>Sphaerium sp.</i>										2
Isopoda										
<i>Asellus aquaticus</i>					2	12	2	168	18	19
Ephemeroptera										
<i>Baetis sp.</i>										2
<i>Baetis subalpinus</i>										10
<i>Baetis vernus</i>										2
<i>Caenis horaria</i>										1
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>						1	1	1		4
<i>Heptagenia sulphurea</i>									3	12
Trichoptera										
<i>Athripsodes bilineatus</i>						1				
<i>Hydropsyche angustipennis</i>									2	
<i>Hydropsyche pellucidula</i>										1
<i>Hydropsyche siltalai</i>									1	2
<i>Hydropsyche sp. (juv.)</i>									1	
<i>Hydroptila sp.</i>						1				
<i>Lepidostoma hirtum</i>						4				1
<i>Leptoceridae</i>					1				1	
<i>Limnephilidae sp. (juv.)</i>		3		3		7		2		
<i>Neureclipsis bimaculata</i>									1	1
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>								1		
<i>Polydentropodidae</i>							1	2		
<i>Potamophylax sp.</i>								1		
<i>Rhyacophila nubila</i>						1				1
Coleoptera										
<i>Oulimnus tuberculatus</i>						1		1	3	
Diptera										
<i>Ceratopogoninae sp.</i>									3	1
<i>Chironomidae sp.</i>					3	25		8	2	16
<i>Simuliidae sp.</i>										3
<i>Tipulidae sp.</i>						3				
<i>Wiedemannia sp.</i>		1								
Hydracarina										1
yksilömäärä	0	5	0	3	6	38	6	204	57	91
lajimäärä	0	2	0	1	3	12	5	9	11	18
EPT-lajimäärä	0	1	0	1	1	6	2	4	5	10

Liite 2. jatkuu

Taksonit	p 6	s 6	p 7	s 7	p 8	s 8	p 9	s 9	p 10	s 10
Oligochaeta										
<i>Oligochaeta spp.</i>				4					2	1
Isopoda										
<i>Asellus aquaticus</i>		2		1		2			1	
Ephemeroptera										
<i>Baetis sp.</i>				2		1				
<i>Baetis liebenauae</i>				1				1		
<i>Baetis subalpinus</i>	5	1	22	6	3	7				
<i>Baetis vernus</i>	4	1	6			1				
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>										1
<i>Heptagenia sp.</i>	1									
Trichoptera										
<i>Ecnomus tenellus</i>				2						
<i>Hydropsyche angustipennis</i>				1	1					
<i>Hydropsyche pellucidula</i>		3	3		1	1				
<i>Hydropsyche siltalai</i>			20	5	1	3				
<i>Hydropsyche sp. (juv.)</i>			1	2						
<i>Rhyacophila nubila</i>		1	1			1		2		
Coleoptera										
<i>Oulimnus tuberculatus</i>								1		
Diptera										
<i>Chironomidae sp.</i>		2				4		6		4
<i>Ephyridae</i>		1								
<i>Simuliidae sp.</i>		1						1		
<i>Tipulidae sp.</i>								1		1
yksilömäärä	10	12	56	22	5	20	0	12	3	7
lajimäärä	3	8	7	6	3	7	0	6	2	4
EPT-lajimäärä	3	8	7	4	3	5	0	2	0	1

Liite 3. Vuosien 2002, 2004 (Malkakoski), 2005 ja 2007 lajilistat sekä yksilömäärät, lajimäärät ja EPT-lajimäärät.

2007

Taksoni	Malkakoski	Kirkonkoski	Reinilänkoski
Ostracoda		2	
Oligochaeta			
<i>Oligochaeta</i> spp.	146	13	54
<i>Oligochaeta Naididae</i> sp.		1	
Hirudinea			
<i>Erpobdella octoculata</i>	4	1	
<i>Glossiphonia complanata</i>	1		
<i>Helobdella stagnalis</i>		2	
<i>Pisidium</i> sp.	11	26	75
<i>Sphaerium</i> sp.	2	2	32
Isopoda			
<i>Asellus aquaticus</i>	26	75	108
Ephemeroptera			
<i>Baetis niger</i>		1	
<i>Baetis rhodani</i>		1	1
<i>Baetis subalpinus</i>	2	11	4
<i>Baetis vernus</i>		2	2
<i>Caenis horaria</i>		2	
<i>Ephemerella mucronata</i>	2	3	
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>	14	26	116
<i>Heptagenia sulphurea</i>			18
Plecoptera			
<i>Nemoura</i> sp. (juv.)	2		
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	3	11	66
Trichoptera			
<i>Hydropsyche angustipennis</i>		2	170
<i>Hydropsyche pellucidula</i>		5	69
<i>Hydropsyche siltalai</i>		12	99
<i>Hydropsyche</i> sp. (juv.)	1	21	43
<i>Lepidostoma hirtum</i>		5	21
<i>Limnephilus rhombicus</i>			1
<i>Limnephilidae</i> sp. (juv.)	1		
<i>Neureclipsis bimaculata</i>		2	11
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		1	
<i>Rhyacophila nubila</i>		36	15
<i>Stenophylax permistus</i>		1	
Leptoceridae sp.		8	2
<i>Ceraclea annulicornis</i>			3
<i>Ceraclea dissimilis</i>			1
<i>Mystacides azurea</i>			1
Coleoptera			
<i>Oulimnius tuberculatus</i>		42	36
Diptera			
<i>Ceratopogoninae</i> sp.		7	2
<i>Chironomidae</i> sp.	76	579	453
<i>Ephyridae</i>		1	
<i>Limnophora</i> sp.	1	1	
<i>Simuliidae</i> sp.		1	9
<i>Tipulidae</i> sp.	3	1	
<i>Wiedemannia</i> sp.		1	

Liite 3. jatkuu

Hydracarina		1	2
yksilömäärä	295	906	1414
lajimäärä	16	34	25
EPT-lajimäärä	7	16	16

Näytteenotto 4.10.2005**2005**

Laji	Malkakoski	Kirkonkoski	Reinilänkoski
Nematoda			
<i>Nematoda sp.</i>			2
Oligochaeta			
<i>Oligochaeta spp.</i>	10	44	169
Hirudinea			
<i>Erpobdella octoculata</i>	1		1
Mollusca			
<i>Anadonta piscinalis</i>			1
<i>Pisidium sp.</i>	8		60
<i>Sphaerium sp.</i>	4		2
Isopoda			
<i>Asellus aquaticus</i>	42	8	273
Ephemeroptera			
<i>Baetis rhodani</i>	2	16	32
<i>Baetis subalpinus</i>	1	8	11
<i>Baetis vernus</i>			1
<i>Ephemerella mucronata</i>		2	1
<i>Heptagenia sulphurea</i>			23
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>	1	1	29
<i>Nemoura cinerea</i>			2
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>			82
Trichoptera			
<i>Athripsodes bilineatus</i>	1		
<i>Arthripsodes cinereus</i>			2
<i>Athripsodes sp. (juv.)</i>			2
<i>Ceraclea annulicornis</i>	4	1	8
<i>Ceraclea niconervosa</i>			3
<i>Ceratopsyche nevae</i>	85		3
<i>Cheumatopsyche lepida</i>		1	3
<i>Hydropsyche angustipennis</i>			297
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	3	21	72
<i>Hydropsyche siltalai</i>		54	87
<i>Hydropsyche sp. (juv.)</i>	7		71
<i>Lepidostoma hirtum</i>	1	1	44
<i>Lype reducta</i>		1	
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	9	3	9
<i>Oecetis testacea</i>			1
<i>Psychomyia pusilla</i>	20	1	2
<i>Rhyacophila nubila</i>	5	9	33
<i>Rhyacophila sp. (juv.)</i>	-	1	1
Coleoptera			
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	2	40	17
Diptera			
<i>Ceratopogoninae sp.</i>		1	2

Liite 3. jatkuu

<i>Chironomidae sp.</i>	87	28	768
<i>Hemerodromidae</i>		1	
<i>Hydrella sp.</i>			1
<i>Limnophora sp.</i>			1
<i>Simuliidae sp.</i>	2	4	9
<i>Wiedemannia sp.</i>		2	
Hydracarina			3
yksilömäärä	295	248	2128
lajimäärä	19	21	35
EPT-lajimäärä	11	13	21

Näytteenotto 2002 Malkakoski 2004

2002, Malkakoski 2004

Taksoni	Malkakoski	Kirkonkoski	Reinilänkoski
Oligochaeta			
<i>Oligochaeta spp.</i>	1	6	30
<i>Pisidium sp.</i>		3	68
<i>Sphaerium sp.</i>			52
Isopoda			
<i>Asellus aquaticus</i>	7	1	62
Ephemeroptera			
<i>Baetis fuscatus</i>			1
<i>Baetis sp.</i>		1	
<i>Baetis rhodani</i>		16	2
<i>Baetis subalpinus</i>		11	14
<i>Baetis vernus</i>		4	1
<i>Caenis horaria</i>	1		
<i>Ephemerella mucronata</i>			4
<i>Heptagenia sulphurea</i>		19	50
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>	3		13
<i>Paraleptophebia sp.</i>	5		
Plecoptera			
<i>Nemoura sp.</i>	1		
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>		15	5
Trichoptera			
<i>Arthriptides sp.</i>	1		
<i>Arthriptides bilineatus</i>	1		
<i>Brachycentrus subnubilus</i>			1
<i>Ceraclea annulicornis</i>	3	1	4
<i>Ceraclea nigronevosa</i>		10	4
<i>Cheumatopsyche lepida</i>		95	2
<i>Halesus radiatus</i>	1		
<i>Hydropsyche angustipennis</i>		13	151
<i>Hydropsyche pellucidula</i>		338	432
<i>Hydropsyche siltalai</i>		746	4
<i>Hydropsyche sp. (juv.)</i>		56	307
<i>Lepidostoma hirtum</i>	2	1	16
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	2	1	11
<i>Psychomyia pusilla</i>			1
<i>Rhyacophila nubila</i>		16	42
Coleoptera			
<i>Elmis anea</i>		2	

Liite 3. jatkuu

<i>Oulimnius tuberculatus</i>	1		5
Diptera			
<i>Chironomidae sp.</i>	47	53	414
<i>Empididae sp.</i>		1408	1
<i>Hydracarina</i>			1
<i>Simuliidae sp.</i>		11	23
<i>Tipulidae sp.</i>	1		
Hydracarina	1		
yksilömäärä	78	1419	1721
lajimäärä	15	21	28
EPT-lajimäärä	9	14	19