

# Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutus ja Kyrönjoen tila vuosina 1975 - 2003

LUONNON-  
VARAT

**Anssi Teppo, Mika Tolonen, Kai Korsu, Mika Sivil,  
Mikko Koivurinta, Timo Marjomäki, Anna-Maria Koivisto,  
Jyrki Latvala ja Liisa Maria Rautio**



JULKAISUSARJA 18 | 2006

# Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutus ja Kyrönjoen tila vuosina 1975-2003

**Anssi Teppo, Mika Tolonen, Kai Korsu, Mika Sivil, Mikko Koivurinta,  
Timo Marjomäki, Anna-Maria Koivisto, Jyrki Latvala, Liisa Maria Rautio**

VAASA 2006

LÄNSI-SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS





JULKAISUSARJA 18 | 2006  
Länsi-Suomen ympäristökeskus

Taitto: Layout Päivänsäde Menninkäinen  
Kansikuva(t): Unto Tapio

Kartat: © Genimap Oy, lupa L 4659/02  
© Maanmittauslaitos, lupa nro 7

Julkaisu on saatavana myös internetistä:  
[www.ymparisto.fi/julkaisut](http://www.ymparisto.fi/julkaisut)

Fram Oy, Vaasa 2006

ISBN 952-11-2282-X (nid.) tai (sid.)

ISBN 952-11-2283-8 (PDF)

ISSN 1238-7312 (pain.)

ISSN 1796-1637 (verkköj.)

## SISÄLLYS

1. Johdanto .....	7
2. Alueen kuvaus ja säätila.....	9
3. Vesistötyöt .....	14
3.1 Kyrönjoen yläosan työalue .....	14
3.2 Vesistötyöt vuosina 1975-2003.....	14
3.3 Rintalan ja Kyrönjoen yläosan vesistöihin liittyvät luvat.....	18
3.4 Tarkkailuohjelmat .....	21
4. Virtaamien kehitys vuosina 1975-2003.....	23
4.1 Aineisto ja menetelmät .....	23
4.2 Tulokset ja tulosten tarkastelu.....	24
5. Vedenlaatu vuosina 1975-2003 .....	29
5.1 Aineisto ja menetelmät .....	29
5.2 Tulokset ja tulosten tarkastelu.....	30
5.2.1 Happamuus .....	30
pH-indeksi .....	33
Alkaliteetti .....	34
Sulfaattipitoisuus.....	34
Happamuusongelman vuodenaikaisuus .....	34
Happamuuden ajallinen muutos .....	36
5.2.2 Kiintoainepitoisuus .....	38
5.2.3 Sameus .....	41
5.2.4 Kokonaisfosforipitoisuus.....	41
5.2.5 Kokonaistypipitoisuus .....	42
5.2.6 Klorofylli-a .....	45
5.2.7 Alumiinipitoisuus .....	45
6. Vesistöiden vaikutukset vedenlaatuun .....	49
6.1 Pengerrysalueiden rakentamisen 1996-2003 aikainen tarkkailu .....	49
6.1.1 Aineisto ja menetelmät.....	49
6.1.2 Tulokset .....	51
Kiintoaine.....	51
Sameus .....	54
6.1.3 Tulosten tarkastelu.....	55
6.2 Malkakosken rakentamisen vaikutukset vuosina 2002 ja 2003 .....	57
6.2.1 Aineisto ja menetelmät.....	57
6.2.2 Tulokset ja tulosten tarkastelu.....	58
Kiintoaine.....	58
Sameus .....	60
Happamuus.....	61
6.3 Malkakosken yläpuolisen suvanto-osuuden veden laatu .....	61
6.3.1 Aineisto ja menetelmät.....	61
6.3.2 Tulokset .....	62
Veden laatu ennen Malkakosken padon valmistumista .....	62
Veden laatu Malkakosken padon valmistumisen jälkeen .....	65
6.3.3 Tulosten tarkastelu.....	66
Veden laatu ennen Malkakosken padon valmistumista .....	66
Veden laatu padon valmistumisen jälkeen .....	67

6.4 Kyrönjoen yläosan vesistötöiden pitkäaikaisvaikutukset veden laatuun .....	67
6.4.1 Aineisto ja menetelmät .....	67
6.4.2 Tulokset .....	68
Kiintoaine .....	68
Fosfori .....	69
pH .....	70
6.4.3 Tulosten tarkastelu .....	71
6.5 Ainevirtaama vuosina 1975-2003 .....	71
6.5.1 Aineisto ja menetelmät .....	71
6.5.2 Tulokset .....	73
Kiintoaine .....	73
Kokonaisfosfori .....	73
Kokonaistyyppi .....	74
Sulfaatti .....	75
Pengerrysalueelta kulkeutunut aines .....	76
6.5.3 Tulosten tarkastelu .....	77
6.6 Pumpattujen kuivatusvesien laatu ja Seinäjoen vanhan uoman happitilanne .....	79
6.6.1 Aineisto ja menetelmät .....	79
6.6.2 Tulokset ja tulosten tarkastelu .....	80
Pumpattujen kuivatusvesien laatu .....	80
Pumpattujen kuivatusvesien vaikutus Kyrönjokeen .....	88
Seinänsuun pumppaamolle johtavan vanhan uoman happitilanne .....	89
6.7 Automaattinen seuranta 1999-2003 – virtaamat ja happamuus sekä pengerrysalueiden kuivatusvesien ja lyhytaikaisäännöstelyn vaikutukset .....	90
6.7.1 Aineisto ja menetelmät .....	90
Automaattinen veden laadun ja virtaaman seuranta Kyrönjoella .....	90
Aineiston käsittely .....	91
6.7.2 Tulokset ja tulosten tarkastelu .....	93
Virtaaman vaihtelu Kyrönjoessa .....	93
Lyhytaikaisäännöstelyn vaikutukset Kyrönjoen virtaamiin .....	93
Virtaaman vaihtelun nopeus .....	95
Happamuuden vaihtelu Kyrönjoessa .....	96
Pumppaamoilta tulevien kuivatusvesien ja lyhytaikaisäännös- telyn yhteisvaikutus .....	98
Kuivatusvesien määrän vaihtelun vaikutus Kyrönjoen happa- muuteen .....	100
7. Rapu- ja nahkiaiskannat ja niihin vaikuttavat tekijät .....	107
7.1 Aineisto ja menetelmät .....	107
7.1.1 Rapu .....	107
Ravustus .....	107
Rapusaaliin käsittely .....	108
Vesistötöiden aiheuttamien veden laadun muutosten vaiku- tusten arviointi .....	108
7.1.2 Nahkiainen .....	109
Nahkiaisennynti .....	109
Nahkiaissaaliin käsittely .....	109
7.2. Tulokset .....	111

7.2.1 Rapu .....	111
7.2.2 Nahkiainen.....	112
Nahkiaisten kutunousu ja sen ajankohta .....	112
Toukkakartoitukset.....	114
7.3 Tulosten tarkastelu .....	114
7.3.1 Rapu .....	114
Rapukannan tila.....	114
Rapukannan lisääntyminen ja istutukset .....	115
Ravun elinympäristö Kyrönjoessa .....	116
7.3.2 Nahkiainen.....	117
Nahkiaisien luontainen lisääntyminen ja istutukset .....	117
Nousevan nahkiaiskannan tila .....	118
8. Kalasto ja kalastoon vaikuttavat tekijät .....	119
8.1 Aineisto ja menetelmät .....	119
8.1.1 Koekalastukset .....	119
Poikastuotanto .....	119
Suvantojen kalasto.....	119
Koskikalasto .....	121
8.1.2 Tilastollinen käsittely.....	122
Kyrönjoen kalasto .....	122
Koskikalayhteisöjen monimuuttuja-analyysit .....	122
Kalaston esiintymisen vaihtelua selittävät tekijät .....	123
Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutukset: ylä- ja alapuolisten alueiden vertailu .....	124
8.2 Tulokset .....	124
8.2.1 Kyrönjoen kalasto .....	124
Poikastuotanto .....	124
Suvantojen kalasto.....	126
Koskikalasto .....	128
8.2.2 Koskikalayhteisöjen monimuuttuja-analyysit.....	130
8.2.3 Kalaston esiintymisen vaihtelua selittävät tekijät.....	133
Poikastuotanto ja suvantojen kalasto .....	133
Koskikalasto .....	135
8.2.4 Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutukset: ylä- ja alapuolisten alueiden vertailu .....	135
8.3. Tulosten tarkastelu .....	137
8.3.1 Kyrönjoen kalasto .....	137
8.3.2 Koskikalayhteisöjen muutokset .....	140
8.3.3 Kalaston esiintymisen vaihtelua selittävät tekijät.....	140
8.3.4 Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutukset .....	142
9. Yhteenvedo .....	143
Vesistötyöt Kyrönjoen yläosan alueella.....	143
Virtaamat .....	143
Veden laadun ja ekologisen tilan kehitys ja siihen vaikuttavat tekijät Kyrönjoen pääuomassa.....	145
Rintalan pengerrysten ja Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutus veden laatuun .....	148
Rintalan pengerrysten ja Kyrönjoen yläosan töiden vaikutus ekologiseen tilaan .....	149
10. Yleisiä näkemyksiä Kyrönjoen tilan parantamiseksi .....	152
Jokiluiskien ja tulvapenkereiden eroosion vähentäminen .....	152

Elinympäristön sekä eliölajiston monipuolistaminen ja kunnostustarpeet .....	152
Malkakosken ja sen yläpuolisen suvanto-osuuden tarkkailu .....	152
Happamuuden torjunta ja pumppaamoiden käytön kehittäminen.....	153
Kyrkösjärven ja Pitkämön lyhytaikaisäännöstelyn vaikutusten vähentäminen .....	153
Kirjallisuus .....	155
Inverkan av vattendrags-arbetena i Kyro älvs övre del och tillståndet i Kyro älv åren 1975 - 2003 .....	160
9. Sammandrag .....	161
Vattendragsarbeten i övre delen av Kyro älv .....	161
Flöden.....	161
Utvecklingen av vattenkvaliteten och det ekologiska tillståndet och de faktorer, som påverkar Kyro älvs huvudfåra .....	162
Inverkan på vattenkvaliteten med anledning av invallningarna i Rintala och vattendragsarbetena i Kyro älvs övre lopp .....	165
Inverkan på den ekologiska situationen från invallningarna i Rintala och vattendragsarbetena i Kyro älvs övre lopp.....	166
10. Allmänna synpunkter på en förbättring av Kyro älvs tillstånd .....	169
Minskande av erosionen vid älvslänter och översvämningss- invallningar .....	169
Uppbyggnad av livsmiljön och arternas mångformighet samt behov av restaurering .....	169
Kontroll av Malkakoski och lugnvattendelen ovanför .....	169
Surhetsbekämpning och utveckling av pumpstationernas användning .....	170
Minskning av verkningarna från korttidsregleringen av Kyr- kösjärvi och Pitkämö .....	170
Kuvailulehdet .....	172



Pertti Sevola



# 1. Johdanto

Etelä-Pohjanmaan suurin joki, Kyrönjoki, on tunnettu laajoista peltolakeuksistaan ja tulvistaan. Kyrönjoen viljelylakeudet kuuluvatkin Suomen kansallismaisemiin. Suurimmat Kyrönjoen ekologista tilaa heikentävät tekijät ovat happamuus, rehevöityminen ja rakenteelliset muutokset. Huolimatta ympäristömuutoksista on Kyrönjoki kuitenkin edelleen luonnoltaan monessa suhteessa rikas ja monipuolinen joki. Kyrönjoen luonnoltaan arvokkaimpia alueita ovat latvapurot, pääuoman kosket, suisto sekä paikoin jäljellä oleva luontainen rantavyöhyke.

Kyrönjoki on tunnettu tulvistaan: enimmillään tulvien peitossa oli Kyrönjoen vesistöalueella vuosina 1953 ja 1966 jopa 17000 ha peltoa, joista lähes puolet Ylistaron ja Ilmajoen välisellä lakeudella. Peltojen tehokas kuivatus on maanviljelyn perusedellytyksiä, minkä vuoksi toistuvat kevät- ja kesätulvat ovat aiheuttaneet tarvetta tulvasuojeluun. Kyrönjoen vesistö rakentamisella onkin pitkä historia: jokea on perattu myllyjen, tulvasuojelun ja uiton tarpeisiin jo 1500-luvulta lähtien. Laajamittaisemmat tulvasuojelutyöt käynnistyivät Kyrönjoen vesistöaloussuunnitelman valmistuttua vuonna 1965. Vesistön tulvasuojeluun ovat kuuluneet muun muassa joen pääuoman ja sivujokien perkaukset ja pengerrykset, pumppaamot, eristysojat, Seinäjoen oikaisu-uoma, neljä tekoallasta sekä näihin liittyvät täyttö- ja tyhjennysuomat, säännöstelypadot ja lyhytaikaissäännöstelyä harjoittavat voimalaitokset. Kyrönjoki onkin yksi maamme voimaperäisimmistä rakennetuista vesistöistä. Kyrönjoen tulvasuojelun historiasta ja siihen liittyvistä käännteistä on kirjoittanut Orrenmaa (2004).

Kyrönjoen yläosan vesistöiden suunnitelman ensimmäinen versio valmistui vuonna 1977 ja tarkistettut suunnitelmat vuosina 1985 ja 1992. Vesistöiden tarkoituksena on suojella tulvilta Ilmajoen ja Ylistaron välinen noin 30 km pitkä jokiosuus, jonka hyötyala on 6309 ha. Tulvasuojelu toteutettiin vuosina 1980-2003. Viimeisenä työvaiheena oli Malkakosken yhdistelmäpadon rakentaminen. Malkakosken avulla nostettiin yläpuolisen osuuden veden pinta tasolle, jossa se oli ennen Ylistaron Hanhikosken perkausta. Malkakoski edustaa uudentyyppistä vesistö rakentamista, missä on pyritty yhdistämään luonnontilaisen kosken ekologinen toimivuus ja säännöstelypadolla tapahtuva vedenkorkeuden vaihtelujen tasaaminen.

Tämä raportti on osa laajempaa Kyrönjoen vesistöiden velvoitetarkkailun loppuraportointia, joka liittyy Kyrönjoen yläosan vesistöön lupaehdojen tarkistamista koskevaan hakemuslupien uusimiseen vuonna 2005. Tässä tutkimuksessa selvitettiin Kyrönjoen pääuoman virtaamien, veden laadun ja ekologisen tilan kehitystä vuosina 1975-2003 sekä tarkastellaan Rintalan pengerryksen ja Kyrönjoen yläosan vesistö rakentamisen (1980-2003) töiden aikaisia vaikutuksia näihin. Myös Malkakosken padon valmistumisen jälkeistä aikaa tarkastellaan lyhyesti. Ajalta ennen töiden aloittamista on olemassa jonkin verran lähinnä vedenlaatuaineistoa, mutta merkittävimmät tarkkailukokonaisuudet ovat alkaneet vasta töiden käynnistyttyä. Tämän vuoksi ennen jälkeen vertailuja ei voitu useinkaan tehdä, vaan vaikutuksia on selvitetty pääosin töiden kuluessa käyttämällä yläpuolisia vertailuasemia. Vaikutuksia selvitettiin myös epäsuorasti esimerkiksi selvittämällä kalastoon vaikuttavia tekijöitä ja niiden mahdollista riippuvuutta vesistöistä.

Vuosien 1986-1995 vesistö rakentamisen vaikutuksia vesistöön on aiemmin selvittänyt Lax ym. (1998). Vuosien 1996-2003 vesistö rakentamisen vaikutuksia on selvitetty Tepon ym. (1999), Huovisen (2000), Nissénin ym. (2001), Sivilin ja Tolosen (2002),

Tolosen ja Sivilin (2003) ja Tolosen (2003) vuosiraporteissa. Tämä raportti sisältää yhteenvedon Kyrönjoen yläosan vesistöiden vaikutuksista, jossa huomioidaan myös erillisraporttien tulokset. Erillisinä on raportoitu kalastustiedustelut (Keskinen ym. 2000 ja 2003 sekä Keskinen 2005), tulokset kalojen kasvun tarkkailusta (Tolonen 2002, Alaja 2005), pohjaeläimistön tarkkailusta (Teppo ja Paavola 2004), kasvillisuus- ja habitaattiselvityksistä (Koivisto 2002 ja 2004), tekoaltaiden tilasta ja kehityksestä (Koivisto ym. 2005) sekä vesisammalten raskasmetallipitoisuuksien seurannasta (Mäenpää 2004). Tarkkailusta on vastannut Länsi-Suomen ympäristökeskuksen tutkimusosasto. Kyrönjoen alaosan (Lax ym. 2004) ja Seinäjoen (Teppo ym. 2002) töiden tarkkailu on raportoitu erikseen.



Unto Tapio

## 2. Alueen kuvaus ja säätila

### 2.1

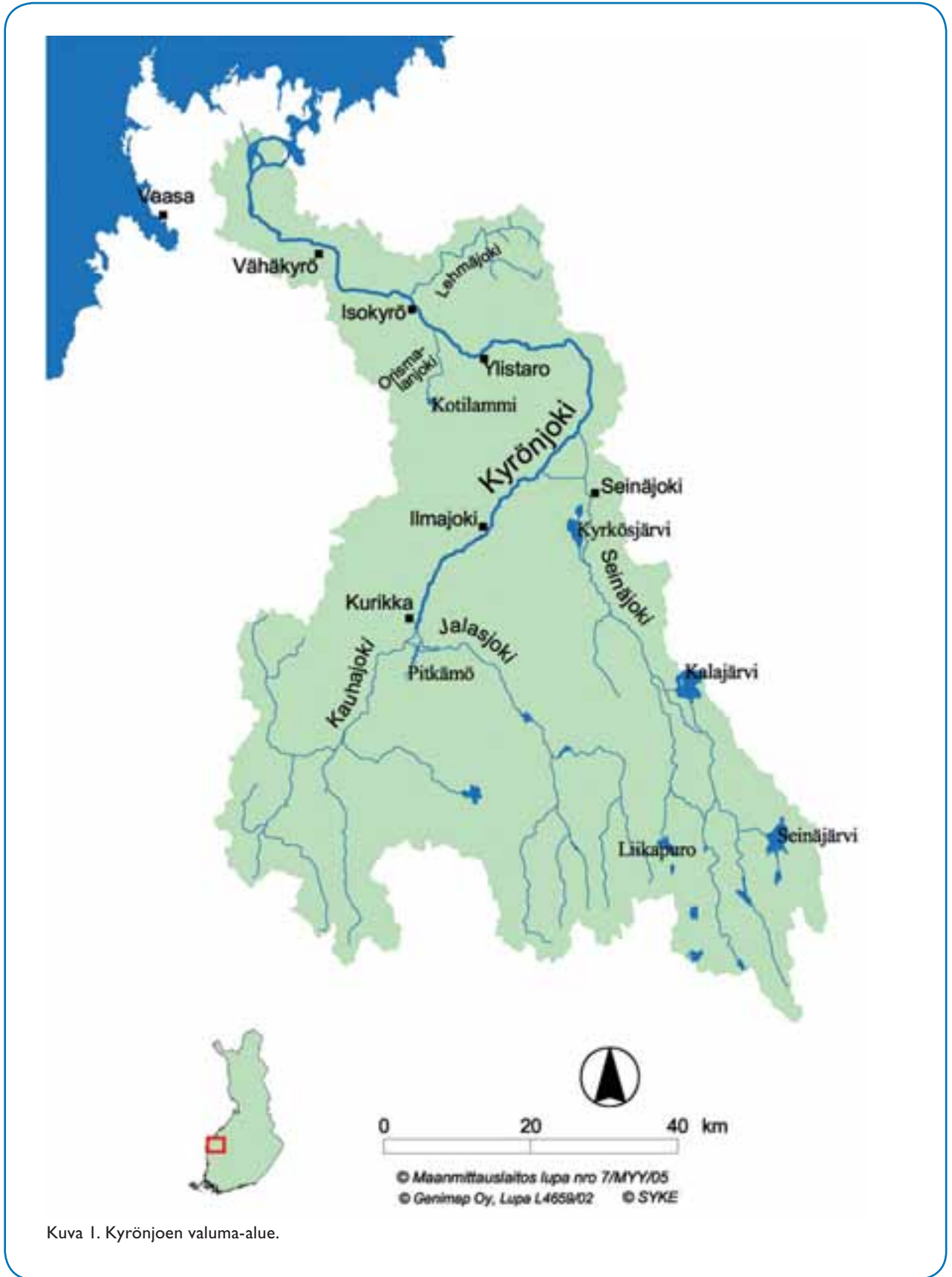
#### Kyrönjoki ja sen valuma-alue

Etelä-Pohjanmaalla sijaitsevan Kyrönjoen keskivirtaama on  $44 \text{ m}^3/\text{s}$  ja valuma-alueen (kuva 1) pinta-ala  $4920 \text{ km}^2$  (Ekholm 1993). Vesistöalue on pinnanmuodoiltaan pääosin laakeaa päävirtaussuunnan ollessa etelästä pohjoiseen. Kyrönjoki alkaa Suomenselältä kolmena latvahaarana, jotka ovat Kauhajoki, Jalasjoki ja Seinäjoki. Joen  $127 \text{ km}$  pitkä pääuoma alkaa Jalasjoen ja Kauhajoen yhtyessä ja virtaa yläosillaan Suomen suurimman tulva-alueen halki. Tasainen suvanto-osuus päättyy Ylistaron Hanhikoskella, jonka jälkeen kiviset kosket vuorottelevat pitkien suvantojen kanssa. Alajuoksulla Mustasaarella sijaitsevan Voitilankosken jälkeen Kyrönjoki virtaa jälleen tasaisten maiden läpi ja laskee laajan suiston kautta Perämeren eteläosaan. Vähäjärvisenä vesistönä Kyrönjokea luonnehtivat erittäin suuret virtaamanvaihtelut (1961-1990: MHQ:MQ:MNQ = 301: 44: 4,0).

Peltojen tehokas peruskuivatus, suopohjaisten peltöjen painuminen sekä soiden ja metsien laajamittainen ojittaminen ovat voimistaneet tulvia entisestään.

Kyrönjoen valuma-alueesta noin puolet on metsää, vajaa neljännes peltoa ja noin viidennes suota (Savea-Nukala ym. 1997). Vesistöjä on vain vähän yli sadasosa valuma-alueesta. Metsä- ja suoalueet sijaitsevat valuma-alueen latvoilla, kun taas pellot ja taajamat luonnehtivat jokilaaksoja. Maankäyttö on tehokasta: maatalous joen varsilla on erittäin laajamittaista ja valuma-alueen soista suurin osa on ojitettu. Kyrönjoki onkin hajakuormituksen voimakkaasti rasittama vesistö. Jokivarren tasaiset pellot on aikoinaan raivattu nevesta ja ovat nykyisin tehokkaassa viljelykäytössä. Suurin fosforikuormittaja (60 %) onkin nykyisin peltoviljely (Rautio ja Ilvessalo 1998). Maa- ja metsätalouden hajakuormituksen lisäksi jokea kuormittavat myös pistekuormittajat, lähinnä alueen kunnalliset vedenpuhdistamot, joiden vaikutus korostuu alivirtaamakausina (Kallioliina 2002). Valuma-alueella asuu noin  $100\,000$  ihmistä (Savea-Nukala ym. 1997). Joen veden laatua luonnehtivat korkeat ravinnepitoisuudet, tumma väri ja etenkin tulva-aikana sameus ja korkeat kiintoainepitoisuudet. Myös joen hygieniataso saattaa olla etenkin kesällä vähävetisenä aikana ajoittain heikko. Kyrönjoen vedenlaatu on käyttökelpoisuusluokituksen mukaan välttävää. Jokea hyödynnetään kuitenkin runsaasti muun muassa asuinympäristönä, virkistyskäytössä, kalastuksessa, kasteluvetenä ja raakavesilähteenä. Merkittävin raakaveden ottaja on Vaasan kaupunki.

Kyrönjoen valuma-alueella sijaitsee Litorina-meren aikana noin  $5000\text{-}1000$  e.Kr muodostuneita rikki- eli sulfaatti- eli alunamaita ( $\text{pH} < 4$ ). Alunamaat ovat syntyneet meren pohjalle sedimentoituneesta liejusavesta ja niiden sulfidi on peräisin merivedestä. Kyrönjoella alunamaat sijaitsevat pääosin  $60 \text{ m}$  korkeustason alapuolella vesistön keski- ja alajuoksulla. Kaikkiaan Kyrönjoen vesistöalueen alunamaiden pinta-alaksi arvioidaan  $350\text{-}400 \text{ km}^2$  (Alasaarela 1983), joista  $264 \text{ km}^2$  on viljelykäytössä (Erviö 1975). Vaikka happamien maiden syntyminen on ollut luonnollinen ilmiö, ovat niiden aiheuttamat ongelmat alkaneet vasta ihmisen otettua maat viljelyskäyttöön (Lähetkangas 1994). Sulfidit ovat veteen liukenemattomia, mutta kun pohjaveden pinta laskee hapettuvat sulfidit rikkihapoksi, joka puolestaan muodostaa helposti huuhtoutuvia suoloja eli sulfaatteja. Happamien yhdisteiden huuhtoutuminen vesistöön yhdessä toksisten metallien, etenkin alumiinin kanssa, aiheuttaa happamointumista sekä toisinaan esimerkiksi kalakuolemia (esim. Lax 1998, Hudd ym. 1997). Happamuushaittojen esiintyminen on hyvin jaksottaista. Happamuus lähtee nopeasti kasvuun, eli pH laskee, esimerkiksi runsaiden sateiden jälkeen. Pahin tilanne syntyy, kun esimerkiksi pitkää kuivaa kesää seuraa runsassateinen syksy tai seuraavana





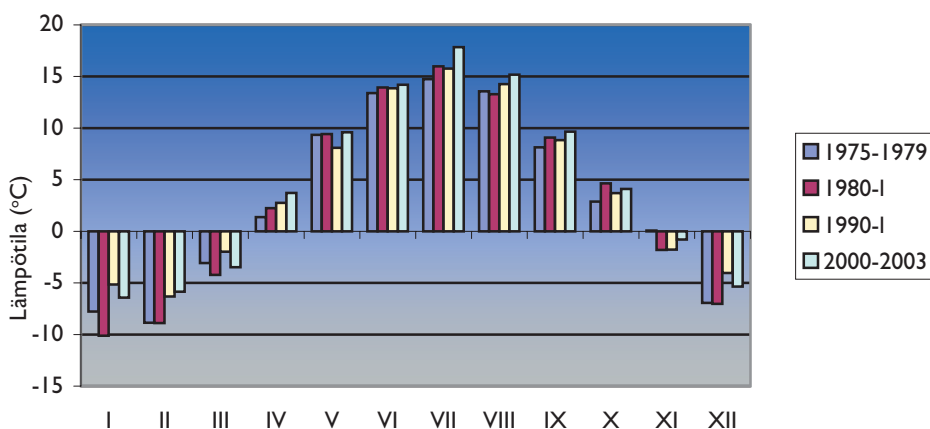
vuonna voimakas kevättulva. Happamuushaitat ovat pahimmillaan yleensä tulvien tai pitkän sadejakson loppuvaiheessa, kun suurin osa jokiveden puskurikapasiteetista on käytetty, samalla kun happamien pohjavesien osuus kokonaisvalunnasta kasvaa.

## 2.2

### Säätiiedot vuosina 1975-2003

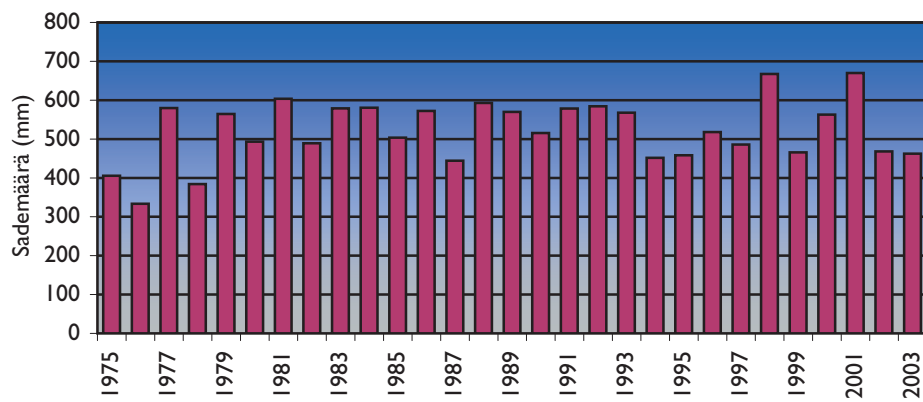
Säätiiedot Kyrönjoen vesistöalueelta saatiin sademäärän ja lämpötilan osalta Ilmatieteenlaitoksen Pelmaan havaintoasemalta Ylistarosta. Lumen aluevesiarvot saatiin Skatilan havaintoasemalta.

Kyrönjoen vesistö sijoittuu etelä- ja keskiboreaalisten ilmastovyöhykkeiden raja-alueelle, jota luonnehtivat melko pitkät talvet ja lyhyehköt kesät sekä suurehkot vuodenaikojen väliset lämpötilaerot. Vuoden keskilämpötila oli vuosina 1975-2003 keskimäärin 3,6 °C. Lämpimintä oli vuonna 2000 (5,4 °C) ja kylmintä 1985 (0,9 °C). Talvi kestää marraskuulta maaliskuun loppuun ja on kylmempi sisämaassa ja valuma-alueen latvoilla kuin joen alajuoksulla, jossa meren lämmittävä vaikutus on voimakkaampi. Kesä on melko lyhyt, mutta suhteellisen lämmin. Ilmasto näyttäisi lämmenneen vuosien 1975-2003 välillä (kuva 2). Erityisen selvästi ovat lämmenneet talvet (joulukuusta maaliskuun loppuun) ja kesäkuukaudet (kesä-syyskuun loppuun). 1980-luvulla oli muutamia hyvin kylmiä talvia (1985-1987), kun taas 1990-luvun alusta lähtien talvet ovat olleet pääosin melko lauhjoja. Myös alkukevät (huhtikuu) ja kesäkuukaudet (kesä-syyskuun loppuun) ovat lämmenneet. Mahdollisella ilmaston lämpenemisellä on huomattavia vaikutuksia muun muassa vesistön hydrologiaan ja ekosysteemiin.



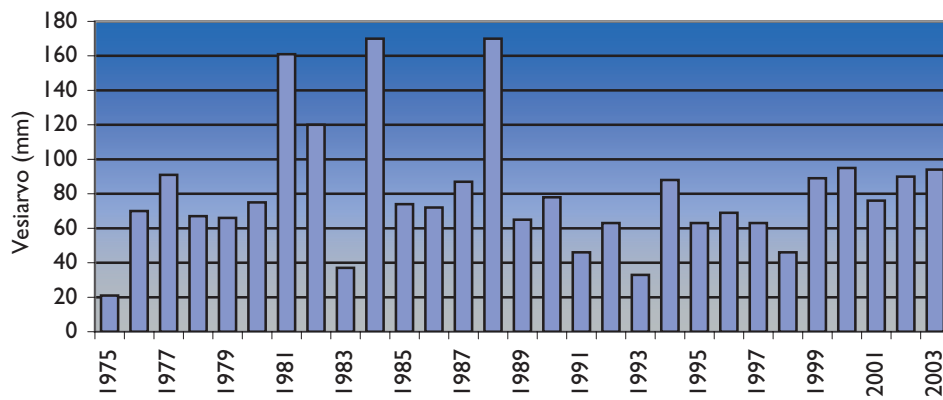
Kuva 2. Kuukausien keskilämpötilat (°C) vuosikymmenittäin Ylistaron Pelmassa.

Vuosittainen sademäärä jaksolla 1975-2003 oli keskimäärin 522 mm. Vuoden vähäsateisin aikaa oli helmi-huhtikuu, kun taas sateisin kuukausi oli heinäkuu. Sademäärät ovat pysyneet melko lailla ennallaan, vaikka vuosien välinen vaihtelu voi olla suurtaakin. Vuosi 1976 oli vähäsateisin ja 2001 sateisin (kuva 3).



Kuva 3. Sademäärät (mm) Ylistaron Pelmassa vuosina 1975-2003.

Lumen maksimivesiarvo vaihtelee suuresti vuosien välillä (kuva 4). Suurimmat vesiarvot ajanjaksolla 1975-2003 mitattiin 1980-luvun runsaslumisina vuosina 1981, 1982, 1984 ja 1988. Pienimmillään vesiarvo oli vuosina 1975, 1983 ja 1993. Lumen aluevesiarvo oli yleensä suurimmillaan maaliskuu- tai huhtikuussa.



Kuva 4. Lumen maksimialuevesiarvot vuosina 1975-2003 Skatilassa.



Jyrki Latvala



Liisa Maria Rautio



Anssi Teppo

## 3. Vesistötyöt

### 3.1

#### Kyrönjoen yläosan työalue

Kyrönjoen yläosan tulvasuojeltu alue on ollut erittäin tulvaherkkää, sillä joen keskimääräinen kaltevuus osuudella on vain 4,1 cm/km. Tulvaherkkyyttä lisää myös se, että tasaisella alueella yhtyvät kolme Kyrönjoen latva-araa, Kauhajoki, Jalasjoki ja Seinäjoki. Näiden jokien putouskorkeus on ennen niiden laskemista tulva-alueelle melko suuri, mikä nopeuttaa veden kulkua alueelle. Kyrönjoen Alajoen tulva-alueen pellot on muodostettu kydöttämällä, eli aluetta peittäneet suot on ensin ojitettu, jonka jälkeen kuivunut soiden pintaturve on poltettu. Turvepohjaisille pelloille on tyypillistä maan painuminen. Alajoella se on noin 2 cm/vuosi, mikä lisää entisestään alueen herkkyyttä tulville. Tulvasuojellusta alueesta noin puolet on happamia alunamaita (Alasaarela 1983).

### 3.2

#### Vesistötyöt vuosina 1975-2003

Kyrönjoen yläosan vesistöiden tarkoituksena on suojella tulvilta Ilmajoen ja Ylistaron välinen noin 30 km pitkä jokiosuus, jonka hyötyala on noin 6309 ha. Työt aloitettiin Rintalan alueen pengertämisellä vuosina 1980-1983 (kuva 5, taulukko 1). Samaan aikaan valmistui aikaisempaan hankkeeseen kuulunut Seinäjoen suosan oikaisu-uoma, jolla Seinäjoen vesi johdetaan noin 7 km luonnollista laskupaikkaa alemmaksi. Seinäjoen alaosan vanhaa vähävetiseksi jäänyttä uomaa säännöstellään yläpäästään padolla. Uoman alapäähän on rakennettu Seinäsuun pumppaamo. Oikaisu-uoman yhteydessä on Pajuluoman pumppaamo.

Rintalan alueen työt alkoivat vuonna 1981 ja Kyrönjoen yläosan 1996. Pengerrysalueita valmisteltiin eristysojia ja pumppaamoiden tulo-oja kaivamalla. Samalla alueet pengerrettiin sekä rakennettiin pumppaamoita, joiden avulla alueet pidetään kuivana silloin, kun jokivesi on tulvasuojeltujen alueiden tasoa korkeammalla. Kaikkiaan alueelle on valmistunut 22 pumppaamo (kuva 6, taulukko 2). Pengerrysalueet ohittavien eristysojien tehtävä on johtaa kuivatusalueiden yläpuoliselta valuma-alueelta virtaavien oijen vedet siten, että niissä kulkeva vesi ei päädy pumppaamoille. Näin on voitu pienentää pumppaamoiden mitoitusvirtaamia. Pumppaamoilla on useita pumppuja, joita voidaan käyttää siten, että kuivatusvedet voidaan pumpata jokeen tulovirtaaman mukaan. Kuivatusalueiden vedenkorkeutta mitataan pumppaamoilla automaattisesti, ja pumppuille on määritetty vedenkorkeuden mukaan käynnistys- ja pysäytystasot. Ennen Malkakosken padon valmistumista ja vedenpinnan nostoa virtasivat vedet kuivatusalueilta oja pitkin Kyrönjokeen pääosan aikaa vapaalla virtauksella, mikäli niissä ylipäättään oli vettä, ja pumppaamista tarvittiin vain tulvatilanteissa, jolloin uomien tulvaluukut olivat kiinni. Padon nostettua veden pintaa joessa vesi ei kulje Kyrönjokeen padon vaikutusalueella muuten kuin pumppaamalla. Pumppaamoiden avulla kuivattavien pengerrysalueiden valuma-alueet ovat hyvin erikokoisia: suurimmat valuma-alueet ovat Seinäsuun, Tieksin ja Munakan pumppaamoilla (taulukko 2). Pengerrysalueiden valuma-alueiden yhteenlaskettu pinta-ala (196 km<sup>2</sup>) noin 5 % Hanhikosken yläpuolisesta valuma-alueesta (3947 km<sup>2</sup>, Ekholm 1993).

Vuonna 1997 aloitettiin Kyrönjoen pääuoman jokiluiskien laajamittaiset perkaus- ja pengerrystyöt. Eniten massoja kaivettiin vuonna 1998 (taulukko 1). Vesistöiden kokonaismassamäärä oli noin 1,7 milj. m<sup>3</sup>. Vesistötyöt toteutettiin kuivatyönä, eli joki-

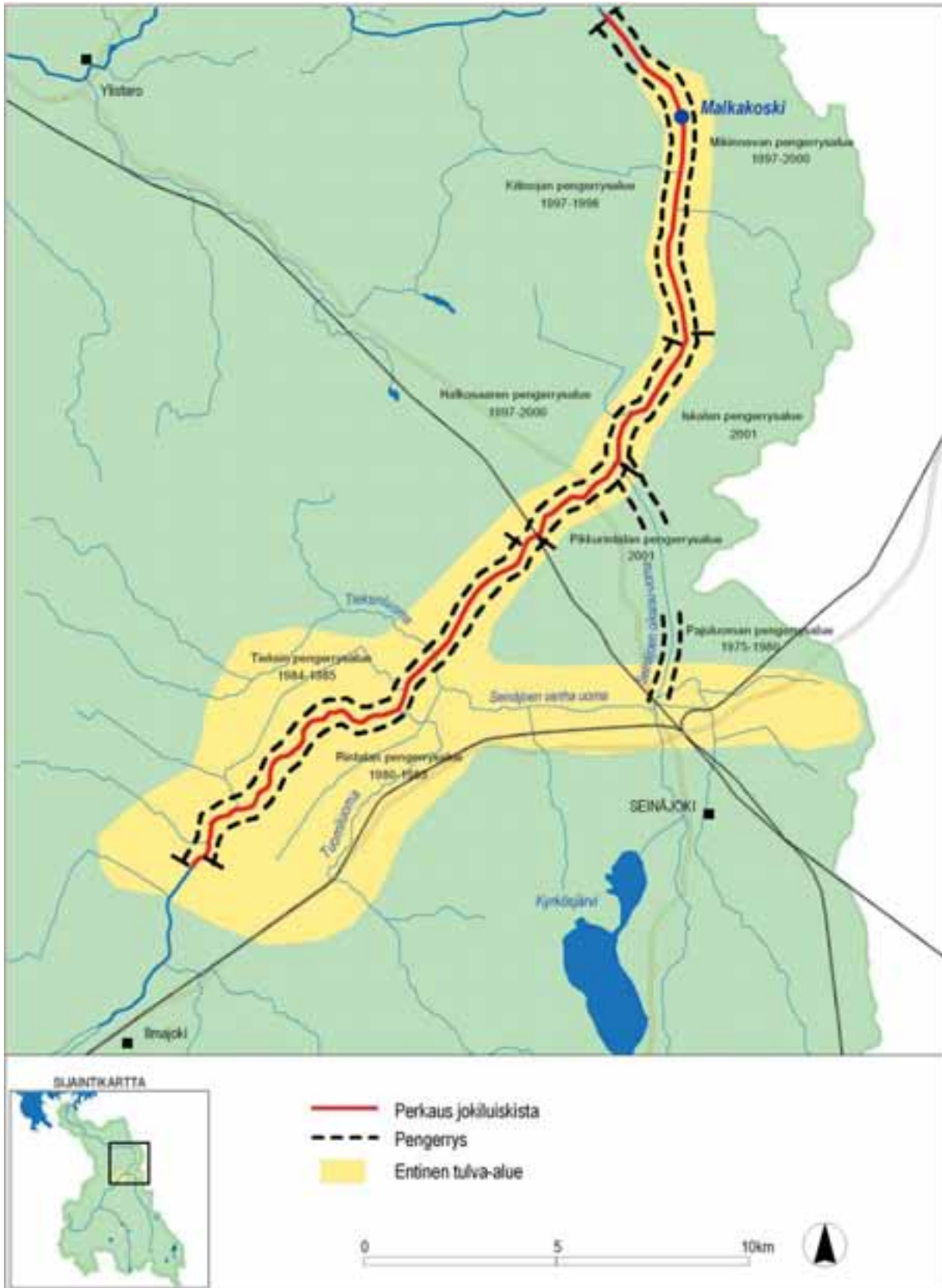


luiskia kaivettiin ainoastaan vallitsevan vedenpinnan yläpuolelta. Perkausmassoista rakennettiin penkereitä. Koko Ilmajoen Laivanpäänmukan ja Ylistaron Pohdosperän välinen 24 km pitkä jokiosuus perattiin vuosien 1981-2001 välisenä aikana. Viimeisenä työvaiheena oli Malkakosken yhdistelmäpadon rakentaminen vuosina 2001-2003. Malkakosken padon avulla nostettiin joen vedenpintaa, minkä tarkoituksena on vakauttaa rantapenkereitä, vähentää lyhytaikaissäätöselvityksen vaikutuksia sekä parantaa maisemaa.

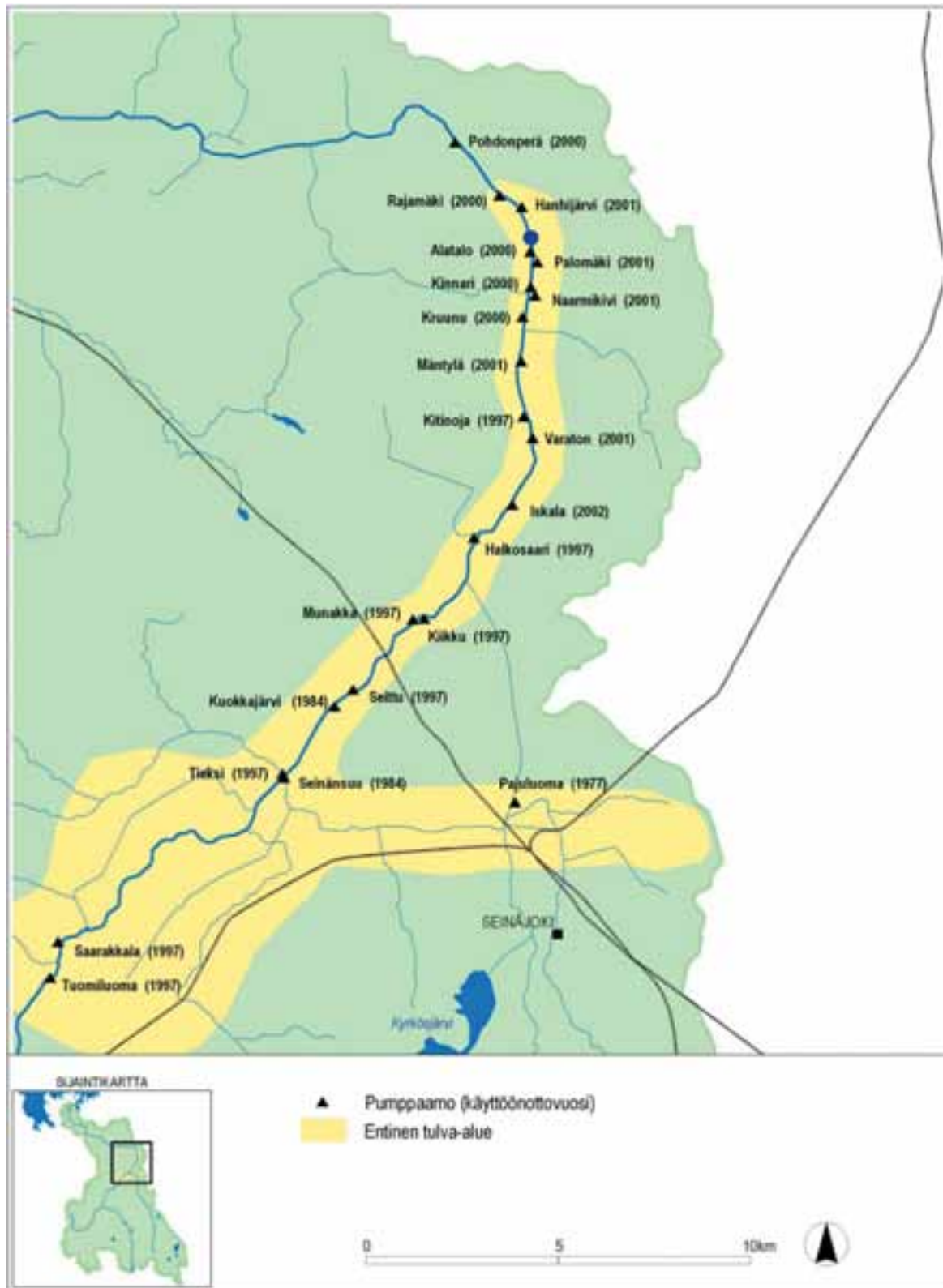
#### Taulukko 1.

Kyrönjoen Hanhikosken yläpuolisen vesistöalueen tärkeimmät vesistöjärjestelyt vuosina 1975-2003. (Tiedot poimittu \*Savea-Nukala ym. 1997, #Lax ym. 1998, □Teppo ym. 2002, £Nissén ym. 2001. Muut tiedot Länsi-Suomen ympäristökeskuksen toimintakertomuksista.)

Vuosi	Vesistötyö	Käsitellyt massat m <sup>3</sup>
-1978	Kalajärven allas*	745 000
1975-1982	Seinäjoen suuosan oikaisu*	1 050 000
1977-1981	Kyrkösjärven allas*	155 000
1981-	Kyrönjoen yläosan vesistötyö*	
1981-1984	Rintalan pengerrys*	155 000
1984-	Tieksin pengerrysalueen käyttöönoton valmistelu*	
1986-	Munakan alapuolisten pengerrysalueiden valtaojien kaivu*	
1986	Röyskölä, säännöstelypato (1200 m <sup>3</sup> ), Tieksi, ojitus (53300 m <sup>3</sup> )#	54 500
1987	Saarakkala, pumppaamo (1300 m <sup>3</sup> ), Tieksi, Kitinoja, ojitus (54300 m <sup>3</sup> ), Jumoo, eristysoja (10400 m <sup>3</sup> )#	66 000
1988	Tieksi, pumppaamo (1500 m <sup>3</sup> ), Iskala, ojitus (20 600 m <sup>3</sup> ), Rintalan pengerrysten jatke (18100 m <sup>3</sup> )#	40 200
1988-1989	Seinäjoen yläosan vesistötyöt*	7 000
1989	Jalasjoen rantasyöpymien korjaus*	
1989	Jumoo, eristysoja (38100 m <sup>3</sup> ), Tieksiluoma (2300 m <sup>3</sup> ), Seittu, pumppaamo (800 m <sup>3</sup> ), Kitinoja, ojitus (13800 m <sup>3</sup> )#	55 000
1990	Munakan ja Halkosaaren pumppaamot (1600 m <sup>3</sup> ), Könni, eristysoja (4500 m <sup>3</sup> ), Takaluoma, ojitus (4000 m <sup>3</sup> )#	10 100
1991	Kiikun pumppaamo#	800
1992	Iskalan pumppaamo#	800
1993	Kitinojan pumppaamo (800 m <sup>3</sup> ), Kitinoja, ojitus (2800 m <sup>3</sup> ), loonojan ohjauspato (700 m <sup>3</sup> )#	4 300
1994-1997	Seinäjoen keskiosan pengerrystyöt □	380 780
1994	Kalmu, Rintala ym. ojitus (38200 m <sup>3</sup> ), Tuomiluoma, pengerrys (22000 m <sup>3</sup> ), Halkosaaren ja Tuomiluoman pumppaamot (1100 m <sup>3</sup> )#	61 300
1995	Tuomiluoma, penkereiden muotoilu, Seittu, Saarakkala, pumppaamot, etualtaat (10000 m <sup>3</sup> ), Könni, eristysoja, penkereen korotus (10000 m <sup>3</sup> )#	20 000
1996	Iskala, ojitus; Könni, eristysoja; Mikinneva, ojitus (Järvelä 1997)	21 200
1997	Kyrönjoen perkaus- ja pengerrystyöt (224600 m <sup>3</sup> ), Könnin eristysojan kaivua (2800 m <sup>3</sup> ), Kelton ja Kuparin eristysojen kaivua (26400 m <sup>3</sup> ) (Järvelä 1998)	253 800
1998	Kyrönjoen perkaus- ja pengerrystyöt (159500 m <sup>3</sup> ), Kitinojan ojat (kaivu- ja pengermassoja 117560 m <sup>3</sup> ), Mikinnevan ojat (kaivu- ja pengermassoja 28518 m <sup>3</sup> ), Malkakosken uimaranta ym. (siirrettyjä massoja 60244 m <sup>3</sup> )£	365 822
1999	Kyrönjoen perkaus- ja pengerrystyöt (75000 m <sup>3</sup> ), Mikinnevan ojat (kaivu- ja pengermassoja 107000 m <sup>3</sup> ), Kitinojan ojat (kaivu- ja pengermassoja 12000 m <sup>3</sup> ) (Järvelä 2000)	194 000
2000	Kyrönjoen perkaus- ja pengerrystyöt (159000-171000 m <sup>3</sup> ) (Järvelä 2001)	159 000-171 000
2001	Kyrönjoen perkaus- ja pengerrystyöt (187700 m <sup>3</sup> ), Malkakoski (18600 m <sup>3</sup> ) (Järvelä 2002)	206 300
2002	Malkakoski (massanvaihto 8770 m <sup>3</sup> , kaivu ja ajot 15560 m <sup>3</sup> , verhoukset 30502 m <sup>3</sup> , louhinta 350 m <sup>3</sup> ) (Järvelä 2003)	55 200
2003	Malkakoski (louhinta 640 m <sup>3</sup> , lähiympäristön muotoilumassat 13000 m <sup>3</sup> ), Halkosaaren, Kitinojan, Iskalan, Mikinnevan, Rintalan ja Pajuluoman alueen ojien siivous (29180 m) (Järvelä 2004)	13 640



Kuva 5. Kyrönjoen yläosan vesistötoiden työalue ja Rintalan pengerrysalue. Kartassa näkyy myös aikaisemmin valmistunut Seinäjoen suu-osan oikaisuun kuuluva Pajuluoman pengerrysalue.



Kuva 6. Kyrönjoen yläosan ja Rintalan tulvasuojellun alueen kuivatusalueiden pumppaamot. Kartassa näkyvät myös Pajuluoman ja Tuomiluoman pumppaamot.

## Taulukko 2.

Pumppaamot, niiden käyttöönottovuodet ja valuma-alueiden pinta-alat sekä pumppaamoiden sijainti pengerrysalueittain (Pa = Pajuluoman, Ri = Rintalan, Ti = Tieksin, Ha = Halkosaaren, Ki = Kitinojan, Mi = Mikkinevan ja Is = Iskalan pengerrysalue). \*Pajuluoma on valmistunut Seinäjoen suu-osan oikaisun yhteydessä, # Tuomiluoma on valmistunut ojitustoimituksena.

Pumppaamo	Käyttöönottovuosi	Valuma-alue (km <sup>2</sup> )	Kuivatusalueen yhteenlaskettu valuma-alue (km <sup>2</sup> ), kumulatiivinen
Pajuluoma (Pa)*	1977	7,7	7,7
Seinäsuu (Ri)	1984	51,7	
Kuokkajärvi (Ri)	1984	7,3	66,7
Tuomariuoma (Ri)#	1997	3,2	
Saarakkala (Ti)	1997	9,5	
Tieksi (Ti)	1997	32,3	
Seittu (Ti)	1997	10,2	
Munakka (Ha)	1997	20,0	
Halkosaari (Ha)	1997	16,4	
Kiikku (Ri)	1997	6,0	
Kitinoja (Ki)	1997	5,8	170,1
Alatalo (Ki)	2000	0,4	
Kinnari (Ki)	2000	0,7	
Kruununoja (Ki)	2000	1,3	
Pohdonperä (Ki)	2000	0,8	
Rajamäki (Ki)	2000	2,8	176,1
Hanhijärvi (Mi)	2001	1,8	
Mäntylä (Mi)	2001	0,8	
Naarminkivi (Mi)	2001	1,0	
Palomäki (Mi)	2001	0,6	
Varaton (Mi)	2001	1,5	181,8
Iskala (Is)	2002	14,2	196,0

Vuosina 1975-2003 Kyrönjoen vesistöalueella tehtiin runsaasti myös muita vesistöitä. Merkittävimpiä näistä olivat vuosina 1978 ja 1981 valmistuneet Kalajärven ja Kyrkösjärven tekoaltaat, Seinäjoen keskiosan pengerrys (1994-1997), Lehmäjoen perkaukset (1973-1977, 1984 ja 1990-1994) sekä Kyrönjoen alaosan ja suiston perkaukset (1984, 1990, 1991-1999).

### 3.3

## Rintalan ja Kyrönjoen yläosan vesistöihin liittyvät luvat

Kyrönjoen vesistörakentamista säätelevät useat luvat ja niihin kuuluvat lupaehdot, jotka edellyttävät muun muassa vesistöiden vaikutusten tarkkailua. Vesistöiden luvanhaltijana on valtio ja tarkkailun kustannuksista on vastannut maa- ja metsätalousministeriö. Rintalan alueen pengertämiseen on Länsi-Suomen vesioikeus myöntänyt luvan (LSVEO 4.4.1984, Nro 4/1984 D), jonka KHO on vahvistanut (KHO 12.3.1985). Lupaehtoja on tarkennettu uusissa luvissa (LSVEO 10.6.1994, Nro 34/1994/2 ja VYO 17.11.1995, Nro 117/1995). Veden laatua ja kalastoa koskeva velvoitetarkkailu perustuu Rintalan osalta seuraaviin oikeuden päätösten lupaehtoihin:



LSVEO 04.04.1984, lupaehto 23: Hakijan on pumppausvesien vaikutusten selvittämiseksi Kyrönjoessa varustettava pumppaamot tarvittaessa jatkuvatoimisilla ja itsepiirtävillä tai –rekisteröivillä mittauslaitteilla, joiden avulla saadaan tiedot pumppujen käyntiajoista, pumppaamoiden kautta pumpattavista vesimääristä ja pumppausvesien pH-vaihteluista.

LSVEO 04.04.1984, lupaehto 24: Hakijan on asianmukaisesti tarkkailtava rakentamisen ja pumppaamisen vaikutuksia Kyrönjoen veden laatuun. Tarkkailu on ulotettava riittävän kauas Seinäjoen oikaisu-uoman yhtymäkohdan alapuolelle. Mikäli tarkkailusta syntyy erimielisyyttä, asia voidaan saattaa hakemuksella vesioikeuden ratkaistavaksi.

LSVEO 04.04.1984, lupaehto 24: Hakijan tulee suorittaa riittävän kauas Kyrönjoen alajuoksulle ulottuvaa kalataloudellista tarkkailua maa- ja metsätalousministeriön hyväksymällä tavalla.

LSVEO 04.04.1984, lupaehto 27: Mikäli veden laatu edellä mainituista rajoituksista huolimatta muuttuu ja siitä aiheutuu vahinkoa, hakijan on korvattava vahinko välittömästi tai erimielisyyden sattuessa pantava vesioikeudessa vireille hakemus vahingon määrän arvioimiseksi.

LSVEO 10.06.1994, lupaehto 22: Pumppaamoja on käytettävä niin, että kuivatusvesien haitalliset vaikutukset Kyrönjoessa jäävät mahdollisimman pieneksi. Pumppausvesien määrä on liiallisen happamuuden lisääntymisen estämiseksi pyrittävä rajoittamaan 5 prosenttiin kulloinkin esiintyvistä virtaamasta. Jos edellä mainittua tavoitetta ei voida toteuttaa siitä aiheutuvan kuivatuksen estymisen vuoksi, luvan saajan on ryhdyttävä muihin toimenpiteisiin happamoitumisesta aiheutuvien vahinkojen estämiseksi. Luvan saajan on kahden vuoden kuluessa tämän päätöksen saatua lainvoiman laadittava suunnitelma keinoista, joilla pyritään happamilta sulfaattimailta tulevien kuivatus- ja valumavesien laatua parantamaan joko estämällä happamien sulfidimaiden hapettuminen tai käsittelemällä vedet ennen niiden johtamista Kyrönjokeen, sekä ryhdyttävä asianmukaisiin toimenpiteisiin suunnitelman toteuttamiseksi.

LSVEO 10.06.1994, lupaehto 26: Veden laatua ja määrää koskevat tarkkailutulokset on niiden valmistuttua ja kaikkien tarkkailujen vuosiraportit tarkkailuvuotta seuraavan maaliskuun loppuun mennessä toimitettava Ilmajoen kunnan ympäristölautakunnalle.

VYO 17.11.1995, lupaehto 39: Luvan saajan on viimeistään vuoden 2005 loppuun mennessä tehtävä vesioikeudelle hakemus lupaehtojen tarkistamiseksi. Hakemukseen on liitettävä suunnitelma kuivatus- ja valumavesien haitallisten vaikutusten edelleen vähentämiseksi (lupaehdossa 22) tarkoitettu suunnitelma ja selvitys sen perusteella tehdyistä toimista sekä tiedot suoritetuista tarkkailuista ja muut vesiasetuksen mukaiset selvitykset. Jos hakemusta ei ole tehty määräajassa, vesioikeus voi valvontaviranomaisen taikka haittaa tai vahinkoa kärsivän hakemuksesta päättää, että lupa raukeaa.

Kyrönjoen yläosan vesistötöihin on myönnetty työ lupa (LSVEO 13.06.1980, Nro 35/1980 A), jonka korkein hallinto-oikeus on vahvistanut (KHO 30.10.1980). Varsinaisen luvan (LSVEO 27.4.1995, Nro 16/1995/2) yläosan vesistötöiden toteuttamiseen on vesiylioikeus vahvistanut (VYO 4.10.1996, Nro 135/1996). Hakija veloitettiin tarkkailemaan hankkeen vaikutuksia Kyrönjoen veden laatuun sekä joen ja sen edustan merialueen kala-, rapu- ja nahkiaiskantoihin sekä kalastukseen (LSVEO 16 ja 17/1995/2). Veden laatua ja kalastoa koskeva veloitettarkkailu perustuu seuraaviin oikeuden päätösten lupaehtoihin:

LSVEO 13.06.1980, lupaehto 4: Työn vaikutuksia Kyrönjoen veden laatuun on tarkkailtava asianmukaisesti ja työn kalataloudellisia vaikutuksia maa- ja metsätalousministeriön hyväksymällä tavalla.

LSVEO 27.04.1995, lupaehto 9a: Kyrönjoen työt on suoritettava vallitsevan vedenpinnan yläpuolella

LSVEO 27.04.1995, lupaehto 9b: Malkakosken rakentaminen on suoritettava mahdollisuuksien mukaan suoritettava vedenpinnan yläpuolella tai työpatojen suojassa. Malkakosken rakentamisen vaatimat vedenalaiset kaivu- ja täyttötöyöt on suoritettava siten, että veden laatuarvojen muutokset työkohteen yläpuolelta Hanhikoskelle ovat enintään seuraavat:

- |               |                       |
|---------------|-----------------------|
| - kiintoaine; | - lisäys 15 mg/l      |
| - sameus;     | - lisäys 10 NTU       |
| - pH;         | - lasku 0,5 yksikköä. |

LSVEO 27.04.1995, lupaehto 22: Kalataloudelle aiheutuvan työaikaisen haitan kompensoimiseksi on luvan saajan on istutettava työn valmistuttua kertasuorituksena Kyrönjokeen 2000 jokirapua sekä 500 kg kirjolohia tai vastaavalla rahamäärällä muuta kalaa. Istutukset on suoritettava Vaasan maaseutuelinkeinopiirin hyväksymällä tavalla.

LSVEO 27.04.1995, lupaehto 23: Pengerryspumppaamoja on käytettävä niin, että kuivatusvesien haitalliset vaikutukset Kyrönjoessa jäävät mahdollisimman pieniksi. Pumppaamoihin asennettavien pumppujen lukumäärä ja tuotto on valittava siten, että pumpuilla on mahdollista johtaa Kyrönjokeen likimain pumppaamoille tuleva vastaava virtaama. Pumppaamot on suunniteltava ja tehtävä siten, että myös vapaa juoksumatka niiden kautta on mahdollista. Pumppaamojen käynnistys- ja pysäytysajat on asetettava saatavien käyttökokemusten perusteella. Pumppaus on pyrittävä suorittamaan siten, että pumpattavat vesimäärät mahdollisimman tarkoin noudattavat pumppaamon tulovirtaamaa.

LSVEO 27.04.1995, lupaehto 24: Luvan saajan on tarkkailtava Kyrönjokeen johdettavien kuivatusvesien määrää ja laatua.

LSVEO 27.04.1995, lupaehto 25: Luvan saajan on tarkkailtava rakentamisen ja pengerryspumppaamojen käytön vaikutusta Kyrönjoen veden laatuun Hiirikosken tarkkailuasemalla ja tarvittaessa muissa vesistökohteissa. Vertailutietojen saamiseksi tarkkailu on aloitettava ennen perkaustöiden ja maa-alueilla tapahtuvan kaivun aloittamista.

LSVEO 27.04.1995, lupaehto 26: Luvan saajan on tarkkailtava yritysten vaikutuksia Kyrönjoen ja sen alapuolisen merialueen kala-, rapu- ja nahkiaiskantoihin sekä kalastukseen Vaasan maaseutuelinkeinopiirin hyväksymällä tavalla. Ohjelman mukainen tarkkailu on aloitettava hyvissä ajoin ennen töiden aloittamista ja sitä on jatkettava kunnes töiden ja niiden vaikutusten on todettu loppuneen. Mikäli tarkkailussa todetaan hankkeen aiheuttaneen sellaista vahinkoa tai haittaa, jota ei ole poistettu tai korvattu, luvan saajan on pyrittävä poistamaan vahinko ja haitta sekä korvattava edunmenetykset.

LSVEO 27.04.1995, lupaehto 37: Luvan saajan on viiden (5) vuoden kuluessa Kyrönjoen yläosan vesistötyön viimeisenä valmistuneen pengerrysalueen käyttöönotosta, kuitenkin viimeistään vuonna 2005, jätettävä vesioikeudelle hakemus yrityksen käyttöä koskevien lupaehtojen mahdollisesta muuttamisesta. Hakemuksen tulee liittää tarkkailutuloksiin perustuva selvitys yrityksen vaikutuksista, ehdotus tarvittavista lupamääräysten muutoksista sekä esitys mahdollisten vahinkojen haittojen korvaamisesta.

Lisäksi Seinäjoen suuosan luvasta (LSVEO 27.4.1995) on Rintalan pengerrysalueen lupaa koskeva lupaehto, jonka mukaan veden happipitoisuuden Seinäjoen alaosassa on oltava aina vähintään 4 mg/l.

## Tarkkailuohjelmat

Vesistöiden vaikutuksia Kyrönjoella on tarkkailtu usean eri ohjelman mukaisesti. Keskeisimpiä näistä on ollut vuonna 1986 laadittu tarkkailuohjelma (Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri 1986), joka kattoi silloiseen Kyrönjoen vesistöaloussuunnitelmaan kuuluvien hankkeiden edellyttämän velvoitetarkkailun ja korvasi siihen mennessä noudatetut erilliset ohjelmat. Tarkkailuohjelmia on myöhemmin ajanmukaistettu uusien lupien yhteydessä tietämyksen ja painotuksien muuttuessa, kuten vuonna 1996. 2000-luvulla alettiin noudattaa jälleen uutta ohjelmaa (Koskenniemi ym. 2000), joka huomioi EU:n vesipolitiikan puitedirektiivin (2000/60/EY) vaatimukset biologisen ja jokiuoman rakenteellisten ominaisuuksien seurannan osalta. Kyrönjoen veden laatua ja ekologista tilaa seurataan myös muun muassa valtakunnallisten ja Länsi-Suomen ympäristökeskuksen seurantojen sekä esimerkiksi kunnallisten jätevesipuhdistamojen ja muiden pistekuormittajien velvoitetarkkailujen yhteydessä. Myös näistä seurannoista saatuja tuloksia hyödynnetään tässä raportissa. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen laboratorio on akkreditoitu vuonna 2004. Akkreditoituidut analyysit ovat liitteessä 1.



Liisa Maria Rautio



Jyrki Latvala





Liisa Maria Rautio



Liisa Maria Rautio

## 4. Virtaamien kehitys vuosina 1975-2003

4.1

### Aineisto ja menetelmät

Kyrönjoen virtaamia ja vesistöiden vaikutuksia niihin seurattiin vuosina 1975-2003 Skatilassa ja Hanhikoskella (puuttui v. 1980 ja osin 1981), Jalasjoen ja Kauhajoen yhteenlaskettua virtaamaa Pitkämön tekoaltaalta ja Seinäjoen virtaamaa Kyrkösjärven tekoaltaalta (vuodesta 1992 lähtien) (kuva 7). Pitkämön virtaamiin on yhdistetty Kauhajoen ja Jalasjoen säännöstelypatojen kautta kulkeva virtaama. Kyrkösjärveltä lähtevään virtaamaan ei ole yhdistetty altaan ohittavan Seinäjoen vähänvetisen uoman virtaamaa, joka on talvella vähintään 0,2 m<sup>3</sup>/s ja kesällä vähintään 0,9 m<sup>3</sup>/s. Tiedot perustuvat ympäristöhallinnon Hertta-tietokannasta saatuihin päiväkeskiarvoihin.



Kuva 7. Kyrönjoen veden laadun ja virtaaman tarkkailussa käytetyt havaintopaikat.



## Tulokset ja tulosten tarkastelu

Vähäjärivistä Kyrönjoen vesistöä luonnehtivat suuret ja nopeat virtaaman vaihtelut sekä suuri vuodenaikaisvaihtelu. Yli- ja keskivirtaamien ero oli Skatilassa joen alajuoksulla vuosina 1975-2003 noin kymmenkertainen ja keskiyli- ja keskialivirtaaman ero jopa satakertainen (taulukko 3). Pääuoman virtaama Kauhajoen ja Jalasjoen yhtymisen jälkeen on noin kolminkertainen Seinäjokeen nähden. Seinäjoen virtaamaa säännöstellään hyvin voimakkaasti, mikä näkyy alhaisina ylivirtaamina. Sekä Kyrkösjärven että Pitkämön alivirtaamien 0 m<sup>3</sup>/s -havainnot johtuvat lyhytaikaissäännöstelystä, mikä näkyy myös pääuoman alhaisina alivirtaamina.

### Taulukko 3.

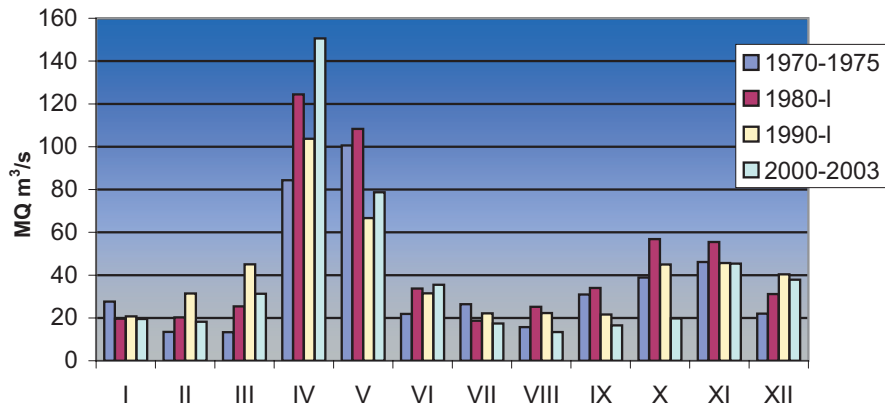
Virtaaman (m<sup>3</sup>/s) tunnuslukuja Kyrönjoen vesistöä kaudelta 1975-2003 (Seinäjoki 1992 lähtien).

	Hanhikoski	Skatila	Pitkämön allas	Kyrkösjärvi Seinäjoki
Keskivirtaama (MQ)	36	42	18	6,4
Ylivirtaama (HQ)	461	493	300	22
Keskiylivirtaama (MHQ)	261	292	157	22
Alivirtaama (NQ)	0,9	0,4	0	0
Keskialivirtaama (MNQ)	2,6	3,3	0,7	0

Myös vedenkorkeuden vaihtelut ovat suuria Kyrönjoessa. Esimerkiksi Ilmajoen Nikkolassa havaintojakson ylimmän ja alimman pinnankorkeuden ero oli 7,1 m. Vaikka Pohjanmaan joet, Kyrönjoki ja muut ovat tunnettuja tulvistaan, eivät vesimäärät tai esimerkiksi virtaamien perusteella lasketut tulvaindeksit ole Suomen mittakaavassa kuitenkaan erikoisen suuria (Mansikkaniemi ja Kotilainen 1986). Kyrönjoen tulvien laajuus johtuukin ennemmin maaston tasaisuudesta ja uoman pienestä koosta, kuin suurista sade- tai lumimääristä.

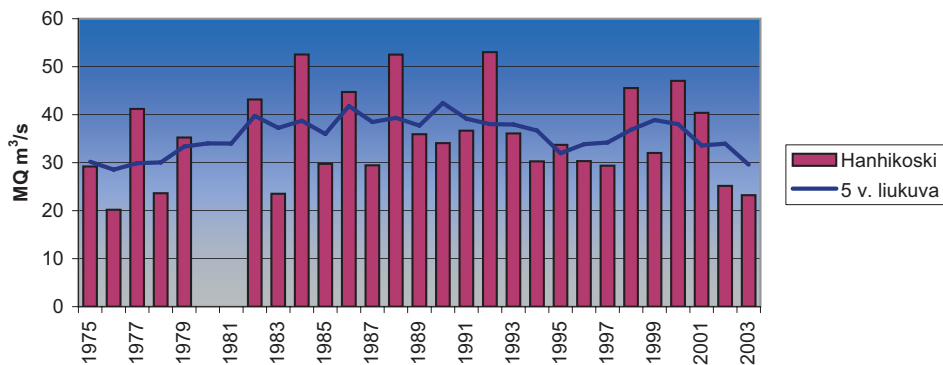
Suurimmillaan Kyrönjoen virtaama on kevättulvien aikaan huhti- ja toukokuussa (kuva 8). Kesällä virtaamat laskevat ja ovat yleensä alhaisimmillaan. Syksyllä sateiden lisääntyessä ja haihdunnan vähentyessä virtaama jälleen nousee ja saattaa sateisina syksyinä lähestyä kevään lukemia. Talvella tammi-maaliskuussa virtaama jälleen laskee lähelle keskikesän lukemia. Vuosittainen vaihtelu virtaamissa on kuitenkin suurta. Niinpä tulvia saattaa esiintyä niin kesäsateiden, syysateiden kuin yllättävien talvisten lumensulamistenkin yhteydessä.

Merkittävin muutos havaintojaksolla 1975-2003 on ollut kevättulvien aikaistuminen (kuva 8). Kevättulvan ajoittuminen on siirtynyt selvästi toukokuusta huhtikuulle ja myös maaliskuun virtaamat ovat kasvaneet. Syynä tähän voidaan pitää pääosin ilmaston muutosta eli talvien lauhtumista ja aikaisempaa kevääntuloa (kuva 2, vrt. myös Leppäjärvi 1993, Hyvärinen ja Korhonen 2003). Lauhoja talvia oli etenkin 1990-luvulla runsaasti, mikä näkyi joului- ja helmikuun virtaamien kasvamisena. Myös tekoaltaiden täyttäminen syksyllä, tyhjentäminen kevättalvella ja jälleen täyttäminen tulvien yhteydessä on vaikuttanut virtaamien ajoittumiseen. Talvivirtaamien on havaittu kuitenkin kasvaneen koko Etelä-Suomessa (Hyvärinen ja Korhonen 2003). Muina vuodenaikoina ei huomattavia muutoksia näytä tapahtuneen.



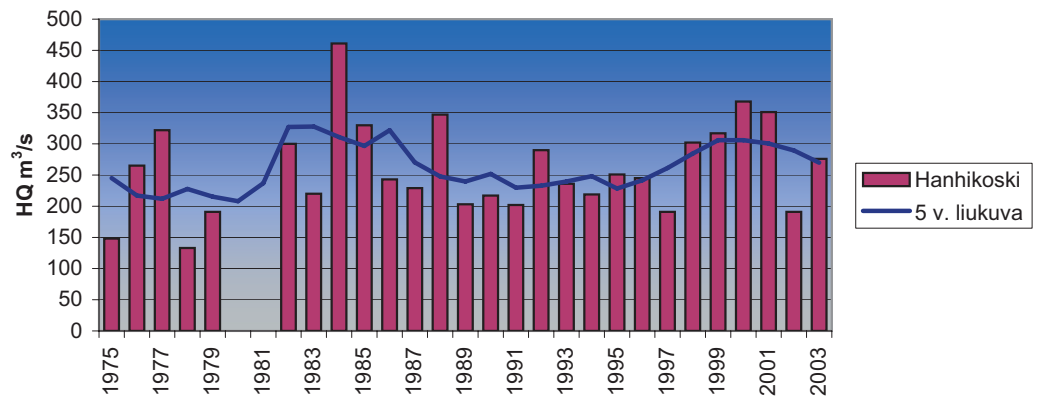
Kuva 8. Kuukauden keskirvirtaama (m³/s) Skatilassa vuosikymmenittäin.

Kyrönjoen vuosittainen keskirvirtaama vaihteli huomattavasti lähinnä eri vuosien sademäärien mukaan. Suurimmillaan vuosittainen keskirvirtaama on Hanhikoskella ollut yli 50 m³/s, kun se kuivimpina vuosina on jäänyt 20 m³/s tuntumaan (kuva 9). Keskirvirtaamat näyttävät hieman kasvaneen 1970-luvulta 1980- ja 1990-lukujen vaihteeseen, jonka jälkeen 2000-luvulle päin siirryttäessä on ollut jälleen hieman laskua.



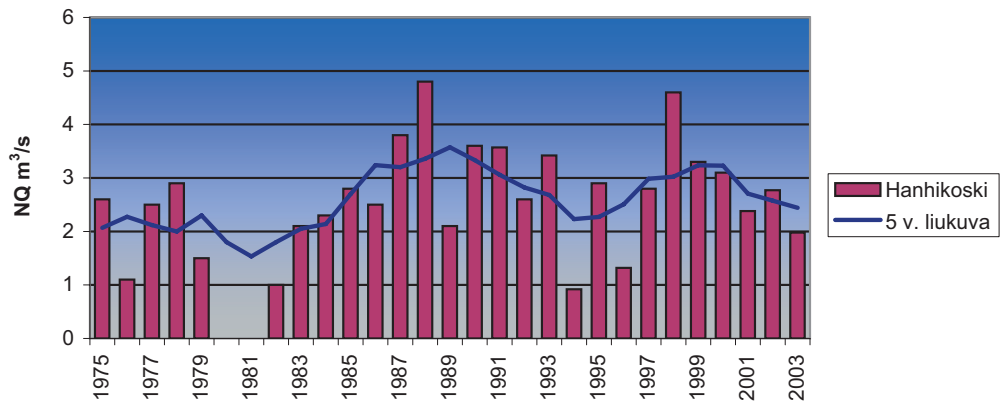
Kuva 9. Vuoden keskirvirtaama (m³/s) Hanhikoskella sekä viiden vuoden liukuva keskiarvo.

Myös vuosittaisten ylivirtaamien vaihtelu oli huomattavaa (kuva 10). Vuosittaiset maksimivirtaamat vaihtelivat Hanhikoskella yleensä 200-400 m³/s välillä. Yleisimmin vuoden suurin virtaama osui kevääseen. Virtaamat olivat suuria esimerkiksi runsaslumisten talvien jälkeen vuosina 1984 ja 1988. Ylivirtaama voi kuitenkin osua myös syksyyn, kuten vuosina 1978, 1986, 1987 ja 1996, kesään (vuodet 1979, 1993 ja 2003) tai jopa talveen (vuodet 1990 ja 1992). Etenkin 1990-luvun alussa oli tavallista, että suoja-aat sulattivat lumia pitkän talvea ja varsinainen kevättulva jäi melko vaatimattomaksi. Ylivirtaamat heijastelevat sateisten/runsaslumisten ja kuivien/vähälumisten vuosien vaihtelua. Korkeimmillaan ylivirtaamat ovat olleet 1980-luvun alkupuoliskolla ja jälleen 2000-luvulla.



Kuva 10. Vuosittainen ylivirtaama (HQ m³/s) Hanhikoskella sekä viiden vuoden liukuva keskiarvo.

Myös alivirtaamat vaihtelivat eri vuosien välillä (kuva 11). Yleisimmin vuoden alivirtaama oli Hanhikoskella luokkaa 2-4 m³/s. Alivirtaamien vaihtelu seurasi pääasiassa sateisten ja kuivien vuosien vuorottelua. Pienimmät virtaamat näyttävät kuitenkin jonkin verran nousseen 1970-luvulta, jolloin ne olivat alhaisimmillaan. Tekoaltaiden avulla on pyritty nostamaan etenkin kesäisiä alivirtaamia, mikä saattaa osaltaan selittää alivirtaamien hienoisesta kohoamisesta 1970-luvulta. Kesäiset alivirtaamat riippuvat kuitenkin pääasiassa sateista, sillä kuivina jaksoina ei tekoaltaista pystytä juoksettamaan tarpeeksi vettä jokeen, sillä tällöin tekoaltaiden pinta laski vuorostaan liian alas. Alivirtaamiin vaikuttaa sääolojen lisäksi yläpuolisten tekoaltaiden lyhytaikaisäännöstely.



Kuva 11. Vuosittainen alivirtaama (NQ m³/s) Hanhikoskella sekä viiden vuoden liukuva keskiarvo.

Kyrönjoen valuma-alueen peltojen tehokas peruskuivatus ja toisaalta metsien ja soiden laajamittainen ojittaminen ovat äärevöittäneet virtaamia (Bilaledtin 1983). Kuivat kaudet ovat tällöin entistä kuivempia ja toisaalta lumensulamisa- ja sadevedet virtaavat entistä nopeammin vesistöön. Bilaledtinin (1983) mukaan Kyrönjoen valuma-alueen yksi peruskuivatusprosentti on lisännyt tulvavirtaamia 1,3 % ja vastaavasti yksi metsäojitusprosentti 0,4 %. Kun Kyrönjoen valuma-alueesta 1990-luvun loppuun mennessä oli peruskuivattu noin 15 % (Bilaledtin 1983, Savea-Nukala ym.

1997) ja metsäojitettu noin 22 % (Rinta-Paavola 1994), saadaan tulvavirtaamien laskennalliseksi kasvuksi jopa 27 %. Virtaamalisäys olisi erittäin suuri jo ennestäänkin hyvin tulvaherkällä vesistöalueella. Mansikkaniemi ja Kotilainen (1986) eivät kuitenkaan havainneet Kyrönjoen ylivirtaamien kasvaneen, lukuun ottamatta kesätulvia. Ojien umpeenkasvu, ojitusalueiden metsittyminen ja valuma-alueen eri osissa tehtyjen ojitusten erilainen vaikutus virtaamahuippujen ajoittumiseen ilmeisesti mitättömiä vaikutukset jokisuulla, vaikka pienemmillä osavaluma-alueilla lisäystä olisikin tapahtunut. Myös tekoaltaat ovat tasanneet virtaamanvaihteluja. Sateiden määrä, ajoittuminen sekä lumien sulaminen ovat kuitenkin tärkeimmät ylivirtaamien suuruuteen vaikuttavat tekijät. Virtaaman vaihtelujen ekologinen merkitys vesistössä on huomattava. Suhteellisen lyhytkestoisina tulvakausina virtaa huomattava osa vuoden kokonaisvirtaamasta sekä etenkin ainevirtaamasta. Toisaalta vähävetisinä aikoina veden virtausnopeus ja vaihtuvuus on hidasta, mikä voimistaa rehevöitymisen ja pistekuormituksen haittavaikutuksia.

Kyrönjoen vesistön tekoaltailla harjoitetaan sekä tulvasuojelun tarpeisiin tapahtuvaa vuosisäännöstelyä että toisaalta Kalajärven, Kyrkösjärven ja Pitkämön voimalaitoksien vuorokausi- ja viikkosäännöstelyä. Lyhytaikaissäännöstely ei näy keskivirtaamissa, mutta näkyy pieninä alivirtaama-arvoina. Säännöstely aiheuttaa virtaamiin suuria ja nopeita jaksottaisia muutoksia, joilla on huomattava vaikutus joen ekologiseen tilaan.

Tulva-alueiden pienentyminen, jokiuoman perkaus, pengertäminen ja kasvillisuuden poisto luiskilta suurentavat ylivirtaamia ja nopeuttavat virtaaman vaihteluja. Tulvasuojelu lisää vesimäärää joessa tulvan alkuvaiheessa, mutta pienentää loppuvaiheessa. Tämä johtuu siitä, että vettä pumpataan jokeen tulvan alkuvaiheessa, kun ennen tilanne oli päinvastainen, eli jokivesi varastoitui tulva-alueille ja virtasi jokeen vasta tulvan ollessa laskussa. Virtaamanmuutosten havaitsemista Kyrönjoen yläosan tulvasuojellulla alueella haittaavat vuosien välinen voimakas vaihtelu, nopeat virtaamanmuutokset sekä tulvasuojellun alueen yläpuolisten vesistöjen säännöstely.

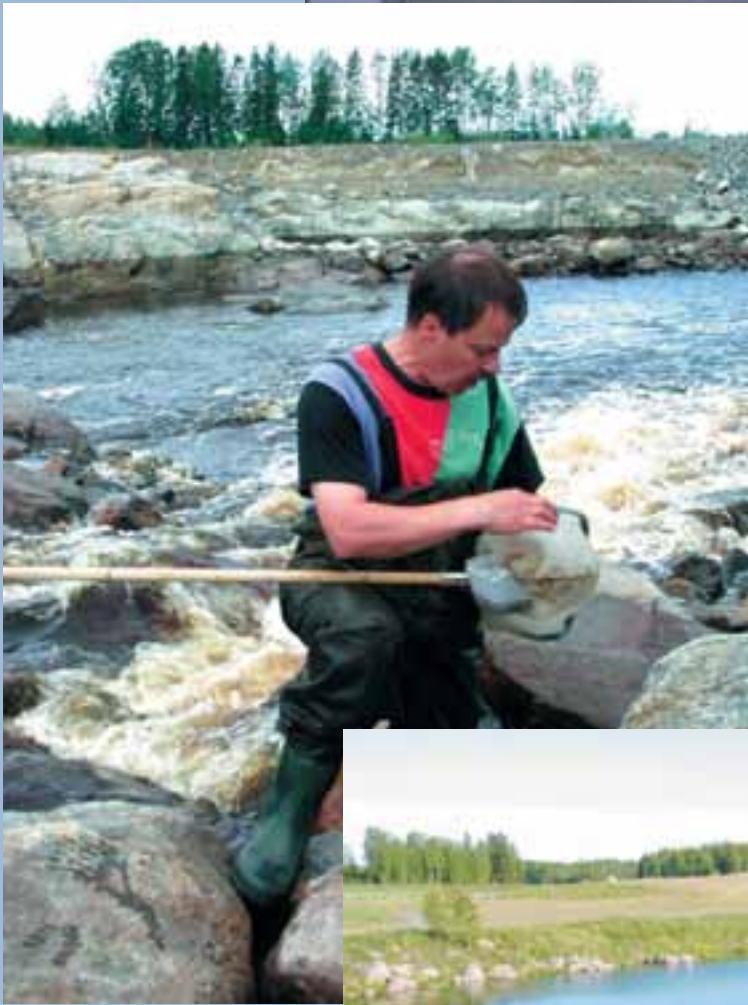
Suurimmat pitkäaikaismuutokset Kyrönjoen virtaamissa johtuvat ilmastonmuutoksesta, joka on aikaistanut kevättulvia ja lisännyt talvivirtaamia. Tekoaltaiden käyttö on vaikuttanut osittain samansuuntaisesti, eli kasvattanut talven virtaamia. Altain tyhjentäminen on kasvattanut myös alkukevään virtaamia, mikä selittää osin tulvan aikaistumista. Tekoaltaiden avulla on myös hieman onnistuttu tasaamaan virtaamia ja nostamaan kesän alimpia virtaamia. Kyrönjoen yläosan ja Rintalan alueen tulvasuojelun vaikutuksia virtaamaan ei pystytty käytettävissä olevalla aineistolla selvittämään. Malkakosken yhdistelmäpadon vaikutuksista virtaamiin taas ei ole vielä riittävästi tietoa.



Mika Tolonen



Jyrki Latvala



Mika Tolonen



# 5. Vedenlaatu vuosina 1975-2003

## 5.1

### Aineisto ja menetelmät

Kyrönjoen vedenlaatua ja sen pitkän ajan kehitystä sekä vedenlaadun alueellisia eroja tarkasteltiin Nikkolan, Hanhikosken ja Skatilan havaintopaikoilla (kuva 7). Lisäksi tarkasteltiin Kyrönjokeen yhtyvän Seinäjoen oikaisu-uoman vedenlaatua. Vedenlaadun kehitystä seurattiin vuosina 1975-2003, mutta kaikilta havaintopaikoilta ei ollut saatavissa vesinäytetuloksia tarkkailujakson alkuvuosilta. Seinäjoen oikaisu-uoman havaintopaikkana oli vuodesta 1982 lähtien Lylyn silta, kunnes vuodesta 1996 alkaen havaintopaikaksi otettiin oikaisu-uoman suulla sijaitseva Kiikun pato. Vesinäytteet otettiin pintavedestä.

Vedenlaadun kuvaamisessa keskityttiin Kyrönjoella olennaisiin muuttujiin eli kiintoaineeseen, sameuteen, kokonaistyppeen ja -fosforiin, klorofylli-a:han, pH:seen, alkaliteettiin, sulfaattiin ja alumiiniin. Osaa muuttujista tarkasteltiin kaikkina vuodenaikoina, kun taas toisten osalta keskityttiin olennaisimpiin vuodenaikoihin, eli kevääseen ja kesään. Kevät on vedenlaadun osalta kriittistä aikaa, koska kevättulvan aikana vedenlaatu on yleensä heikoimmillaan ja koska keväällä tapahtuu useiden kalojen lisääntyminen, jonka onnistumiseen vedenlaadulla on merkittävä vaikutus. Ravinnepitoisuuksissa keskityttiin kesään, jolloin joen biologinen tuotanto on aktiivisimmillaan veden ollessa lämmintä ja valaistuksen voimakasta. Vuodenaikajaot tehtiin samoin kuin ympäristönhallinnon valmistelemassa Vesistökuormituksen arviointi ja hallintajärjestelmässä VEPS:issä (taulukko 4).

Vedenlaatua kuvataan ääri- ja keskilukujen, eli minimi-, mediaani- ja maksimiarvojen avulla. Kiintoaineen, kokonaisfosforin ja pH:n kehitystä tarkastellaan myös kuukausikeskiarvojen avulla. Kuukausikeskiarvojen tarkastelujaksoksi valittiin lokakuu 1982 - marraskuu 2003, jolloin vedenlaatatuloksia oli saatavilla kaikilta havaintopaikoilta. Hajontojen vakauttamiseksi kiintoaine- ja fosforipitoisuuksien kuukausikeskiarvot logaritmoitiin (ln). Keskiarvoaikasarjaa kuvattiin kuudennen asteen polynomisovitteella.

Ilmajoen Nikkolan ja Ylistaron Hanhikosken välisen pengerreretyn alueen vaikutusta Kyrönjoen vedenlaatuun tarkkailtiin keskittymällä pH:n kehityksen seurantaan. Kyrönjoen pH:n kehitystä pengerreretyn alueen kohdalla selvitettiin laskemalla Hanhikosken ja Nikkolan kuukausikeskiarvojen erotukset. Kyrönjokeen yhtyy Ilmajoen ja Ylistaron välillä Seinäjoki, jonka vedet suurelta osin johdetaan Kyrönjokeen vuosina 1975-1982 rakennetun oikaisu-uoman kautta. Seinäjoen oikaisu-uoman vaikutusta Kyrönjoen happamuuteen tutkittiin vertaamalla Seinäjoen Kiikun veden laatua Nikkolan ja Hanhikosken veden laatuun vuosina 1996-2003. Tarkasteluun otettiin samoina tai peräkkäisinä päivinä otettujen vesinäytteiden pH-tulokset.

Vuosien välisiä happamuuseroja kuvailtiin laskemalla Kyrönjoen vedenlaadulle pH-indeksi Huddin ym. (1997) kehittämällä tavalla. Indeksillä kuvataan pH-oloja, jotka vallitsevat kalanpoikasten herkimpien vaiheiden aikana keväällä ja kesällä.

$$\text{pH - indeksi} = A - (b \cdot C) - (d \cdot E),$$

jossa A = päivien lukumäärä 1.5.-1.8. välisenä aikana (93)

b = 2

C = päivien lukumäärä 1.5.-1.8. välisenä aikana, jolloin pH < 5

d = 0,5

E = päivien lukumäärä 1.5.-1.8. välisenä aikana, jolloin 5 ≤ pH ≤ 5,5

Indeksin pH-rajat on valittu ahvenen vedenlaatuvaatimusten pohjalta, mutta kyseisiä pH-arvoja on käytetty myös kuore- ja madekantojen tutkimiseen. Vedenlaattutietoina käytettiin Skatilasta vuosina 1975-2003 otettuja vesinäytetuloksia. Koska näytteitä ei otettu päivittäin, puuttuvien päivien pH-arvot on arvioitu tehtyjen havaintojen perusteella. pH-tilanteen oletettiin muuttuneen lineaarisesti havaintojen välillä. Lisäksi pH-tilannetta kuvattiin karkeasti laskemalla niiden havaintojen lukumäärä, jolloin pH-arvo oli Skatilassa 5 tai vähemmän.

**Taulukko 4.**

Kuukaudet jaettuina vuodenajoittain Kyrönjoella. Jako on VEPS-projektin mukainen.

Kevät	Kesä	Syksy	Talvi
huhti- ja toukokuu	kesä-syyskuu	loka- ja marraskuu	joulu-maaliskuu

5.2

**Tulokset ja tulosten tarkastelu**

5.2.1

**Happamuus**

Kyrönjoen vedelle on tyypillistä ajoittainen happamuus, kuten useimmille Pohjanmaan joille. Kyrönjoella happamuusongelmat ovat kuitenkin ehkä pahimmat koko Suomessa verrattuna muihin saman tai suuremman kokoluokan jokiin. Kyrönjoella happamuus on pääosin peräisin happamista sulfaatti- eli alunamaista, jotka ovat Ilmajoen ja Seinäjoen alapuolisella valuma-alueella tavallisia. Alunamaat ovat syntyneet Itämeren pohjalle Litorina-vaiheen aikana 3000-7000 vuotta sitten. Alunamaiden kuivattamisen seurauksena maasta vapautuu kemiallisessa reaktiossa happamuutta aiheuttavia vety- ja sulfaatti-ioneja, sekä lisäksi useiden metallien ioneja, jotka huuhtoutuvat vesistöön sateiden ja sulamisvesien mukana. Happamuus on Kyrönjoella yleensä pahimmillaan suurten virtaamien aikana keväällä ja syksyllä.

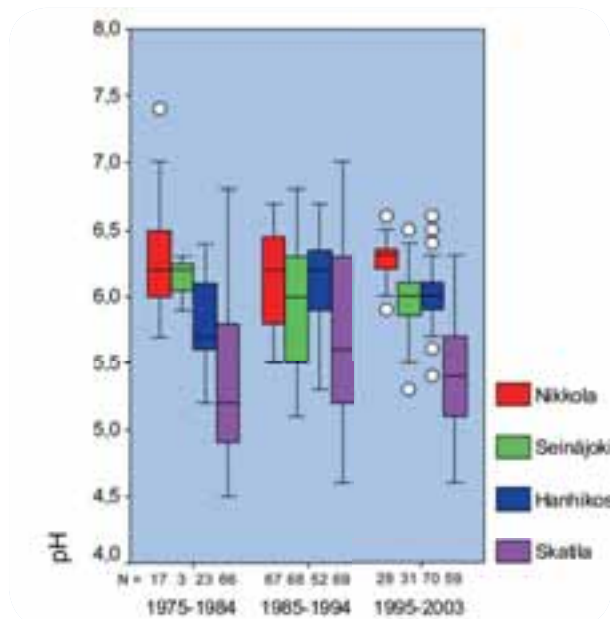
**pH**

Kyrönjoen happamuusongelman vaikeudesta kertoo se, että joen alaosalla Skatilassa pH-arvo laski lähes jokaisena vuonna 1975-2003 alle viiden. Ainoastaan vuosina 1975, 1992, 1999, 2001 ja 2002 pH:n minimiarvo oli yli viiden (taulukko 5). Kyrönjoella happamuus lisääntyi selvästi alavirtaan päin ja lähes poikkeuksetta pH:n minimiarvo oli keväisin pienin Skatilassa ja suurin Nikkolassa (kuva 12). Skatilassa veden pH oli keväisin useina vuosina alle viiden ja pienimmillään 4,5. On huomattava, että pH-asteikon logaritmisuuden vuoksi yhden yksikön ero esimerkiksi Skatilan ja Hanhikosken pH-arvoissa merkitsi sitä, että Skatilassa vesi oli kymmenen kertaa happamampaa kuin Hanhikoskella. Skatilassa vesi oli siis miltei joka vuosi merkittävästi happamampaa kuin Hanhikoskella. Merkillepantavaa on, että Hanhikosken vesi muistutti happamuudeltaan enemmän Seinäjokea kuin Nikkolaa vuosina 1995-2003. Toisaalta Nikkolan veden pH selittää Hanhikosken pH:n vaihtelusta noin 83%, eli hieman enemmän kuin Seinäjoen pH (n. 76%) (kuvat 13 ja 14), mikä johtuu todennäköisesti siitä, että Kyrönjoen virtaama Nikkolassa on yleensä selvästi suurempi kuin Seinäjoen virtaama. Vesi oli Seinäjoessa toisinaan jopa merkittävästi happamampaa kuin Hanhikoskella siitäkin huolimatta, että Seinäjoen kaupungin puhdistetut jätevedet neutraloivat Seinäjoen alaosan vettä (Huttu & Koskenniemi 1998, Lax ym. 1998).

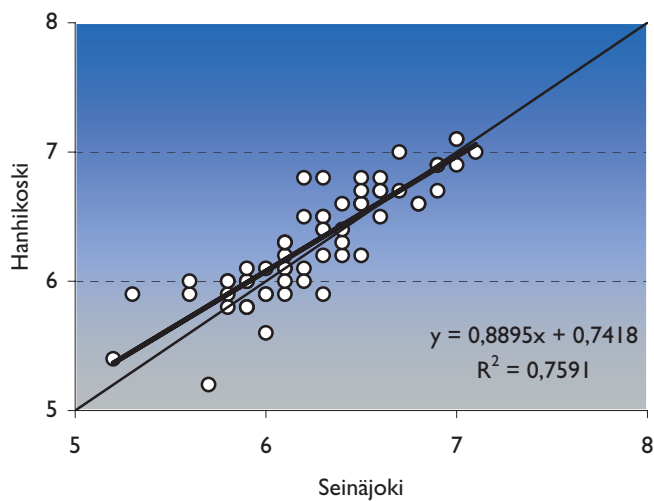
**Taulukko 5.**

Niiden vesinäytteenottokertojen lukumäärä kuukausittain ja vuosittain, jolloin pH on ollut Skatilla viisi tai vähemmän.

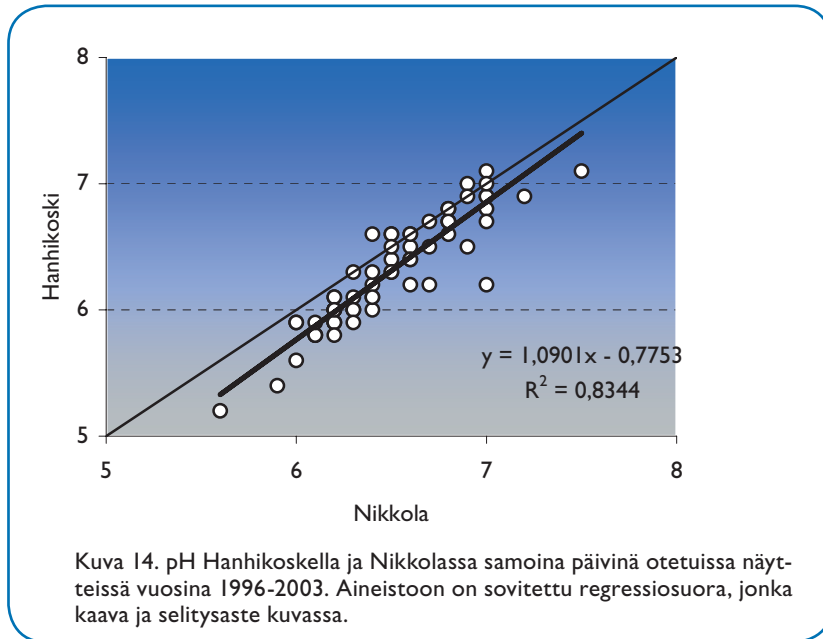
Kuukausi													
Vuosi	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Yht.
1975													0
1976				1	5	1							8
1977				2	2	2				1	1		8
1978						1					1		2
1979					2			1	1	1		1	6
1980	1				3					1			5
1981				1	2					1	1	1	6
1982												2	2
1983				1									1
1984					9					2	1	1	13
1985					1	1				2	1		5
1986					1					1	1	1	4
1987						1							1
1988				4	3								7
1989			1										1
1990			1	1	1								3
1991											1		1
1992													0
1993										1			1
1994												1	1
1995				2	1								3
1996					1						2	1	4
1997			1	1	2						2	1	7
1998					2								2
1999													0
2000	1				1						1	2	5
2001													0
2002													0
2003				2								2	4
Yhteensä	2	0	3	15	36	6	0	1	1	10	12	14	100



Kuva 12. pH:n mediaani, fraktiilit ja poikkeavat havainnot Kyrönjoen havaintopaikoilla ja Seinäjoen oikaisu-uomassa keväisin vuosina 1975-2003.



Kuva 13. pH Hanhikoskella ja Seinäjoen oikaisu-uomassa samoina päivinä otetuissa näytteissä vuosina 1996-2003. Aineistoon on sovitettu regressiosuora, jonka kaava ja selitysaste kuvassa.

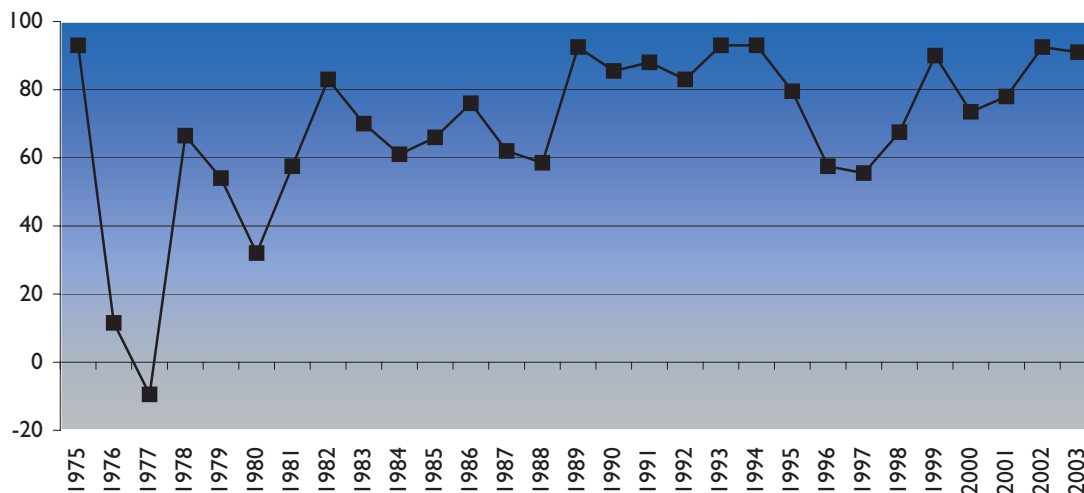


### pH-indeksi

pH-indeksi kuvaa aikaa, jolloin kevätkutuisten kalojen vuosiluokan vahvuus usein käytännössä määräytyy. Indeksillä oli pienimmillään 1970-luvulla, mutta 1990-luvun alussa tilanne oli parempi ja indeksi sai korkeimman mahdollisen arvon vuosina 1993 ja 1994 (kuva 15). Tämän jälkeen indeksin arvot olivat suhteellisen pieniä esimerkiksi vuosina 1996 ja 1997. 1970-luvun jälkeen tapahtuneesta pH-indeksin paranemisesta huolimatta happamuus on ollut Skatilassa lähes joka kevät tasolla ( $\text{pH} \leq 5,2$ ), jossa häiriöt useimpien kevätkutuisten kalalajien lisääntymisessä ovat mahdollisia (Kilpinen 2002). Skatilassa vesi on useina vuosina ollut niin hapanta, että ainakin happamuudelle herkimät lohi- ja särkikalat ovat väliaikaisesti hävinneet ja kalakuolemiakin on todettu (Hudd ym. 1997, Teppo ym. 1999). Happamuutta kestävä parhaiten ahven ja hauki, jotka häviävät vasta pH:n ollessa luokkaa 4,0-4,2 (Kilpinen 2002).

Kyrönjoen suistossa ja itse joessa veden happamuus on merkittävä kalanpoikasten esiintymistiheyksiä ja vuosiluokkia säätelevä tekijä (Hudd ym. 1997, Hudd 2000, Kjellman 2003, kts. myös kappale 8). Huddin ym. (1997) mukaan pH oli vuosina 1980-1987 tärkein ahvenen vuosiluokan muodostumiseen vaikuttanut abioottinen tekijä Kyrönjoen suistossa. Tämän jälkeen (1988-1994) tilanne on muuttunut normaalimmaksi, sillä esimerkiksi ahvenella kesän lämpötilan merkitys vuosiluokan muodostumiselle on kasvanut. pH-indeksi keskittyy kevätkutuisten kalojen vuosiluokan vahvuuden kannalta merkittävimpään aikaan eli kevääseen ja kesään, eikä siksi sovellu kalakuolemien selittämiseen muina vuodenaikoina. Esimerkiksi syksyllä 1997 todettua kalakuolemaa (Teppo ym. 1999) ei voi selittää pH-indeksillä. Lisäksi ilmoitukset kalakuolemista koskevat yleensä aikuisia kaloja, eivätkä aikuiset kalat ole yhtä herkkiä happamuudelle kuin kalojen mäti ja poikasvaiheet, joita varten pH-indeksi on kehitetty.





Kuva 15. pH-indeksi Kyrönjoen Skatilassa vuosina 1975-2003.

### Alkaliteetti

Alkaliteetilla mitataan veden puskurikykyä happamoitumista vastaan. Kyrönjoen alkaliteetti oli keväisin erittäin alhainen (kuva 16), minkä seurauksena pH-arvo toisinaan romahti. Tilanne oli pahin Kyrönjoen alaosalla, jossa Skatilassa alkaliteetti laski useina vuosina lähelle nollaa tai jopa negatiiviseksi, eli tuolloin puskurikykyä ei käytännössä ollut lainkaan ja vesi luokiteltiin voimakkaasti happamoituneeksi (Kilpinen 2002). Puskurikyky oli yleensä suurin Nikkolassa. Keväällä happokuormitus siis kuluttaa joen puskurikykyä merkittävästi siirryttäessä ylävirralta alavirtaan.

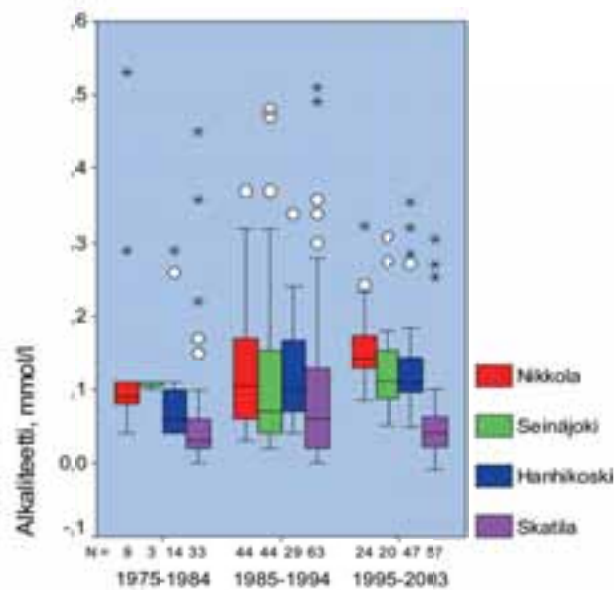
### Sulfaattipitoisuus

Rikkiyhdisteisiin kuuluvaa sulfaattia muodostuu alunamaiden kuivatuksen yhteydessä, ja sulfaattipitoisuutta voidaankin käyttää kuivatuksen vesistövaikutusten seurannassa. Sulfaatit ovat hyvin liikkuvia anioneja (ionilla negatiivinen varaus) ja ne kuljettavat mukanaan kationeja (ionilla positiivinen varaus) eli esimerkiksi vetyioneja ja useiden eri metallien ioneja. Happamilta sulfaattimailta huuhtoutuu vesistöön merkittäviä määriä alumiinia, kadmiumia, kobolttia, kuparia, mangaania, nikkeliä ja sinkkiä (Österholm 2001, Österholm & Åström 2002, Sundström ym. 2002).

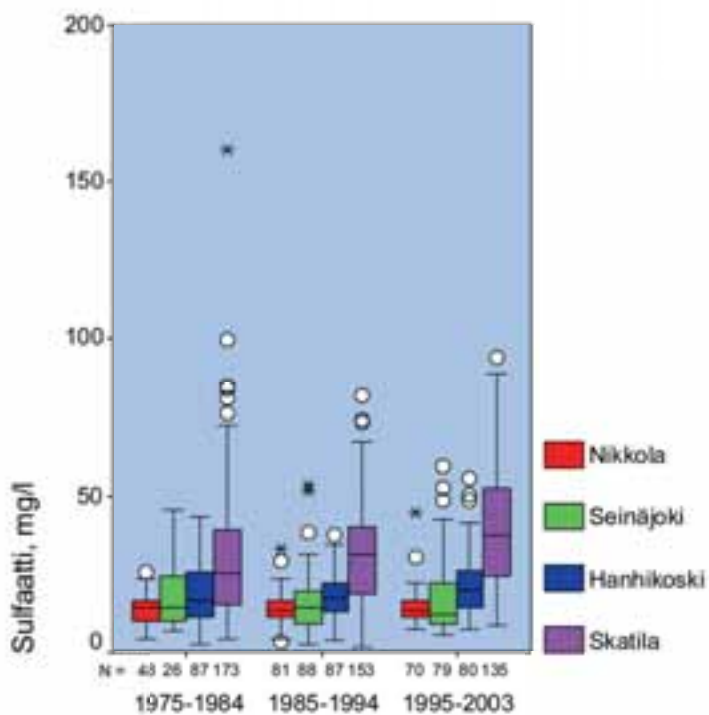
Sulfaattipitoisuus oli selvästi suurin Skatilassa, jossa pitoisuus oli toisinaan kaksinkertainen Hanhikoskeen verrattuna (kuva 17). Suurimmillaan sulfaattipitoisuus Skatilassa oli jopa 100 mg/l. Nikkolan ja Seinäjoen oikaisu-uoman pitoisuudet olivat pienimmät ja keskenään samaa suuruusluokkaa. Kyrönjoen ja Seinäjoen alaosan suuret sulfaatti- ja rikkipitoisuudet johtuvat sulfidimaiden tehokkaasta kuivatuksesta, ja rikin määrän on huuhtoutumisen takia arvioitu tulevaisuudessa hitaasti vähenevän vuosikymmenien saatossa (Österholm 2002, Österholm & Åström 2002, Österholm ym. 2003). Kuivatuksen mahdollinen tehostaminen ja uusien alueiden kuivattaminen kuitenkin lisäävät rikkiyhdisteiden huuhtoutumista ja pahentavat siten tilannetta.

### Happamuusongelman vuodenaikaisuus

Happamuusongelman vuodenaikaisuus oli pahimmillaan yleensä keväällä huhti- ja toukokuussa ja syksyllä loka-, marras- ja joulukuussa (taulukko 5). Pahoja happamuuskausia oli toisinaan myös muulloin, kuten esimerkiksi kesäkuussa. Ainoastaan helmi- ja heinäkuussa pH oli Skatilassa yli viiden koko tarkastelujakson ajan. Vaikuttaa siltä, että kevään



Kuva 16. Alkaliteetin mediaani, fraktiilit ja poikkeavat havainnot Kyrönjoen havaintopaikoilla ja Seinäjoen oikaisu-uomassa keväisin vuosina 1975-2003.



Kuva 17. Sulfaattipitoisuuden mediaani, fraktiilit ja poikkeavat havainnot Kyrönjoen havaintopaikoilla ja Seinäjoen oikaisu-uomassa vuosina 1975-2003.

happamuusjakso oli 1990-luvulla aiempaa varhemmin, eli kevään happamuusjakso alkoi jo maaliskuussa ja kesäkuussa happamuus ei ollut enää niin tavallista kuin aiemmin. Vastaavasti syksyn happamuusjakso ei enää 1990-luvulla yleensä alkanut lokakuussa vaan marraskuussa. Kevään happamuusjakson varhaistuminen liittyy kevättulvien aikaistumiseen (kts. kappale 4), sillä happamuus on yleensä pahimmillaan tulvien aikaan.

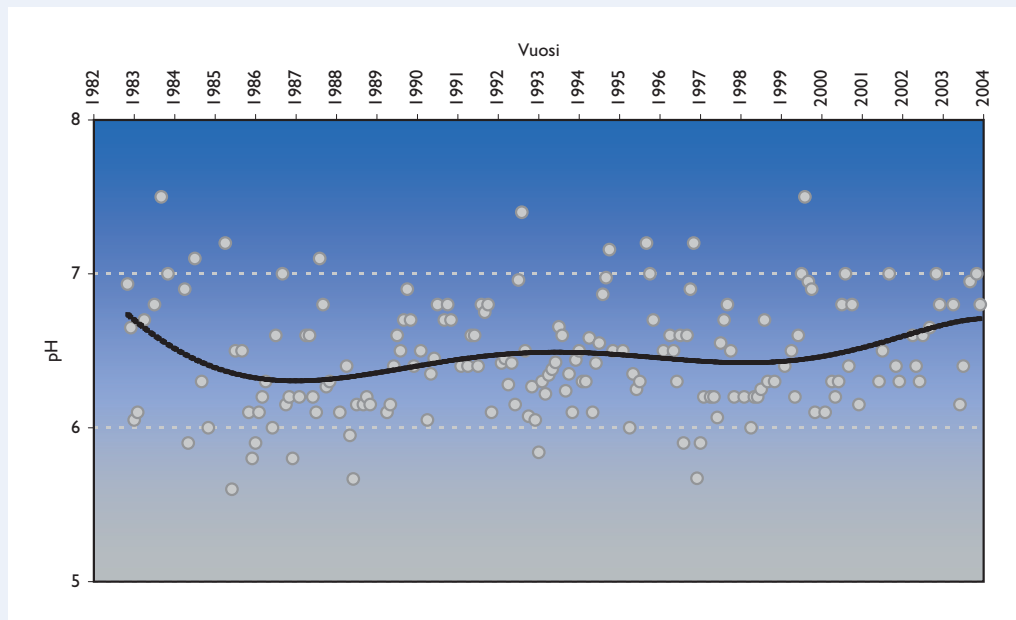
Happamuusongelman vuodenaikaisuus on seurausta sääoloista. Alunamaiden läpi virtaavien jokien happamuus kasvaa yleisesti ottaen virtaaman kasvaessa. Happamuusongelma on yleensä pahimmillaan keväisin ja syksyisin virtaaman ollessa suuri. Kesällä sulfidimaat kuivuvat ja happamuutta aiheuttavat ainekset kulkeutuvat vesistöön yleensä syksyn sateiden huuhtomina ja seuraavana keväänä. Erityisen pahoja happamuusongelmia aiheutuu, jos pitkään jatkunutta kuivuutta seuraavat rankkasateet. Kevään happamuuteen vaikuttaa virtaaman suuruuden lisäksi roudan paksuus. Jos talvi on vähäluminen, maa routii syvälle. Kun ohut lumikerros keväällä sulaa, syvälle roudassa oleva maa ei läpäise vettä helposti eivätkä happamat ainekset pääse huuhtoutumaan jokiin samanaikaisesti vaan ne huuhtoutuvat pitemmän ajan kuluessa. Runsaslumisen talven jälkeen maa on vain ohuesti roudassa, ja keväällä vuolaat sulamisvedet huuhtovat maakerroksen happamuuden vesistöön.

Tässä kappaleessa esitettyjen tulosten tarkastelussa on syytä huomata, että näytteenotto Skatilassa on ollut kevättulvan aikaan huhti- ja toukokuussa tiheämpää kuin muina kuukausina. Tämän vuoksi erityisesti syksyn tai talven happamuusongelmat kevään ongelmiin nähden ovat saattaneet olla pahempia kuin taulukon 5 perusteella vaikuttaa. Näytemäärät ovat myös vaihdelleet vuosittain. Tästä johtuen happamuustilanne on saattanut olla niinä vuosina, jolloin näytteenotto on ollut harvaa, huonompi, kuin mitä taulukon 5 perusteella vaikuttaa.

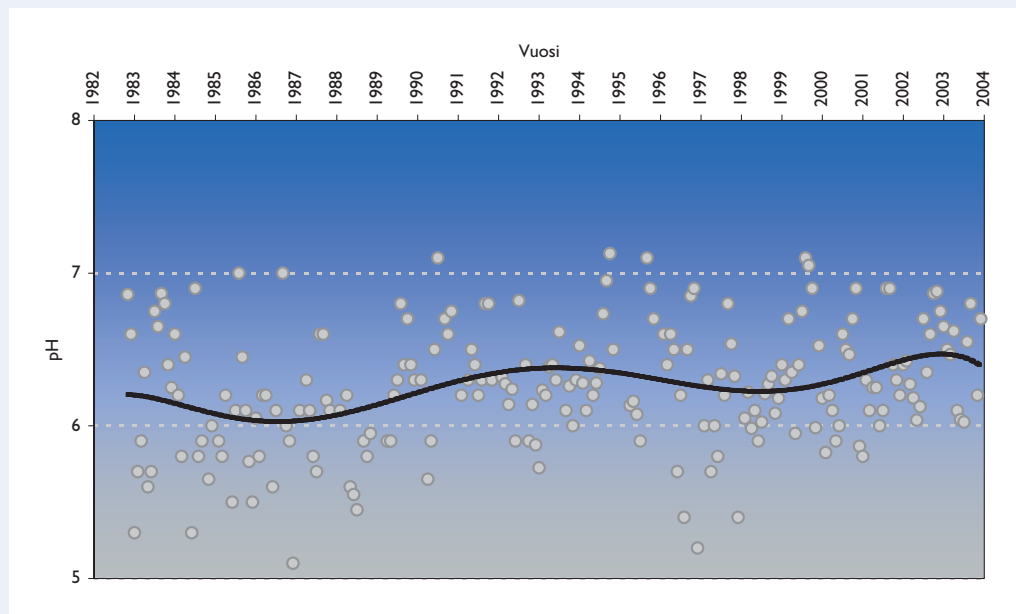
### **Happamuuden ajallinen muutos**

Kyrönjoen vesi on ajoittain hyvin hapanta, eikä happamuustilanne ole ainakaan ratkaisevasti muuttunut viimeisten vuosikymmenien aikana. Happamuustilanne on pysynyt lähes ennallaan joen alaosalla Skatilassa, jossa pH- ja alkaliteettiarvot keväällä olivat jokseenkin samalla tasolla vuosina 1975-2003 (kuvat 12 ja 16). Nikkolassa, Hanhikoskella ja Seinäjoessa happamuus vaikuttaa sen sijaan hieman vähentyneen 1980-luvun loppupuoliskolta lähtien (kuvat 18, 19, 20). Myönteisestä kehityksestä huolimatta pH-arvot olivat suhteellisen alhaisia esimerkiksi 1990-luvun lopulla. Alkaliteetin paraneminen oli selvintä Nikkolassa ja Seinäjoella (kuva 16). Toisaalta happamuusongelman syvenemiseen Skatilassa ja Hanhikoskella viittaa se, että sulfaattipitoisuus on Skatilassa kasvanut huomattavasti ja Hanhikoskella lievästi (kuva 17).

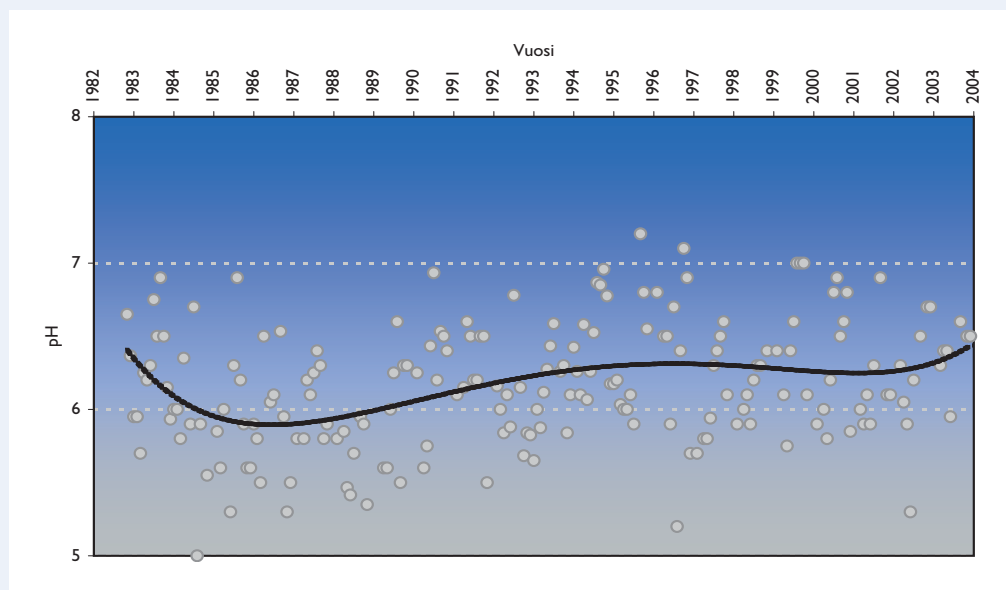
Nikkolassa veden pH-arvo oli yleensä korkeampi kuin Hanhikoskella. Ero oli tavallisesti 0,1 yksikköä (erotuksen mediaani) ja suurimmillaan 0,9 yksikköä samana päivänä otettujen näytteiden välillä. Hanhikosken pH oli 1980-luvun alkupuoliskolla selvästi alhaisempi, mutta vuosina 1992-1994 suurin piirtein sama kuin Nikkolassa (kuva 21). Tämän jälkeen Hanhikosken ja Nikkolan pH-ero kasvoi lähelle 1980-luvun tasoa. Hanhikosken ja Nikkolan pH-ero oli suurimmillaan silloin, kun pH oli Hanhikoskella alimmillaan. Se että happamuus kasvoi Nikkolasta Hanhikoskelle, johtuu suurelta osin havaintopaikkojen välisen kuivatus- ja pengerrysalueiden happamuuskuormasta. Hanhikosken alhaiseen pH-tasoon 1980-luvulla vaikutti Nikkolan alapuolelle vuosina 1981-1984 rakennettu Rintalan pengerrysalue. Vastaavasti 1990-luvun lopun alhaisiin pH-arvoihin on vaikuttanut Kyrönjoen yläosan rakentaminen ja pumppaamojen käyttöönotto.



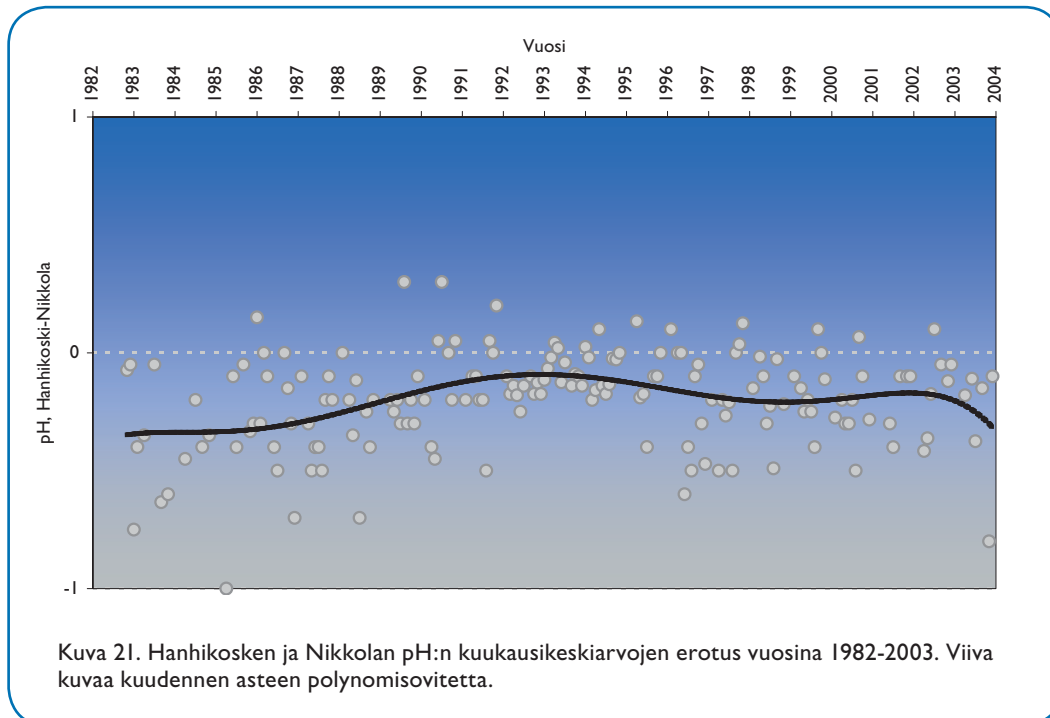
Kuva 18. Nikkolan pH:n kuukausikeskiarvot vuosina 1982-2003. Viiva kuvaa kuudennen asteen polynomisovitetta.



Kuva 19. Hanhikosken pH:n kuukausikeskiarvot vuosina 1982-2003. Viiva kuvaa kuudennen asteen polynomisovitetta.



Kuva 20. Seinäjoen oikaisu-uoman pH:n kuukausikeskiarvot vuosina 1982-2003. Viiva kuvaa kuudennen asteen polynomisovitetta.



### 5.2.2

## Kiintoainepitoisuus

Vedessä olevaa kiintoainetta ovat savihiukkaset, saostunut humus, eläinplankton sekä kasviplankton eli levät. Kyrönjoen veden kiintoainepitoisuus on ajoittain hyvin suuri valuma-alueen voimaperäisen maankäytön vuoksi. Kyrönjoen kiintoainepitoisuudessa on erittäin voimakasta vuodenaikaisvaihtelua ja suurimmillaan pitoisuus on vuoden huippuvirtaamien aikaan, eli yleensä keväisin ja syksyisin. Suuren humus- ja kiintoainemäärän takia joen vesi on tuolloin väriltään harmaanruskeaa. Veden kiintoainemäärään vaikuttaa pintavalunnan voimakkuuden lisäksi huippuvirtaaman ajankohta. Kiintoaineen kulkeuma on suuren pintavalunnan vuoksi huomattavasti suurempi sulan maan aikaan, kuin maan ollessa roudassa. Keväisin ja syksyisin pellot ovat usein ilman kasvipeitettä, minkä vuoksi kiintoainetta kulkeutuu paljon jokeen asti.

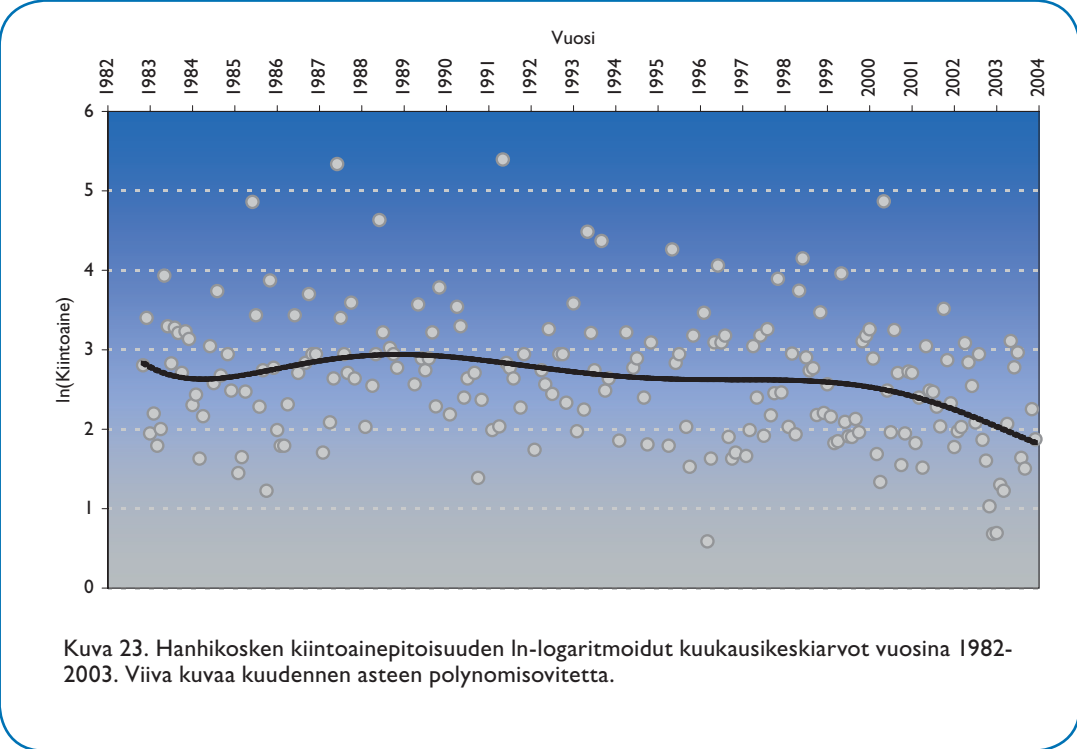
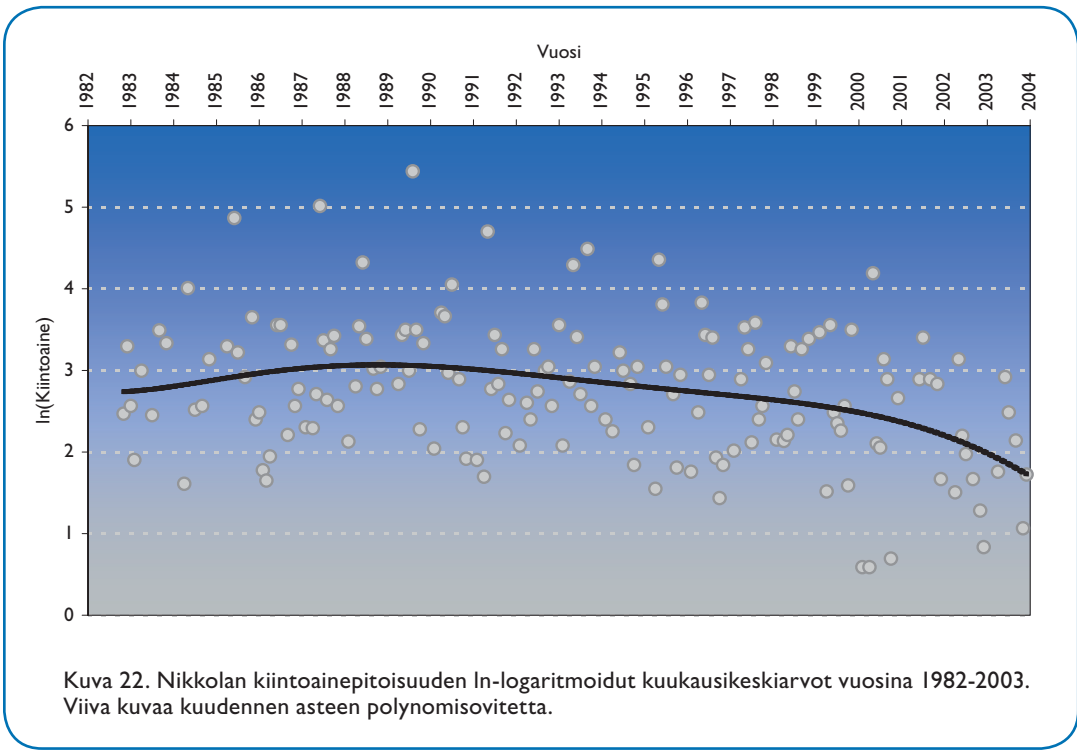
Kiintoainepitoisuustaso oli korkeimmillaan 1980-luvulla, saavuttaen huippunsa Nikkolassa ja Hanhikoskella vuosikymmenen lopussa. Seinäjoen oikaisu-uomassa kiintoainepitoisuustaso oli korkeimmillaan sen valmistumisen (1982) jälkeisinä vuosina. Kiintoainepitoisuus on laskenut Nikkolassa, Hanhikoskella ja Seinäjoessa 1990-luvulla tuntuvasti, ja lasku on Seinäjokea lukuun ottamatta jatkunut vielä 2000-luvun alussa (kuvat 22, 23 ja 24).

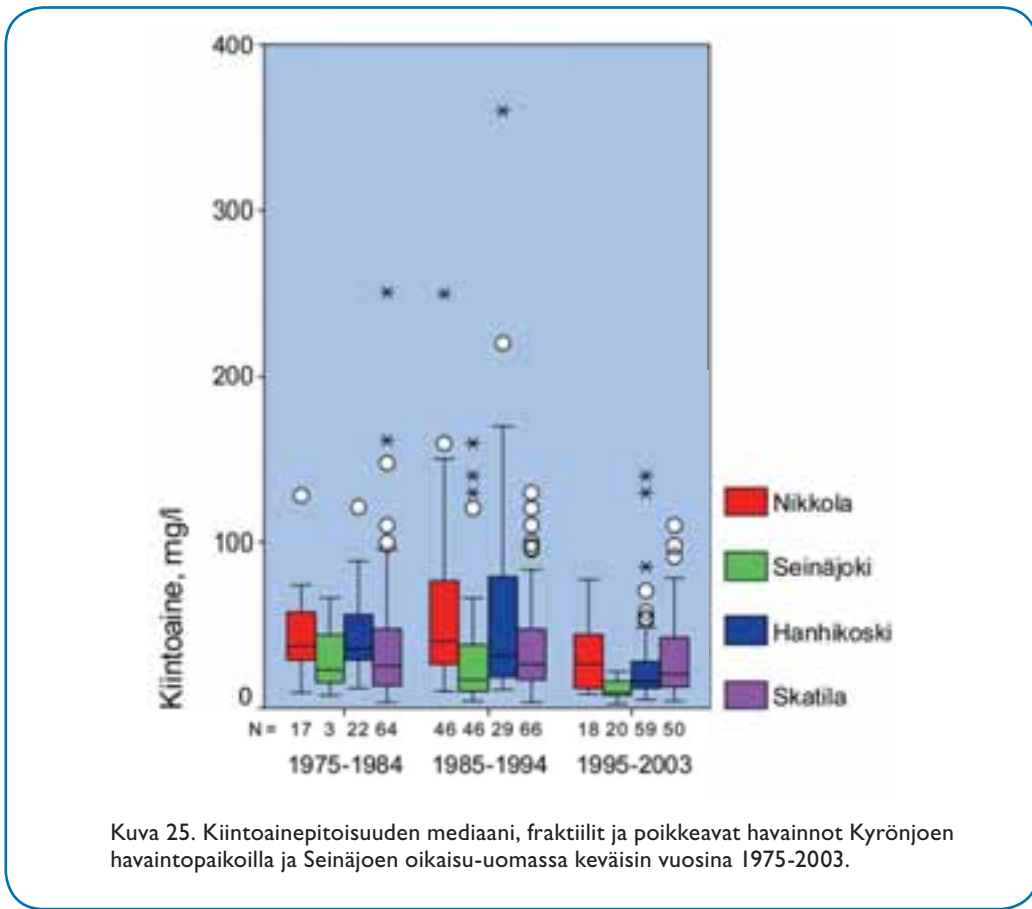
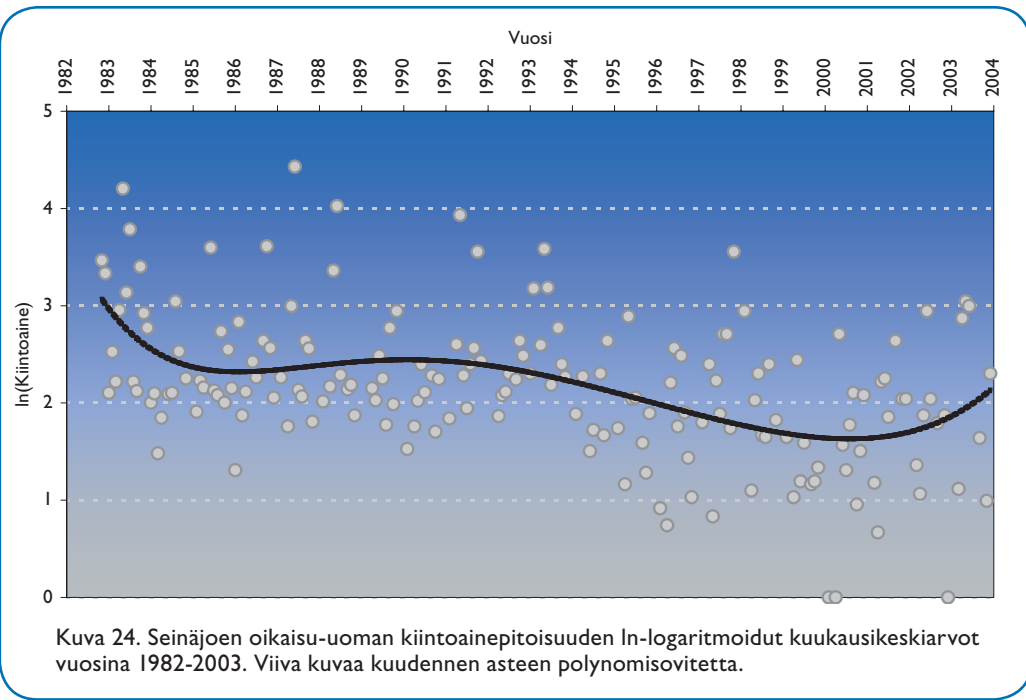
Myös kevään kiintoainepitoisuus on laskenut 1980-luvun jälkeen, mutta pitoisuus oli vielä 2000-luvun alussakin hyvin korkealla. Kevään kiintoainepitoisuus laski Skatilassa vähemmän kuin muilla havaintopaikoilla (kuva 25). Vuosien väliset vaihtelut pitoisuudessa olivat erittäin suuria. Toukokuun keskivirtaama oli 1990-luvulla ja 2000-luvun alussa pienempi kuin aiempina vuosikymmeninä (luku 4), millä oli varmasti vaikutusta aiempaa alhaisempaan kiintoainepitoisuustasoon. Kiintoaineen mediaanipitoisuus keväällä oli yleensä suurin Nikkolassa ja laski Kyrönjoen pääuomassa alavirtaan mentäessä. Tämä osoittaa, että kiintoainetta sedimentoitui ainakin väliaikaisesti pohjalle tai kerääntyi jokiuoman laiduille ja luiskiinkin sekä ranta-alueille. Toisaalta keskimääräinen kiintoainepitoisuus ei laskenut Hanhikoskelta Skatilaan mennessä enää vuosina 1995-2003 (kuva 25). Keväällä sedimentoituminen ei ole yhtä



selvää kuin muulloin, sillä kevään suuri virtaama estää sedimentoitumista, irrottaa väliaikaisesti sedimentoitunutta ainesta ja kuljettaa sitä alavirtaan.

Seinäjoessa kiintoainepitoisuus oli alhaisempi kuin Kyrönjoessa, mihin vaikuttaa Seinäjoen valuma-alueen järvisyys, joka on suurempi kuin Kyrönjoella. Valuma-alueella sijaitsevat järvet hidastavat veden virtausta, minkä seurauksena kiintoaine sedimentoituu pohjalle. Läpivirtaamajärvet toimivat siten eräänlaisina laskeutusaltaina. Lähimpänä Seinäjoen oikaisu-uoman vesinäytteenottoa sijaitsee Kyrkösjärven tekoallas.

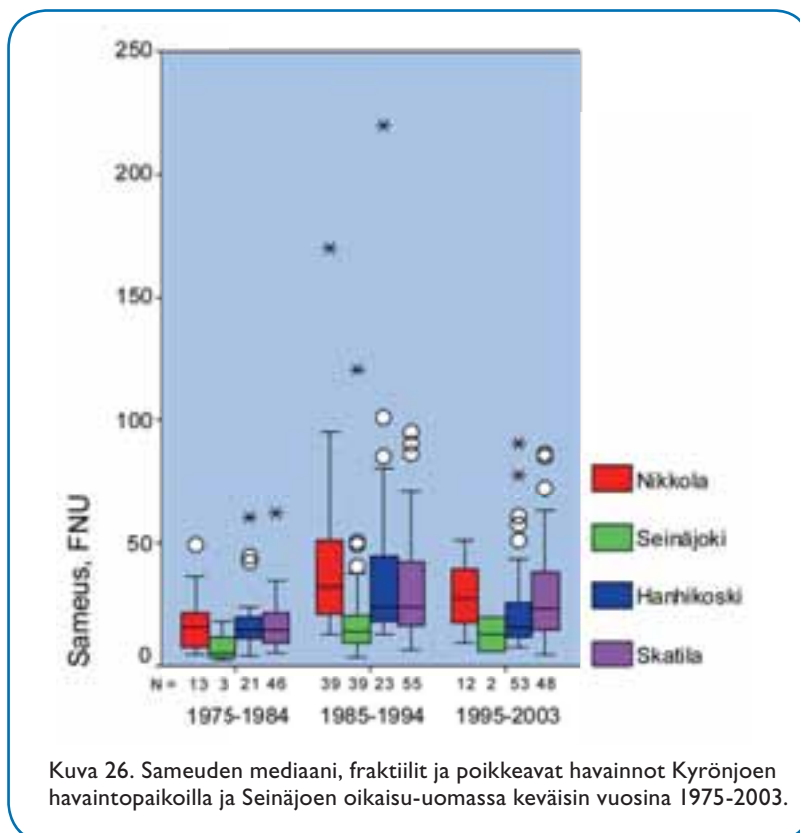




### 5.2.3

## Sameus

Kyrönjoella veden samennusta aiheuttaa pelloilta kulkeutuva kiintoaine, ja toisinaan esiintyy myös leväsamennusta. Kiintoaineen aiheuttaman sameuden voimakkuuteen vaikuttavat virtaaman suuruus ja tulvan tai sateiden ajankohta. Keväisin pellot ovat yleensä kasvipeitteettömät, ja tällöin runsas pintavalunta saa aikaan voimakasta veden samentumista. Kyrönjoen vesi oli hyvin sameaa keväisin. Sameus on vaihdellut paljon vuosittain. Keväisin vesi oli sameinta 1980-luvun lopulla ja 1990-luvun alussa, ja sen jälkeen vesi on kirkastunut vain hieman Nikkolassa ja Hanhikoskella (kuva 26). Kirkastuminen saattaa olla näennäistä, sillä samaan aikaan kevään huippuvirtaamat olivat suhteellisen pieniä (luku 4). Kyrönjoen sameus keväällä väheni lievästi alavirtaan päin. Sameusarvot olivat Kyrönjoen havaintopaikoilla selvästi suuremmat kuin Seinäjoessa.



Kuva 26. Sameuden mediaani, fraktilit ja poikkeavat havainnot Kyrönjoen havaintopaikoilla ja Seinäjoen oikaisu-uomassa keväisin vuosina 1975-2003.

### 5.2.4

## Kokonaisfosforipitoisuus

Fosforia esiintyy vesissä liuenneina fosfaatteina ja liuenneena tai kiintoaineeseen sitoutuneena orgaanisena fosforina (Särkkä 1996). Kyrönjoen kokonaisfosforipitoisuus oli hyvin korkea ilmentäen voimakasta kuormitusta ja rehevyyttä. Pitoisuus Kyrönjoella oli keskimäärin samaa tasoa kuin muissa rehevöityneissä rannikkojoissa Uudellamaalla, Varsinais-Suomessa sekä Etelä- ja Keski-Pohjanmaalla (Niemi 1998). Kyrönjoen veden suuri kokonaisfosforipitoisuus on yksi merkittävä syy siihen, minkä vuoksi Kyrönjoen vedenlaatu on vesistöjen käyttökelpoisuusluokituksen mukaan välttävää.

Kokonaisfosforipitoisuudessa on ollut jatkuvasti laskeva suuntaus 1980-luvun alusta lähtien Nikkolassa ja Seinäjoella. Hanhikoskella pitoisuus on laskenut vasta 1980-luvun lopun jälkeen (kuvat 27, 28, 29).

Myös kesän kokonaisfosforipitoisuudet laskivat selvästi vuosina 1975-2003 (kuva 30), mutta lasku näyttää hidastuneen 2000-luvulla. Kyrönjoen kokonaisfosforipitoisuuden laskevan suuntauksen ovat todenneet myös Räike ym. (2003). Fosforipitoisuuden laskuun ovat vaikuttaneet jätevesipuhdistamojen rakentaminen ja jäteveden puhdistusmenetelmien kehittyminen, joka oli voimakasta vielä 1980- ja 1990-lukujen vaihteeseen asti. Kesällä tavallisissa alivirtaamatilanteissa joen pistekuormittajien merkitys kasvaa, sillä tuolloin jopa puolet ravinteista voi olla lähtöisin pistekuormituksen päästöistä (Kalliolinna 2002). Jätevedenpuhdistamoiden fosforikuormitus Kyrönjoen valuma-alueella on ollut vuodesta 1991 lähtien vain noin kolmannes tai neljännes siitä, mitä se oli vuonna 1986 (Kalliolinna 2002). Myös peltoviljelyssä käytetyn fosforilannoitteen määrän merkittävä vähentäminen on vaikuttanut pitoisuuden laskuun (Räike ym. 2003).

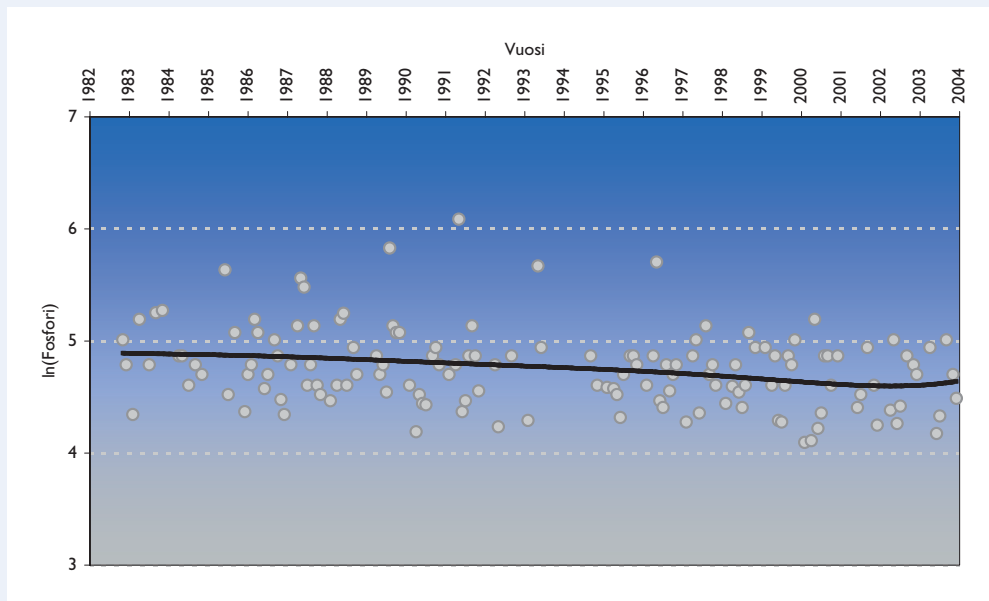
Fosforipitoisuuden mediaaniarvot olivat kesäisin Skatilassa selvästi pienemmät kuin Hanhikoskella tai Nikkolassa. Fosforipitoisuus vähenee alavirtaan päin kiintoaineen sedimentoitumisen takia, sillä huomattava osa vesien kokonaisfosforista on sitoutuneena kiintoaineeseen eli maahiukkasiin ja leväbiomassaan (Savea-Nukala ym. 1997). Fosforipitoisuuden lasku alavirtaan päin on yhteydessä happamuuden kasvuun, sillä fosforin sedimentoituminen on voimakkainta happamissa oloissa. Kesällä vesi on kuitenkin harvoin Kyrönjoen pääuomassa niin hapanta, että se vaikuttaisi merkittävästi fosforin määrän vähenemiseen alavirtaan päin.

#### 5.2.5

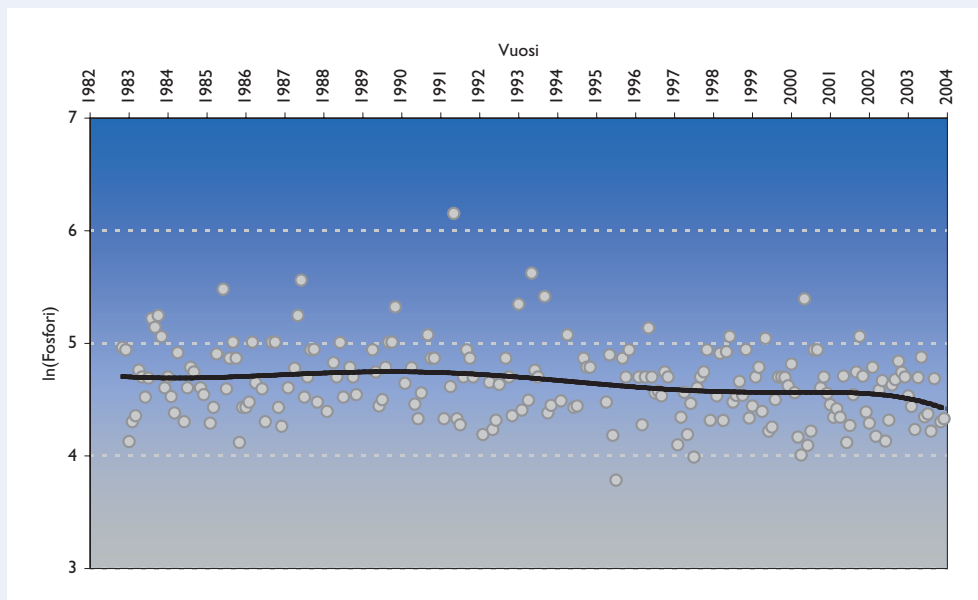
### Kokonaistyyppipitoisuus

Typpeä esiintyy vedessä kaasumaisessa muodossa sekä useina epäorgaanisina ja orgaanisina yhdisteinä. Tärkeimmät tyypiyhdisteet ovat nitraatti, nitriitti ja ammoniumtyppi. Kesäisin Kyrönjoen kokonaistyyppipitoisuus oli erittäin korkea ja samaa tasoa kuin rehevöityneissä Uudenmaan ja Varsinais-Suomen rannikkojoissa (Niemi 1998).

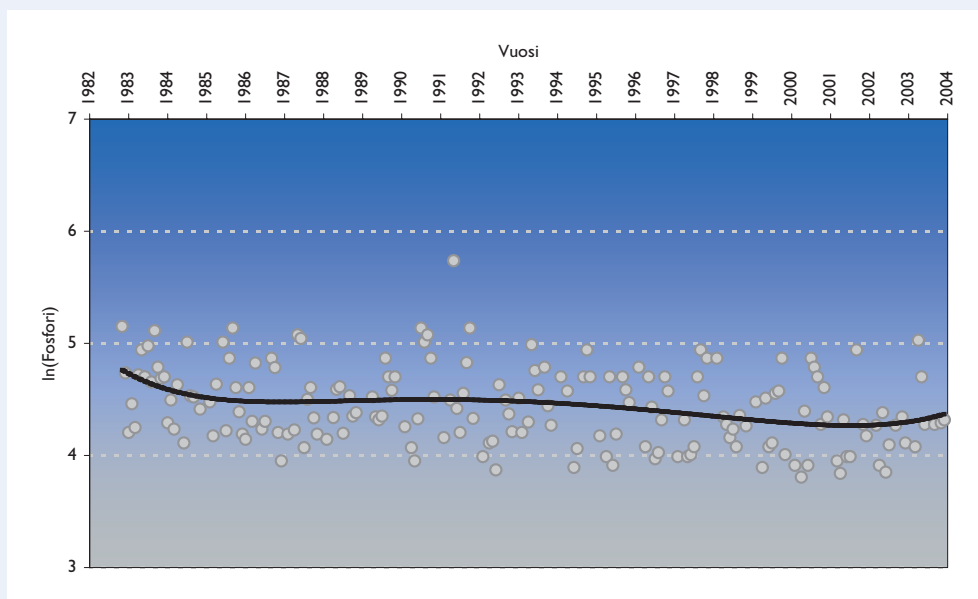
Savea-Nukalan ym. (1997) mukaan Kyrönjoen kokonaistyyppipitoisuus kohosi erityisen jyrkästi 1960- ja 1970-lukujen vaihteessa. Kokonaistyyppipitoisuus kasvoi edelleen 1970- ja 1980-luvuilla (kuva 31). Sitä vastoin 1990- ja 2000-luvuilla tyyppipitoisuuden kasvu näyttää pysähtyneen. Räikkeen ym. (2003) mukaan kokonaistyyppipitoisuus kuitenkin kasvoi Skatilassa koko tutkitulla ajanjaksolla 1975-2000. Tyyppipitoisuuden kasvu on todettu myös esimerkiksi Lapuanjoella ja Siikajoella, joiden valuma-alueilla on yhteisiä piirteitä Kyrönjoen valuma-alueen kanssa. Tyyppipitoisuuden kasvun syytä ei tiedetä varmuudella, mutta typpeä on arveltu vapautuvan ojitetuilta soilta jopa vuosikymmeniä kestävässä prosesseissa ja myös ilmaston lämpeneminen on voinut lisätä typen huuhtoutumista (Räike ym. 2003). Tyyppipitoisuus kasvoi kesäisin Nikkolasta Hanhikoskelle, mutta Hanhikosken ja Skatilan pitoisuudessa ei juuri ollut eroa. Seinäjoessa tyyppipitoisuus oli toisinaan merkittävästi korkeampi kuin Kyrönjoessa. Seinäjoessa tyyppipitoisuus oli joinain kesinä jopa yli 5000 µg/l. Seinäjoen korkeaan tyyppipitoisuuteen ovat suurelta osin syynä Seinäjoen jätevedet. Kalliolinnan (2002) mukaan kokonaistyyppipitoisuus kasvoi esimerkiksi avovesiaikaan 1998 kaksinkertaiseksi Seinäjoen jäteveden puhdistamon alapuolella.



Kuva 27. Nikkolan kokonaisfosforipitoisuuden ln-logaritmoidut kuukausikeskiarvot vuosina 1982-2003. Viiva kuvaa kuudennen asteen polynomisovitetta.

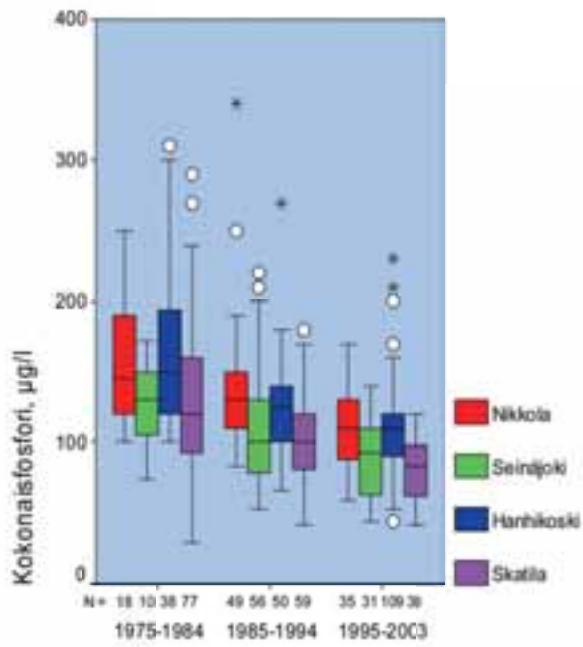


Kuva 28. Hanhikosken kokonaisfosforipitoisuuden ln-logaritmoidut kuukausikeskiarvot vuosina 1982-2003. Viiva kuvaa kuudennen asteen polynomisovitetta.

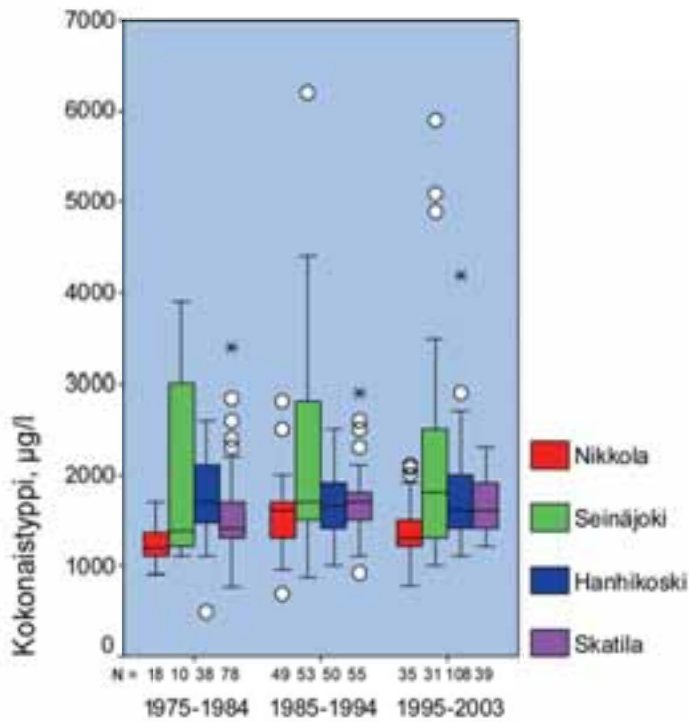


Kuva 29. Seinäjoen oikaisu-uoman kokonaisfosforipitoisuuden ln-logaritmoidut kuukausikeskiarvot vuosina 1982-2003. Viiva kuvaa kuudennen asteen polynomisovitetta.





Kuva 30. Kokonaisfosforipitoisuuden mediaani, fraktiilit ja poikkeavat havainnot Kyrönjoen havaintopaikoilla ja Seinäjoen oikaisu-uomassa kesäisin vuosina 1975 - 2003.



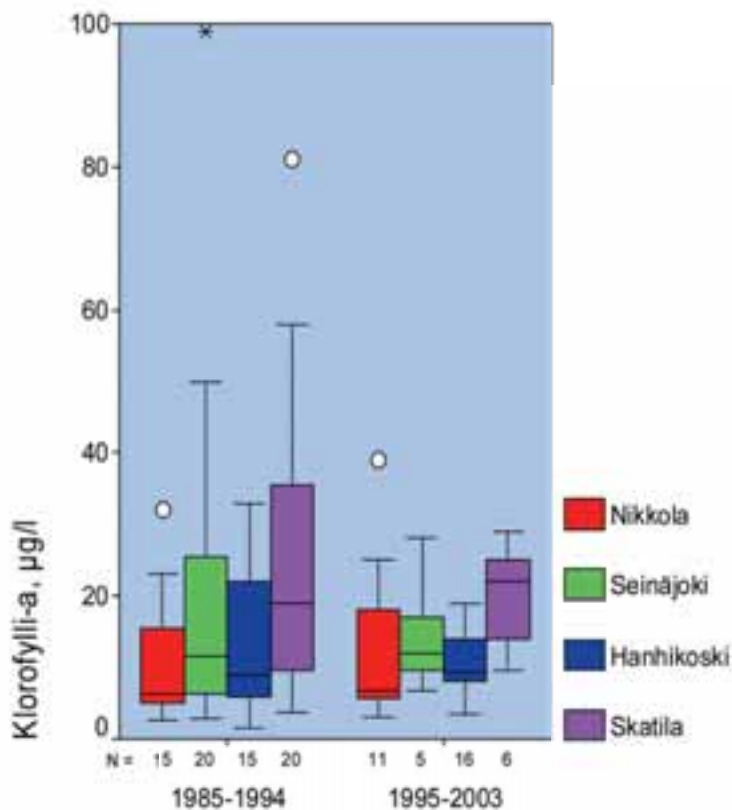
Kuva 31. Kokonaistyypipitoisuuden mediaani, fraktiilit ja poikkeavat havainnot Kyrönjoen havaintopaikoilla ja Seinäjoen oikaisu-uomassa kesäisin vuosina 1975 - 2003.

## 5.2.6

### Klorofylli-a

Vesien leväbiomassaa kuvataan klorofylli-a -pitoisuudella. Kyrönjoen vesi on tummaa ja sameaa, mikä rajoittaa levätuotantoa. Sen sijaan ravinteet eivät niiden runsauden vuoksi yleensä rajoita levätuotantoa Kyrönjoessa. Pietiläisen ja Räikkeen (1999) mukaan Kyrönjoen alaosalla kasvua kuitenkin ajoittain rajoittaa fosforipitoisuus.

Kyrönjoki on klorofylli-a -pitoisuuden perusteella rehevä (Kilpinen 2002). Klorofylli-a -pitoisuus kesällä kasvoi selvästi alavirtaan päin (kuva 32). Klorofylli-a -pitoisuus oli pienin Nikkolassa (mediaani 6,7 mg/l) ja suurin Skatilassa (mediaani 20,5 mg/l). Seinäjoen oikaisu-uomassa klorofylli-a -pitoisuudet (mediaani 12 mg/l) olivat keskimäärin hieman suurempia kuin Hanhikoskella (mediaani 9,3 mg/l). Suurimmat Seinäjoen oikaisu-uoman klorofylli-a -pitoisuudet olivat jopa samaa tasoa kuin Skatilassa.



Kuva 32. Klorofylli-a -pitoisuuden mediaani, fraktiilit ja poikkeavat havainnot Kyrönjoen havaintopaikoilla ja Seinäjoen oikaisu-uomassa kesäisin vuosina 1985-2003.

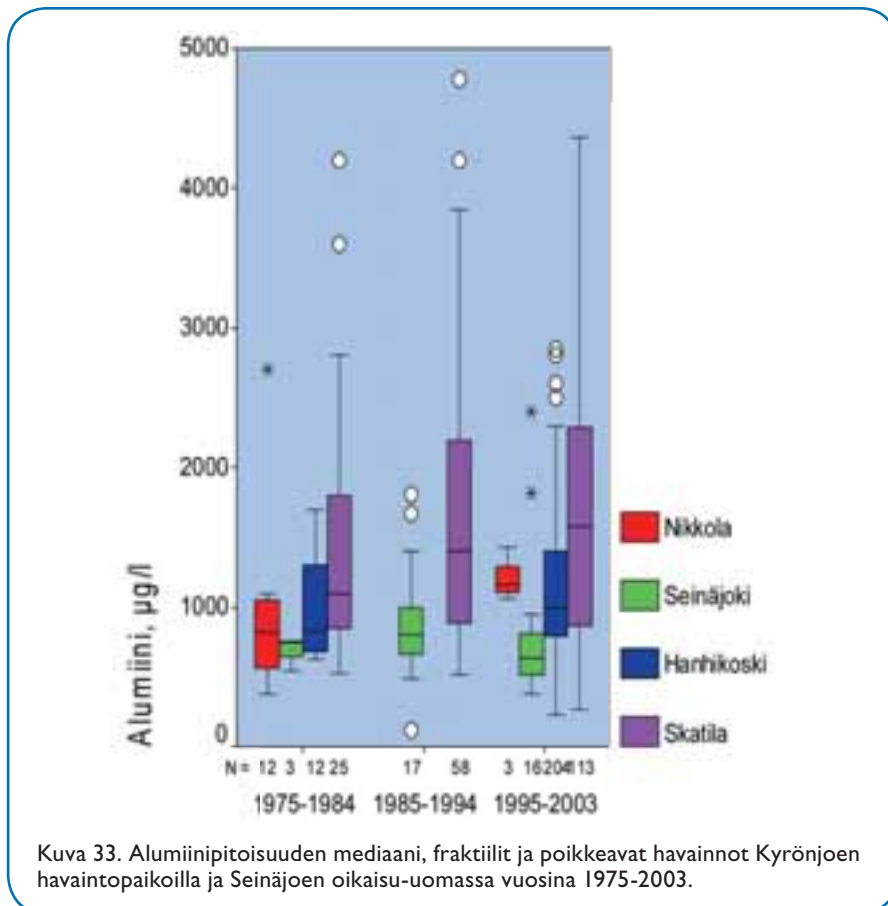
## 5.2.7

### Alumiinipitoisuus

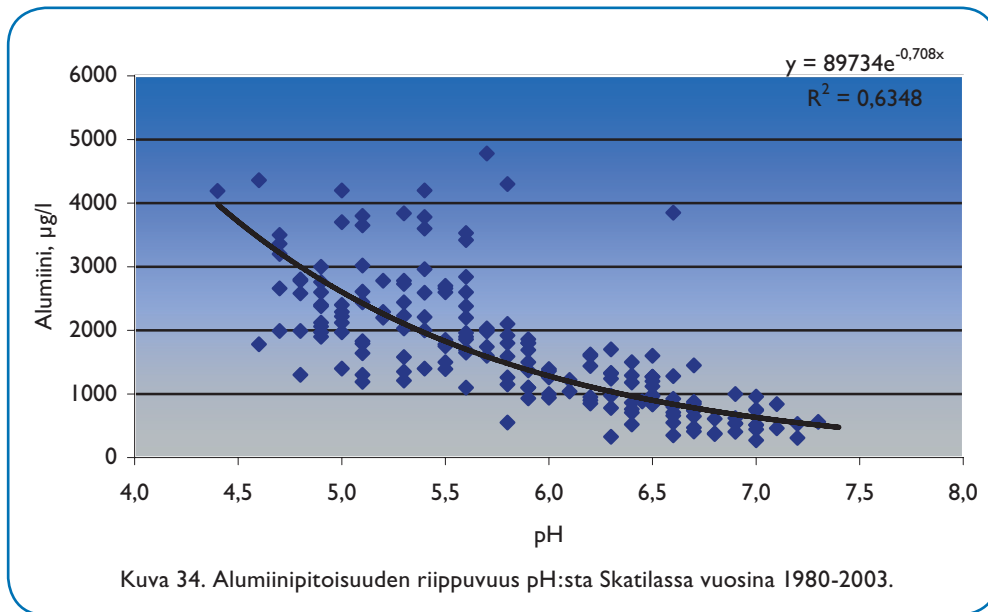
Alumiini esiintyy alunamaissa alumiinisulfidina (Särkkä 1996). Kun pohjaveden tai joen pinta laskee, alumiinisulfidi hapettuu ja muodostuu vesiliukoista alumiinisulfaattia, joka huuhtoutuu vesistöön veden jälleen noustessa. Alumiini esiintyy vedessä eri muodoissa ja niiden osuus riippuu pH-oloista. Tässä yhteydessä käsitellään ainoastaan alumiinin kokonaispitoisuutta.

Alumiinipitoisuus vaihteli hyvin paljon vuosittain, mutta on todettava, että vuosien vertailu varsinkin tutkimusjakson alkupuolella kärsii vähäisestä näytemäärästä. Skatilasta näytteitä on kattavimmin pitkältä ajalta ja siellä keskimääräinen alumiinipitoisuus on kasvanut (kuva 33). Alumiinipitoisuus kasvoi voimakkaasti alavirtaan mentäessä vastaavasti, kuin on todettu vesisammalien alumiinipitoisuuden kasvaneen (Mäenpää ym. 2004). Korkeimmillaan alumiinipitoisuus oli Skatilassa yli 4 mg/l, mikä havaittiin vuosina 1981, 1985, 1988, 1996 ja 2001.

Alumiinin, kuten monen muunkin metallin pitoisuus kasvaa yleensä voimakkaasti veden ollessa hapanta (kuva 34). Alumiini myös lisää alhaisen pH:n haitallisia vaikutuksia (Tuunainen ym. 1991). Alumiinin myrkyllisyys eliöille riippuu sen esiintymismuodosta ja myrkyllisimpien muotojen (mm.  $AlOH^{2+}$ ) osuus kokonaisalumiinista kasvaa veden pH-tason laskiessa. Yleistäen voidaan todeta, että alumiinin toksisuus on korkeimmillaan pH-tason ollessa 5,5. Humusvesissä alumiinin akuutti toksisuus voi ilmetä herkillä vesiyhenteisillä, kuten monilla päivänkorennoilla ja koskikorennoilla sekä eräillä vesiperhosen toukilla, tasolla 2 mg/l pH:n ollessa 5,5 (Vuori 2004). Kaloille alumiinipitoisuus 0,1-0,5 mg/l voi aiheuttaa fysiologisia muutoksia tai jopa kuoleman, jos pH-taso on selvästi kalalajin sietorajan alapuolella. Kun pH-taso on lähellä kalalajin sietorajaa, aiheuttaa usein jo alle 0,1 mg/l alumiinipitoisuus toksisia vaikutuksia (Vuori 2004). Happamuudelle ja alumiinille herkimmät kalat kuuluvat lohi- ja särkikaloihin. Happamassa vedessä ionimuodossa oleva alumiini ja muutkin metallit, kuten rauta, tarttuvat kalan kiduksiin. Kala yrittää estää kidusten ärsytystä erittämällä limaa, joka saattaa tukehduttaa kalan. Vastakuoriutuneet kalanpoikaset ovat vanhempia kaloja herkempiä alumiinille, ja happamissa oloissa alumiini heikentää kalojen poikastuotantoa (Tuunainen ym. 1991). Kyrönjoessa alumiinipitoisuus on siis niin korkea ja happamuusongelmat niin suuria, että näiden yhteisvaikutus vähentää eliöstön lajimäärää ja voi aiheuttaa esimerkiksi kalakuolemia.



Kuva 33. Alumiinipitoisuuden mediaani, fraktilit ja poikkeavat havainnot Kyrönjoen havaintopaikoilla ja Seinäjoen oikaisu-uomassa vuosina 1975-2003.







Mika Tolonen



Jyrki Latvala



## 6. Vesistötöiden vaikutukset vedenlaatuun

6.1

### **Pengerrysalueiden rakentamisen 1996-2003 aikainen tarkkailu**

6.1.1

#### **Aineisto ja menetelmät**

Tämän kappaleen tarkoituksena on selvittää, kuinka paljon Kyrönjoen yläosan pengerrysalueiden rakentamiseen kuulunut jokiluiskien perkaus ja vastakaivettujen jokiluiskien jääminen veden alle ovat vaikuttaneet joen vedenlaatuun töiden aikana. Vesistötöiden vaikutuksia seurattiin tarkkailuohjelman mukaisella näytteenotolla, joka oli tihein, kun jokirannan kaivualueet jäivät ensi kertaa veden alle virtaaman noustessa (Koskenniemi ym. 2000). Vesistötöiden aikana vuosina 1996-2003 näytteitä otettiin vähintään kerran kuukaudessa. Veden noustua kaivualueille näytteitä otettiin päivittäin kahden viikon ajan.

Näytteenottoaikoina olivat ylävirralla päin luetellen Aunes, Munakan maantiesilta, Kitinoja, Hanhikoski ja Hiirikoski (kuva 35). Työalueen yläpuolinen vertailunäyte otettiin Munakan maantiesillalta 21.8.2001 saakka. Tämän jälkeen jokiluiskia perattiin ja penkereitä rakennettiin myös Munakasta ylävirtaan ja yläpuolinen näyte otettiin Aunekselta. Työalueen yläpuoliseksi havaintopaikaksi tässä tarkkailussa katsottiin siis jokiluiskien perkauksen yläpuolinen paikka, vaikka rakennustöitä olisikin tehty kyseisen paikan ylävirran puoleisilla pengerrysalueilla. Näytteenottokierros on tehty ylävirralla alavirtaan päin saman päivän aikana.

Näytteistä määritettiin kiintoaine-, alumiini-, rauta-, kokonaisfosfori- ja -typpipitoisuus sekä sameus, alkaliteetti ja pH. Vuosiraporttien (Teppo ym. 1999, Huovinen 2000, Nissén ym. 2001, Sivil & Tolonen 2002, Tolonen & Sivil 2003, Tolonen 2003) tulosten perusteella tässä yhteenvetoraportissa keskityttiin kiintoaineen ja sameuden määrittystuloksiin, koska ne ovat herkimmin ilmentäneet vesistötöiden vaikutusta.

Töiden vaikutusta Kyrönjokeen selvitettiin vertailemalla erikseen Kitinojan, Hanhikosken ja Hiirikosken vedenlaatua työalueen yläpuolisen paikan vedenlaatuun. Vertailua varten laskettiin kiintoaineen ja sameuden määrittystulosten kuukausikeskiarvot havaintopaikoittain. Vertailussa laskettiin erotukset työalueen ala- ja yläpuolisen havaintopaikan kuukausikeskiarvoista. Kuukausikeskiarvot laskettiin ainoastaan niiden päivien havainnoista, jolloin näytteet oli otettu sekä työalueen ylä- että alapuolelta. Näytteitä otettiin kaikilta havaintopaikoilta ajanjaksolla tammikuu 1996 – kesäkuu 2003.



Kuva 35. Vesinäytteenottoaikat tarkkailtaessa vesistötöiden vaikutuksia. Osalla havaintopaikoista tarkkailtiin pengerrysalueiden ja Malkakosken rakentamista ja osalla seurattiin Malkakosken yläpuolisen suvanto-osuuden tilaa (pituusprofiilipaikat). Kuvassa ovat myös pumppaamot, joilta otettiin vesinäytteitä.

## Tulokset

### Kiintoaine

Kuukausittain laskettu keskimääräinen kiintoainepitoisuus kasvoi yli 20 mg/l veden virrattua työalueen läpi vuoden 1996 tammi- ja toukokuussa, vuoden 1997 maaliskuussa ja vuoden 2000 huhtikuussa (kuvat 36, 37, 38, taulukko 6). Kaikkein eniten kiintoainepitoisuus kasvoi työalueella huhtikuussa 2000, jolloin kiintoainepitoisuus oli Hanhikoskella peräti 56 mg/l suurempi kuin Munakassa. Koska virtaama oli näytteenottohetkellä (18.4.2000) 328 m<sup>3</sup>/s, kiintoainetta oli tuolloin Hanhikoskella liikkeellä 1587 tn/vrk enemmän kuin Munakassa. Merkittäviä kiintoainepitoisuuden lisäyksiä oli myös vuosina 1998, 1999 ja 2002 (taulukko 6). Suurimmillaan kiintoainepitoisuudet olivat työalueen alapuolella moninkertaiset alueen yläpuoliseen tilanteeseen verrattuna (taulukko 7). Kiintoainepitoisuudet eivät kuitenkaan yleensä kasvaneet kovin paljon veden virrattua työalueen läpi, ja oli jopa aivan tavallista, että pitoisuudet olivat pengerrystöiden yläpuolella hieman suuremmat kuin alapuolella.

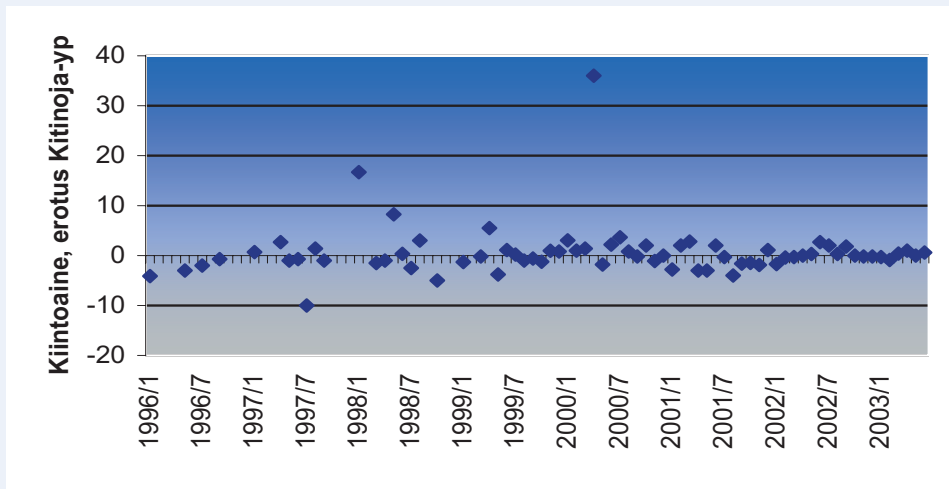
Kiintoainepitoisuuden lisäys työalueella oli yleensä suurin silloin, kun virtaamat olivat suuria (taulukko 6). Usein kiintoainepitoisuuden lisäys oli suurinta kevään huippuvirtaamien aikaan, kuten esimerkiksi huhtikuun 2000 näytteenottokerralla (328 m<sup>3</sup>/s). Ainoa virtaamaoloiltaan täysin poikkeava havainto tehtiin tammikuussa 1996, jolloin virtaama oli hyvin alhainen (3 m<sup>3</sup>/s). Kiintoainepitoisuuden lisäys tapahtui epätyypilliseen vuodenaikaan tammikuun 1996 havainnon lisäksi tammikuussa 1998 ja heinäkuussa 2002.

Useimmissa tapauksissa kiintoainepitoisuuden nousu näkyi ainoastaan yhdellä havaintopaikalla. Poikkeuksena tästä huhtikuussa 1999 pitoisuuden lisäys näkyi sekä Hanhikoskella että Hiirikoskella ja huhtikuussa 2000 pitoisuuden voimakas lisäys näkyi sekä Kitinojalla, Hanhikoskella että Hiirikoskella. Huhtikuulle 1999 ja 2000 oli yhteistä hyvin suuri yli 300 m<sup>3</sup>/s virtaama.

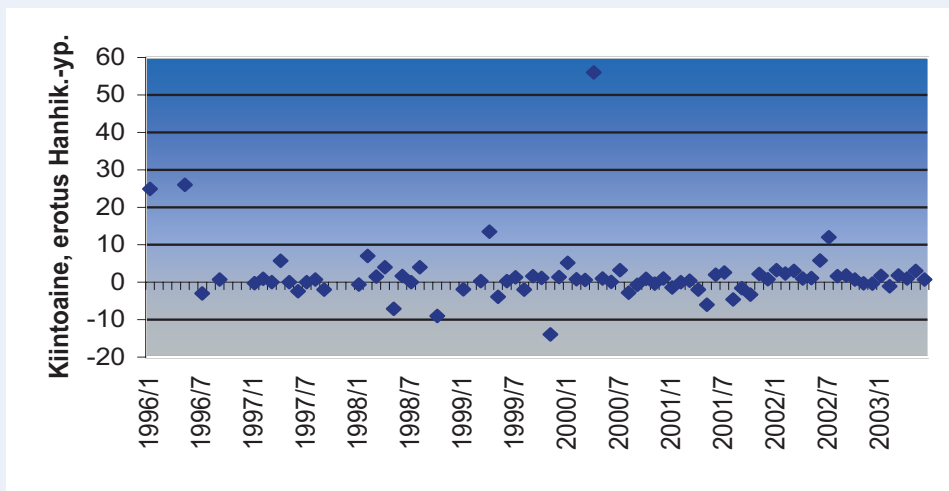
Suurimmat kiintoainepitoisuuden erot havaintopaikkojen välillä olivat usein varsin lyhytaikaisia, eikä kuukausittaisista keskiarvoista välttämättä näy erojen suuruus yksittäisillä näytteenottokierroksilla. Esimerkiksi 20.4.1999 pitoisuus oli Hanhikoskella jopa 22 mg/l suurempi kuin työalueen yläpuolella, kun kuukauden keskimääräinen pitoisuusero havaintopaikkojen välillä oli 13,5 mg/l. Koska virtaama oli Hanhikoskella 20.4.1999 hyvin suuri (317 m<sup>3</sup>/s), kiintoainekulkeuman lisäys työalueen yläpuolelta Hanhikoskelle oli 603 tn/vrk.



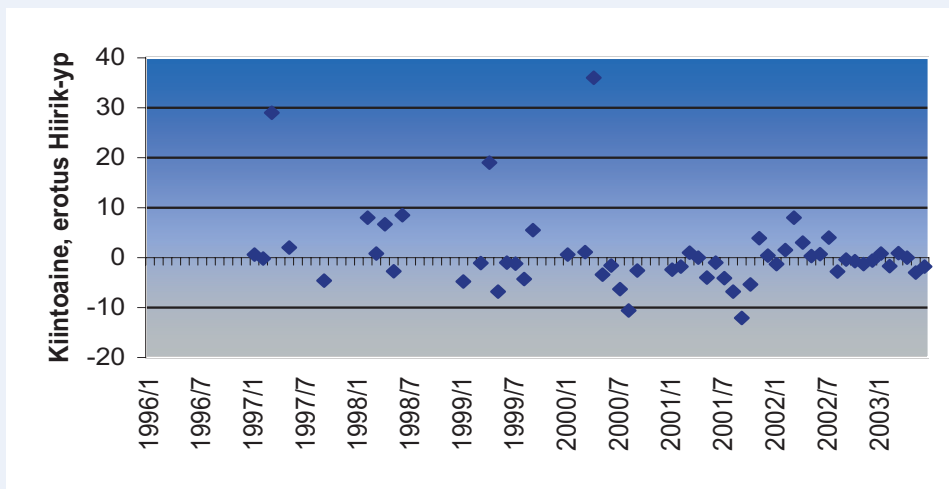
Mika Tolonen



Kuva 36. Kitinojan ja pengerrysalueen yläpuolisen vertailupaikan kiintoainepitoisuuden (mg/l) kuukausikeskiarvojen erotus.



Kuva 37. Hanhikosken ja pengerrysalueen yläpuolisen vertailupaikan kiintoainepitoisuuden kuukausikeskiarvojen erotus.



Kuva 38. Hiirikosken ja pengerrysalueen yläpuolisen vertailupaikan kiintoainepitoisuuden kuukausikeskiarvojen erotus.

Taulukko 6.

Suurimmat kiintoainepitoisuuden ja sameusarvon lisäykset Kitinojalla, Hanhikoskella ja Hiirikoskella työalueen yläpuoliseen vertailupaikkaan nähden. Arvot on laskettu kuukausittaisina keskiarvoina. Taulukossa on lisäksi kiintoainepitoisuuksien ja sameusarvojen kuukausittaiset keskiarvot työalueen yläpuolella, näytteenottopäivien lukumäärä kuukaudessa (N) ja virtaama Hanhikoskella.

Kiintoaine >20 mg/l					Sameus >15 FNU				
	Aika, vuosi/kk	Pitoisuus, yläpuoli	N	Virtaama, m <sup>3</sup> /s		Aika, vuosi/kk	Sameus, yläpuoli	N	Virtaama, m <sup>3</sup> /s
Kitinoja	2000/4	74	1	328	Kitinoja	-		-	-
Hanhikoski	1996/1	7,1	1	3	Hanhikoski	2000/4	60	1	328
	1996/5	32	1	60					
	2000/4	74	1	328					
Hiirikoski	1997/3	26	2	94 ja 108	Hiirikoski	2000/4	60	1	328
	2000/4	74	1	328		1997/3	22,5	2	94 ja 108
Kiintoaine 15-20 mg/l					Sameus 10-15 FNU				
Kitinoja	1998/1	8,3	1	71	Kitinoja	-		-	-
Hanhikoski	-		-	-	Hanhikoski	-		-	-
Hiirikoski	1999/4	39	2	135 ja 317	Hiirikoski	-		-	-
Kiintoaine 10-14,9 mg/l					Sameus 5-9,9 FNU				
Kitinoja	-		-	-	Kitinoja	-		-	-
Hanhikoski	1999/4	39	2	135 ja 317	Hanhikoski	2002/7	14	1	71
	2002/7	8	1	71					
Hiirikoski	-		-	-	Hiirikoski	1997/5	24	1	130
						1998/4	38	3	176-196
						1999/4	35	2	135 ja 317

Taulukko 7.

Ajankohdat, jolloin kiintoainepitoisuudet (mg/l) olivat Kitinojalla, Hanhikoskella tai Kitinojalla vähintään kaksinkertaiset työalueen yläpuoliseen vertailupaikkaan nähden. Arvot on laskettu kuukausittaisina keskiarvoina. Taulukossa on lisäksi kiintoainepitoisuus työalueen yläpuolella, pitoisuuden kertaluokka työalueen alapuolella ja virtaama Hanhikoskella.

	Aika, vuosi/kk	Kiintoainepitoisuus, työalueen yläpuoli	Pitoisuuden kertaluokka alapuolella	Virtaama, m <sup>3</sup> /s
Kitinoja	1998/1	8,3	3	71
Hanhikoski	1996/1	7,1	4,5	328
	2002/6	2,9	3	10
	2002/7	8	2,5	71
Hiirikoski	1997/3	26	2,1	94 ja 108
	1999/9	5,5	2	4

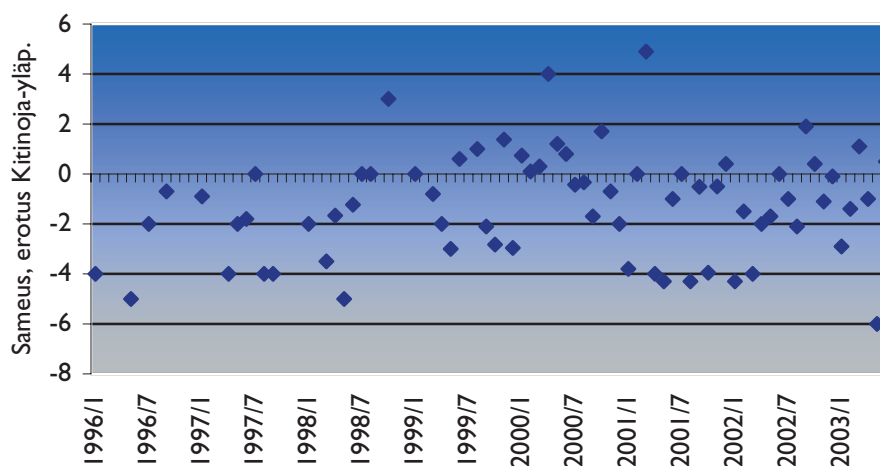


Pia Nikkonen

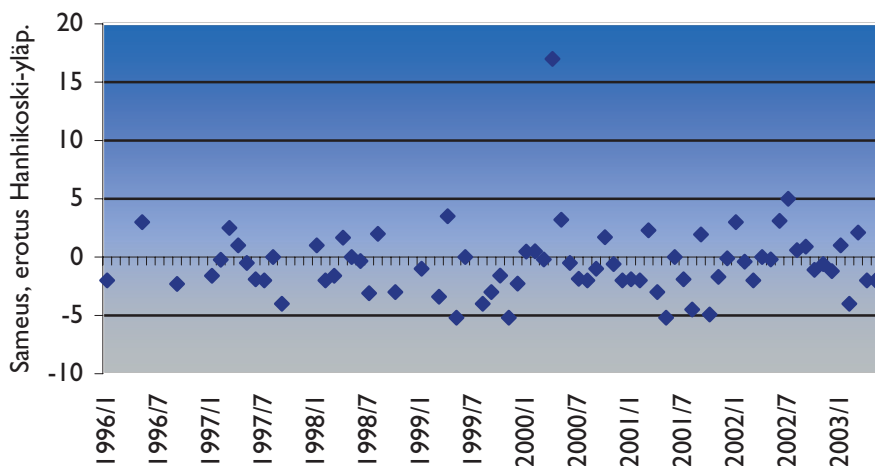


### Sameus

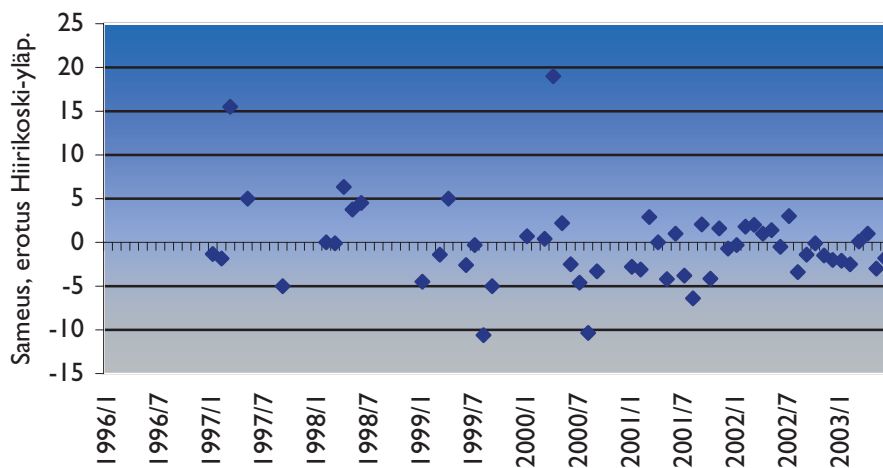
Kyrönjoen vesi samentui työalueen kohdalla kaikkein eniten vuoden 2000 huhtikuussa. Tällöin vesi oli Hanhikoskella 17 FNU- ja Hiirikoskella 19 FNU-yksikön verran sameampaa kuin työalueen yläpuolella (kuvat 39, 40, 41, taulukko 6). Toiseksi voimakkain samentuminen havaittiin Hiirikoskella, jossa sameusarvo oli vuoden 1997 maaliskuussa 15,5 FNU suurempi kuin työalueen yläpuolella. Muutoin samentuminen oli vähäisempää ja seuraavaksi voimakkaimmat samentumiset olivat suuruusluokkaa noin 5 FNU. Veden samentumista todettiin poikkeuksetta päivinä, jolloin virtaamat olivat suuria. Yleensä samentumista esiintyi keväällä, mutta Hanhikoskella vuonna 2002 samentumista todettiin poikkeavasti heinäkuussa. Sameusarvot olivat työalueen alapuolella korkeintaan 1,5-kertaisia yläpuoliseen tilanteeseen verrattuna. Kaiken kaikkiaan sameusarvot eivät yleensä kasvaneetkaan kovin paljon veden virrattua työalueen läpi, ja oli jopa aivan tavallista, että vesi oli pengerrystöiden yläpuolella hieman sameampaa kuin alapuolella. Hiirikoskella sameus oli elokuussa 1999 ja elokuussa 2000 tuntuvasti vähäisempää (noin 10 FNU) kuin työalueen yläpuolella.



Kuva 39. Kitinojan ja pengerrysalueen yläpuolisen vertailupaikan sameusarvon kuukausikeskiarvojen erotus.



Kuva 40. Hanhikosken ja pengerrysalueen yläpuolisen vertailupaikan sameusarvon kuukausikeskiarvojen erotus.



Kuva 41. Hiirikosken ja pengerrysalueen yläpuolisen vertailupaikan sameusarvon kuukausikeskiarvojen erotus.

### 6.1.3

## Tulosten tarkastelu

Kyrönjoen veden laatu heikkeni rakenteilla olleiden tai vastarakennettujen pengerrysalueiden kohdalla lähes kaikkina tarkkailuvuosina 1996-2003 merkittävästi. Esimerkiksi kiintoainepitoisuus vähintään kaksinkertaistui työalueen yläpuoliseen pitoisuuteen verrattuna vuosina 1996, 1997, 1998, 1999 ja 2002. Kyrönjoen yläosan pengerrysalueiden rakentamista koskevissa lupaehdoissa ei ole asetettu rajoja siitä, kuinka paljon rakentamisen aikana tai siinä vaiheessa, kun vastakaivetut jokiluiskat jäivät veden alle, saa aiheutua kiintoaine- tai sameuslisäystä. Sen sijaan Malkakosken rakentamiselle Länsi-Suomen vesioikeus on asettanut kyseiset raja-arvot. Pengerrysalueiden rakentamisen aiheuttama kiintoaine- ja sameuslisäys on ollut vähintään samaa tasoa kuin Malkakosken rakentamisen aiheuttama lisäys, jonka on pahimmillaan todettu ylittäneen asetetut raja-arvot (Tolonen 2003, kts myös luku 6.2.). Pengerrysalueiden rakentamisen aiheuttamat kiintoainelisäykset ovat Malkakosken rakentamista merkittävämmät ainakin siksi, että pengerrysalueiden rakentaminen on kestänyt vuosia pidempään kuin Malkakosken rakentaminen. Pengerrysalueiden rakentamisen pitkän keston takia kiintoaineen lisäystä ja samentumista on havaittu useina vuosina. Pengerrysalueiden rakentamisen vaikutukset veden laatuun ovat Malkakosken rakentamista merkittävämmät myös siksi, että veden kulutukselle altistuneiden vastakaivettujen jokiluiskien pinta-ala oli moninkertainen Malkakosken pinta-alaan verrattuna. Kyrönjoen yläosan vesistötyöhön sisältyi joen perkausta molemmilta rannoilta noin 16,5 km:n matkalta vuosina 1997-2001.

Pengerrystöiden aiheuttama veden laadun heikkeneminen oli yleensä pahinta suurten virtaamien aikaan. Tämä osoittaa, että vastakaivetut suurelta osin täysin kasvittomat jokiluiskat kuluivat ja menettivät maa-ainesta paljon, kun virtaama kasvoi ja virtaava vesi huuhtoi niitä. Myös rankkasateet kuluttivat kasvittomia jokiluiskia ja penkereitä voimakkaasti. Oli tavallista, että veden laatu heikkeni eniten keväisin. Vesistöiden vaikutus näkyi toisinaan myös sellaiseen aikaan, jolloin vedenlaatu oli rakenteilla olevien pengerrysalueiden yläpuolella verrattain hyvää, kuten tammi-kuussa 1996, jolloin virtaama oli hyvin alhainen (3 m<sup>3</sup>/s). Tällöin Hanhijärven pumppaamolle johtavaa ojaa oli kaivettu ja veden laadun heikkeneminen näkyi Hanhikoskella asti. Kyrönjoen veden laatua ei siis heikentänyt pelkästään vastakaivettujen jokiluiskien veden alle jääminen, vaan myös pengerrysalueiden rakentamiseen

kuulunut ojien eli pumppaamojen tulo-ojien ja eristysojien kaivu. Vaikka Kyrönjoen perkaus- ja pengerrysmassojen määrä oli huomattavasti suurempi kuin pengerrysalueiden kaivetut massat, ojien kaivu- ja pengermassoja oli merkittävä määrä (yhteensä 344658 m<sup>3</sup>).

Yleensä työalueen voimakkaimmat vaikutukset veden laatuun jäivät paikallisiksi, mutta erityisesti hyvin suuren virtaaman aikana, kuten huhtikuussa 1999 ja 2000 vaikutukset näkyivät jopa Hiirikoskella asti. Se, että kiintoaineen tai sameuden lisäys näkyi joissain tapauksissa Hanhikosken lisäksi Hiirikoskella asti, osoitti, että työalueen vaikutus ulottui hyvin pitkälle alavirtaan. On myös todennäköistä, että vesistötöiden vaikutuksia oli Hiirikoskella enemmänkin, mutta näitä ei vain havaittu Hiirikosken muita havaintopaikkoja vähäisemmän näytemäärän vuoksi. Toisaalta, jos kiintoainepitoisuuden tai sameuden lisäys näkyi vain Hiirikoskella, voi Hiirikosken suuri arvo ilmentää jotain muuta kuin yläosan töiden vaikutusta. Hanhikosken ja Hiirikosken välillä Kyrönjokeen yhtyvät sivu-uomat Orismalanjoki ja Lehmäjoki, joiden vedenlaatu on selvästi huonompaa kuin pääuomassa. Orismalanjoen veden laadun on todettu selvästi heikentyneen ojitushankkeen seurauksena vuonna 2000 (Sivil 2005). Luonnollisesti epävarmuus veden laatua heikentäneen ilmiön alkuperästä kasvaa, mitä kauempana ilmiötä tutkitaan.

Todennäköisesti työalueen vaikutukset veden laatuun vaihtelivat lyhyen ajan sisällä ja riippuivat muun muassa tehdyistä töistä ja niiden ajankohdasta. Jos vedenkorkeus vaihteli huomattavasti sääolojen, kuten paikallisten sateiden, tai esimerkiksi vuorokausisäännöstelyn takia, samana näytteenottopäivänä otetuissa näytteissä ei välttämättä näkynyt veden laadun heikentymistä kaikilla havaintopaikoilla. Vaikka heikkolaatuisen veden pulssi olisikin aikanaan kulkeutunut esimerkiksi Hiirikoskelle asti, näytteenottohetkellä pulssi on saattanut olla vasta Hanhikoskella. Vastaavasti Hiirikoskelle asti ehtinyt heikkolaatuisen veden pulssi ei välttämättä olekaan enää näkynyt Hanhikoskella samana päivänä otetuissa näytteissä. Edellä kuvattu pulssi-ilmiö näkyi muun muassa siinä, että Hiirikoskella oli ajoittain selvästi parempi vedenlaatu kuin työalueen yläpuolella. Esimerkiksi lokakuussa 2001 virtaama oli voimakkaassa kasvussa siten, että virtaama oli joen yläosalla yli puolet suurempi kuin alaosalla, minkä seurauksena kiintoainepitoisuus oli työalueen yläpuolella 53 mg/l suurempi kuin Hiirikoskella (Tolonen & Sivil 2003).

Kiintoainepitoisuus ja sameusarvo eivät yleensä kasvaneet kovin paljon veden ohitettua työalueen, ja oli jopa aivan tavallista, että pitoisuudet olivat pengerrystöiden yläpuolella hieman suuremmat kuin alapuolella. Kiintoainepitoisuuden tiedetään yleensä laskevan alavirtaan mentäessä kiintoaineen sedimentoitumisen takia (kts luku 5). Väliaikaisesti sedimentoitunut kiintoaine lähtee uudestaan liikkeelle virtaaman kasvaessa.

Suurten virtaamien aikana kiintoainetta kulkeutuu hyvin suuria määriä, jopa valtaosa koko vuoden kulkeumasta. Esimerkiksi huhtikuun 1999 kiintoainekuorman lisäys työalueen yläpuolelta Hanhikoskelle oli noin 603 tn/vrk ja huhtikuussa 2000 noin 1587 tn/vrk. Tämän suuruiset pitoisuuslisäykset ovat todella merkittäviä. Myös pienten virtaamien aikaiset pitoisuuslisäyksetkin voivat olla tuhoisia varsinkin sellaisille eliöille, jotka eivät voi liikkumalla hakeutua parempilaatuisen veden alueelle. Pienen virtaaman aikaan vaikutukset jäävät paikallisemmiksi kuin suuremman virtaaman aikaan. Tosin, vaikka kiintoaine olisi lähtenyt liikkeelle vähäisen virtaaman aikana ja kasaantunut suurelta osin lähialueiden pohjille, kiintoaine lähtee liikkeelle uudestaan virtaamien kasvaessa seuraavan kerran voimakkaasti. Suuren kiintoainemäärän tiedetään Kyrönjoella olevan haitaksi esimerkiksi Kyrönjoen alaosalla kutevalle uhanalaiselle vaellussiialle, sillä siian pienirakeisen mädin kuolleisuus on hyvin suurta, jos mätä jää kiintoaineen alle (Keskinen ym. 2002). Kiintoaine on haitallista siian lisäksi monille muillekin vesieliöille. Koska pengerrysalueiden rakentamisesta on aiheutunut kiintoainekuorman lisäystä, rakentaminen on osaltaan rasittanut eliöstöä.

Koska pengertämisen voimakkaimmat vaikutukset veden laatuun näkyivät varsin lyhyen ajan ja näytteitä otettiin suhteellisen harvoin, näytteenotolla ei varmasti saatu esille kaikkia huomattaviakaan vedenlaatuvaikutuksia. Parhaiten vedenlaatuvaikutukset olisi saanut todennettua luotettavalla jatkuvatoimisella näytteenotolla. Tässä tutkimuksessa pitoisuudet laskettiin kuukausikeskiarvoina. Koska pengertämisen aikaansaama pitoisuuslisäys näkyi usein vain lyhyen aikaa, havaintopaikkojen väliset pitoisuuserot olivat kuukausikeskiarvoina tarkastellen toisinaan huomattavasti pienemmät kuin yksittäisillä näytteenottokierroksilla. Esimerkiksi vuonna 2000 heinäkuun lopulla kiintoainepitoisuudet olivat Kitinojalla enimmillään 18 mg/l ja sameusarvot 13 FNU suuremmat kuin työalueen yläpuolella (Sivil & Tolonen 2002). Tällöin kiintoainepitoisuuden ja sameuden lisäys näkyi voimakkaasti Hanhikoskella asti. Sameus oli 11.9.2001 Hanhikoskella 9 FNU suurempi kuin työalueen yläpuolella. Virtaaman kasvaessa 10.10.2001 kiintoainepitoisuus oli Munakassa 28 mg/l suurempi kuin työalueen yläpuolella (Tolonen & Sivil 2003).

Pengerrysalueiden rakentamisesta seurasi siis kiintoainepitoisuuden kasvua ja samentumista Kyrönjoessa useina vuosina. Pengerrystöiden vaikutukset näkyivät veden laadussa yleensä vain lyhyen aikaa kerrallaan, mutta vaikutukset toistuivat usein ja olivat toisinaan hyvin merkittäviä. Useita vuosia kestäneiden laajojen vesistöiden vaikutuksia voidaankin pitää suorastaan kroonisina niiden toistumisen vuoksi. Eliöstölle tällainen vuosia kestävä häiriö merkitsee voimakasta stressiä ja estää herkkien lajien tai niiden kantojen esiintymistä ja levittäytymistä. Esimerkiksi Kyrönjoen alaosalle kutevalla uhanalaisella vaellussiikakannalla happamuus, korkea kiintoainepitoisuus ja yleisesti Kyrönjoen heikko veden laatu ovat suurimmat uhkatelijät luontaisen kudun onnistumiselle (Tuhkanen 2004). Pengerrystöiden aiheuttama veden laadun heikkeneminen näkyi selvimmin paikallisesti, mutta kevättulvien aikaisissa tapauksissa vaikutukset näkyivät vahvasti ainakin Hiirikoskella saakka. Vastakaivetut, suurelta osin kasvittomat jokiluiskat ja penkereet olivat alttiita joki- ja sadeveden aiheuttamalle kulutukselle (vertaa Koivisto 2004), minkä seurauksena Kyrönjoen veden kiintoainepitoisuudet saattoivat jopa moninkertaistua ja vesi samentua voimakkaasti.

## 6.2

### **Malkakosken rakentamisen vaikutukset vuosina 2002 ja 2003**

#### 6.2.1

#### **Aineisto ja menetelmät**

Malkakosken yhdistelmäpadon rakentamisen vaikutuksia kiintoainepitoisuuteen, sameuteen ja pH-arvoihin tarkkailtiin vuosina 2002 ja 2003 seurantaohjelman mukaisesti (Kyröläinen 2002). Näytteenottotaajuus vaihteli ja taajimmin näytteitä otettiin silloin, kun patotyömaa oli kastunut ja sieltä johdettiin vesiä jokeen. Tällöin näytteitä otettiin kahdesti vuorokaudessa. Silloin, kun vesi meni patotyömaan yli, näytteitä otettiin kerran päivässä. Pohjapadon yläpuolinen havaintopaikka oli Malkakosken sillalla ja alapuolisia havaintopaikkoja olivat Rajamäenkoski ja Hanhikoski. Malkakosken silta sijaitsee n. 200 m työmaasta ylävirtaan, Rajamäenkoski vajaa kilometri alavirtaan ja Hanhikoski noin 6,5 km alavirtaan (kuva 35). Vuonna 2002 toteutetun tarkkailun tulokset on raportoitu jo aiemmin (Tolonen 2003), ja tässä yhteenvetoreportissa esitetään vuosien 2002 ja 2003 tulokset tiivistetysti.

## Tulokset ja tulosten tarkastelu

### Kiintoaine

Malkakosken rakentaminen kasvatti huomattavasti kiintoainepitoisuutta Kyrönjoessa työkohteen alapuolella (kuvat 42 ja 43, taulukko 8). Suurimmillaan kiintoaineen lisäys oli 34,8 mg/l. Enimmillään pitoisuudet kasvoivat Malkakoskelta Hanhikoskelle yli 20-kertaisiksi. Malkakosken rakentamisen lupaehdon (9b, LSVEO 27.4.1995) mukaan kiintoainepitoisuuden lisäys työkohteen yläpuolelta (Malkakosken silta) n. 6,7 km:n päässä Hanhikoskella sai olla enintään 15 mg/l. Kiintoainepitoisuus kasvoi raja-arvoa enemmän viitenä näytteenottokertana vuonna 2002: 6.-7.3., 13.-14.3. ja 21.3. Kiintoainepitoisuuden raja-arvo rikkoontui myös vuonna 2003, mutta tällöin ainoastaan yhtenä näytteenottopäivänä 26.3. On todennäköistä, että raja-arvo ylittyi useamminkin eli silloin, kun näytteitä ei otettu. Automaattisen kiintoainemittauksen mukaan pitoisuus Hanhikoskella nousi maaliskuun 2002 alussa virtaamaan nähden korkeaksi. Pitoisuus pysyi korkealla suuren osan maaliskuuta 2002 (kuvat 42 ja 44).

Päivinä, jolloin raja-arvot ylittyivät, virtaamat olivat verrattain pieniä (taulukko 8). Raja-arvojen ylityksiä tapahtui, vaikka Malkakoski rakennettiin suurelta osin kuiva-työnä ja alue suojattiin työpadoilla. Vesistötöiden vedenlaatuvaikutusten nopeasta vaihtelusta kertoo se, että aamupäivällä 26.3.2003 kiintoainepitoisuuden lisäys Malkakosken sillalta Hanhikoskelle oli vain 1,6 mg/l, mutta jo kolmen tunnin päästä lisäys oli peräti 17,2 mg/l. Edellinen tulos todettiin siis manuaalisesti otetuista näytteistä. Automaattisen kiintoainemittauksen mukaan suhteellisen pienetkin vuorokausisään-  
nöstelystä johtuvat virtaaman kasvut saivat aikaan huomattavaa kiintoainepitoisuuden kasvua Malkakosken töiden aikana (kuva 44).

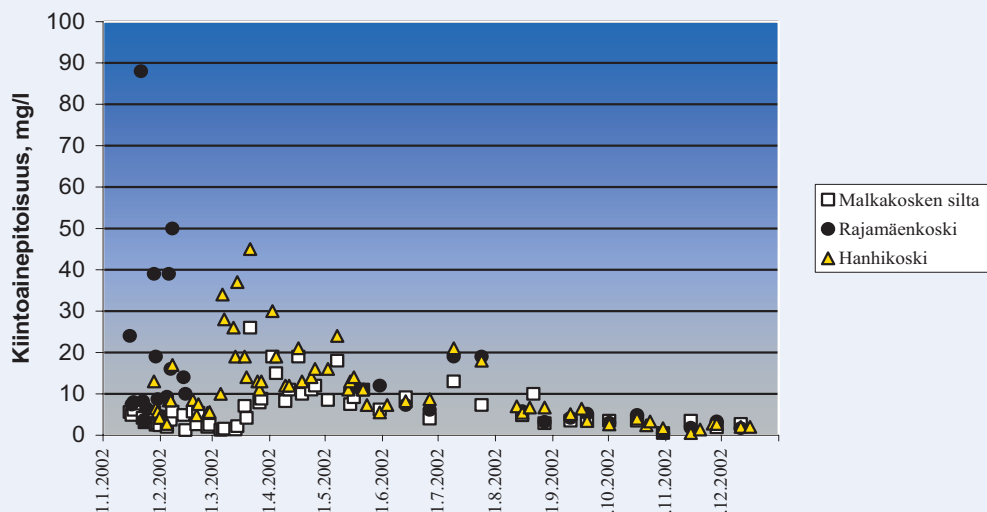
Kiintoainepitoisuuden lisäys näkyi vajaan kilometrin päässä työkohteen alapuolella Rajamäenkoskella huomattavasti selvemmin kuin Hanhikoskella, mikä tuli ilmi etenkin tammi- ja helmikuussa vuonna 2002 sekä helmi- ja maaliskuussa 2003. Suurimmillaan työkohteen yläpuolisen havaintopaikan ja Rajamäenkosken välinen kiintoainepitoisuusero oli 21.1.2002, jolloin kiintoainepitoisuus työkohteen yläpuolella oli 7,6 mg/l, kun se Rajamäenkoskella oli 88 mg/l. Rajamäenkosken ja Hanhikosken väliset kiintoainepitoisuuden erot viittaavat siihen, että kiintoainetta sedimentoitui ainakin väliaikaisesti patotyömaan alapuoliselle alueelle ennen Hanhikoskea. Malkakosken alapuoliselle osuudelle sedimentoitunut aines todennäköisesti kulkeutui kauemmas alavirtaan vasta myöhemmin, kun virtaama kasvoi voimakkaasti.

#### Taulukko 8.

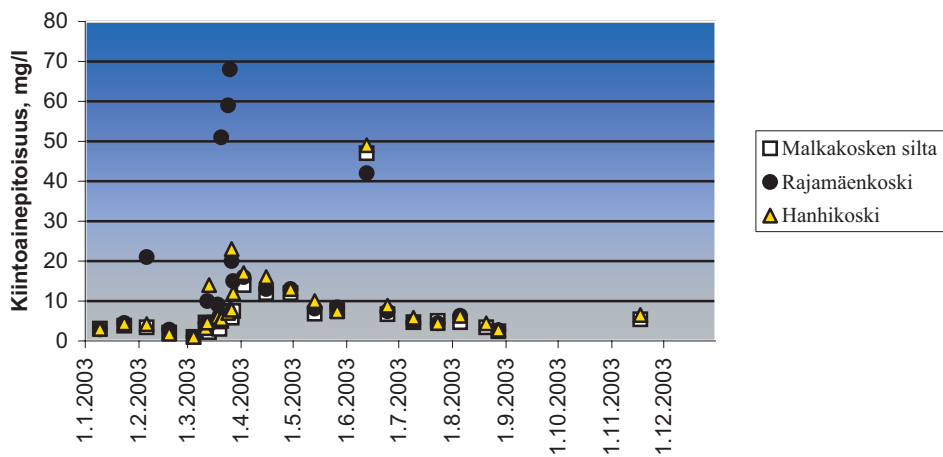
Havaintokerrat vuosina 2002 ja 2003, jolloin Malkakosken patotyömaan aiheuttama kiintoainepitoisuuslisäys (mg/l) oli suurinta ja ylitti vesioikeuden asettamat raja-arvot. Taulukossa on myös havaintopäivien virtaama (m<sup>3</sup>/s) Hanhikoskella.

	Malkakoski	Hanhikoski	Lisäys	Virtaama Hanhikoskella
6.3.2002	1,4	34	32,6	23,6
7.3.2002	1,6	28	26,4	22,4
13.3.2002	1,4	19	17,6	19,7
14.3.2002	2,2	37	34,8	19,4
21.3.2002	26	45	19	67,9
26.3.2003	5,8	23	17,2	24





Kuva 42. Kiintoainepitoisuus Malkakosken patotyömaan yläpuolella (Malkakosken silta) ja alapuolella vuonna 2002.



Kuva 43. Kiintoainepitoisuus Malkakosken patotyömaan yläpuolella (Malkakosken silta) ja alapuolella vuonna 2003.

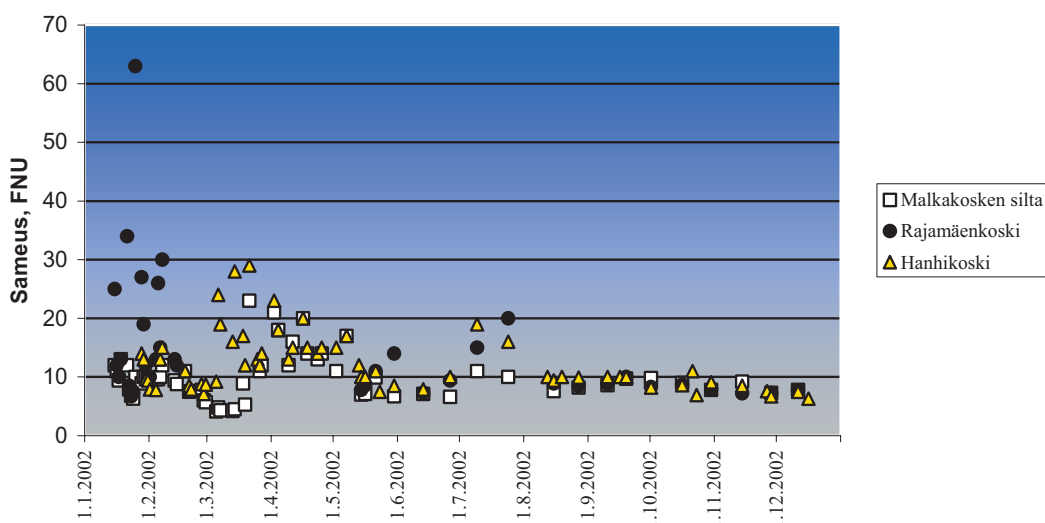


Kuva 44. Virtaama ( $m^3/s$ ) ja kiintoainepitoisuus (mg/l) Hanhikoskella maaliskuussa 2002 automaattimittauksen mukaan.

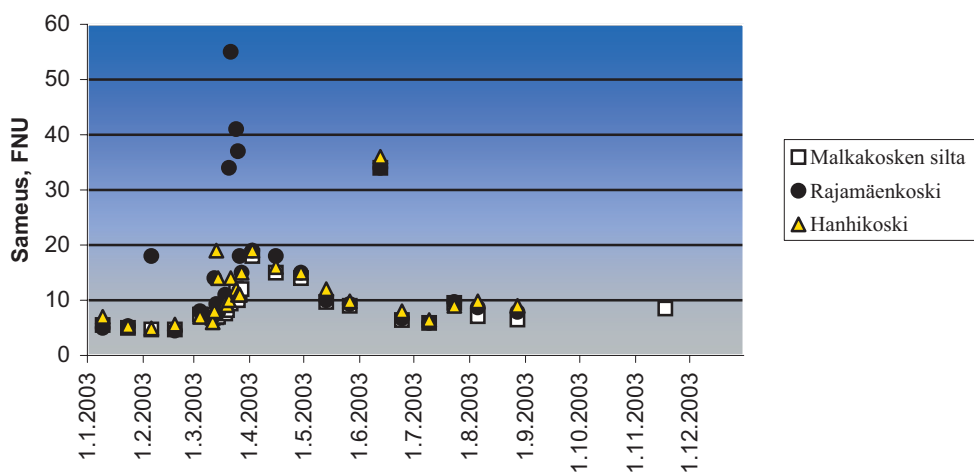
Malkakosken patotyöt lisäsivät siis ajoittain selvästi Kyrönjoen kiintoainepitoisuuksia, minkä seurauksena myös koko vuoden aikana patotyömaalta jokeen kulkeutuneen kiintoaineen määrä oli merkittävä. Hanhikoskella kiintoainevirtaaman on arvioitu vuonna 2002 olleen peräti noin 1,5-kertainen työkohteen yläpuoliseen ainevirtaamaan verrattuna (Tolonen 2003). Laskelmien mukaan kiintoainevirtaama vuonna 2002 oli Hanhikoskella lähes 4500 tonnia suurempi kuin Malkakosken työmaan yläpuolella. Kiintoainepitoisuudet kasvoivat kiintoainevirtaamia enemmän Malkakosken työmaan kohdalla vuonna 2002, sillä Hanhikoskella koko vuoden aikana otetuissa näytteissä kiintoainepitoisuuden keskiarvo (11,7 mg/l, N=72) oli 1,8-kertainen Malkakosken yläpuoliseen havaintopaikkaan (6,4 mg/l, N=61) nähden. Malkakosken patotyömaalta lähti kiintoainetta liikkeelle erityisen paljon silloin, kun kevättulva kulki työmaan yli, sillä Hanhikosken ja Malkakosken kiintoainevirtaamien erotuksesta vuonna 2002 noin puolet kertyi kevättulvan aikana (21.3.-10.5.). Huomattava osa (18% eli noin 800 tn) Malkakoskelta huuhtoutuneesta kiintoaineesta vuonna 2002 lähti virran mukaan kevättulvaa edeltävällä ajanjaksolla (24.2.-20.3.). Tällöin vettä kulki joessa suhteellisen vähän (Hanhikosken virtaaman päiväkeskiarvot 14-28 m<sup>3</sup>/s), mutta siitä huolimatta pitoisuuslisäykset olivat suurimpia.

### Sameus

Malkakosken työmaan vaikutus näkyi veden samentumisena (kuvat 45 ja 46, taulukko 9). Pahimmillaan sameus oli Hanhikoskella 23,5 FNU suurempi kuin Malkakosken työmaan yläpuolella. Hanhikosken sameusarvot olivat jopa noin kuusinkertaiset Malkakosken työmaan yläpuoliseen tilanteeseen verrattuna. Malkakosken rakentamisen lupaehtoon (9b, LSVEO 27.4.1995) mukaan sameuden lisäys työkohteen yläpuolelta (Malkakosken silta) Hanhikoskelle sai olla enintään 10 FNU. Sameus lisääntyi raja-arvoa enemmän neljänä näytteenottokertana vuonna 2002: 6.-7.3., 13.-14.3. Vuonna 2003 sameuden raja-arvo ylittyi 13.3. Rajamäenkoskella vesi oli toisinaan merkittävästi sameampaa kuin Hanhikoskella, mikä kertoi samentumista aiheuttaneen aineksen väliaikaisesta sedimentoitumisesta patotyömaan alapuoliselle alueelle. Vesioikeuden asettamien raja-arvojen ylitykset ja Rajamäenkosken muita havaintopaikkoja huomattavasti korkeammat arvot eivät sattuneet tulva-aikaan vaan silloin, kun Malkakosken rakennustöitä tehtiin. Esimerkiksi maaliskuun 2003 lopun korkeat arvot Rajamäenkoskella sattuivat ennen kevättulvaa juuri, kun virtaamat alkoivat kasvaa virtaamien ollessa vain 5-23 m<sup>3</sup>/s. Malkakosken rakentaminen sai aikaan samentumista siitä huolimatta, että rakentaminen tapahtui suurelta osin kuivatyönä ja alue suojattiin työpadoilla.



Kuva 45. Sameus Malkakosken patotyömaan yläpuolella (Malkakosken silta) ja alapuolella vuonna 2002.



Kuva 46. Sameus Malkakosken patotyömaan yläpuolella (Malkakosken silta) ja alapuolella vuonna 2003.

Taulukko 9.

Havaintokerrat vuosina 2002 ja 2003, jolloin Malkakosken patotyömaan aiheuttama sameuslisäys (FNU) oli suurinta ja ylitti vesioikeuden asettamat raja-arvot.

	Malkakoski	Hanhikoski	Lisäys	Virtaama Hanhikoskella, m <sup>3</sup> /s
6.3.2002	4,8	24	19,2	23,6
7.3.2002	4,3	19	14,7	22,4
13.3.2002	4,2	16	11,8	19,7
14.3.2002	4,5	28	23,5	19,4
13.3.2003	6,9	19	12,1	3,0

### Happamuus

Happamuus ei ollut merkittävästi suurempaa Hanhikoskella kuin Malkakoskella. Havaintopaikkojen väliset erot olivat yleensä samaa luokkaa kuin pH:n mittausepävarmuus ( $\pm 0,15$ ) (vrt. liite 1). Happamuus ei siis kasvanut merkittävästi Malkakosken rakentamisen aikana eikä vesioikeuden asettama raja-arvo happamuuden lisääntymiselle (0,5) ylittynyt.

### 6.3

## Malkakosken yläpuolisen svanto-osuuden veden laatu

### 6.3.1

#### Aineisto ja menetelmät

Kyrönjoen svanto-osuuden rehevyytensä, happitilannetta ja kiintoainepitoisuutta sekä näiden riippuvuutta virtaamasta ja vuodenaikasta selvitettiin pituusprofiilitutkimuksella vuosina 1996-2004. Pääpaino raportissa on ajalta ennen Malkakosken säännöstelypadon valmistumista. Pato nosti vedenpintaa koko svantojaksolla, korotuksen ollessa välittömästi padon yläpuolella noin 2,5 m. Tilannetta padon valmistumisen jälkeen tarkasteltiin lyhyesti (2003 kesä-2004 kesä).

Vesinäytteet otettiin vuosien 1996-2003 aikana Saarakkalan ja Hanhikosken väliltä viideltä havaintopaikalta (kuva 35) joko samana tai peräkkäisinä päivinä siten, että virtausnopeuden vaikutus huomioitiin. Näytteenottokertoja eli -kierroksia oli 18 kpl, joskaan kaikilta paikoilta ei ole yhtä montaa havaintoa. Näytteistä analysoitiin

happi, kokonaisfosfori ja -typpi, PO<sub>4</sub>-P, NO<sub>23</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N, klorofylli-a, pH, alkaliteetti, sähkönjohtokyky ja kiintoainepitoisuus. Näytteet otettiin pinnalta (0,1-1 m pinnasta), pohjan läheltä (0,5 m pohjan yläpuolelta) ja kokoomanäytteenä 0-2 m vesikerroksesta (klorofylli-a).

Tuloksia käsiteltiin erikseen kesän (kesä-syyskuu) ja talven (helmi-maaliskuu) osalta. Virtaamatietoina käytettiin Hanhikosken virtaamaa. Havaintokertojen mediaanivirtaama oli kesällä 18 m<sup>3</sup>/s (vaihteluväli 3,5-123 m<sup>3</sup>/s) ja talvella 13 m<sup>3</sup>/s (2-24 m<sup>3</sup>/s). Virtaaman vaikutusta veden laatuun pinta- ja pohjavirtauksessa kullakin paikalla tarkasteltiin kiintoainepitoisuuden osalta. Tähän käytettiin koko aineistoa. Padon valmistumisen jälkeen otetuilla näytekierroksilla virtaama oli kesällä 2003 3 m<sup>3</sup>/s ja 2004 3,9 m<sup>3</sup>/s. Talven 2004 kahdella näytteenottokierroksella virtaamat olivat 3,8 ja 23 m<sup>3</sup>/s.

### 6.3.2

## Tulokset

### Veden laatu ennen Malkakosken padon valmistumista

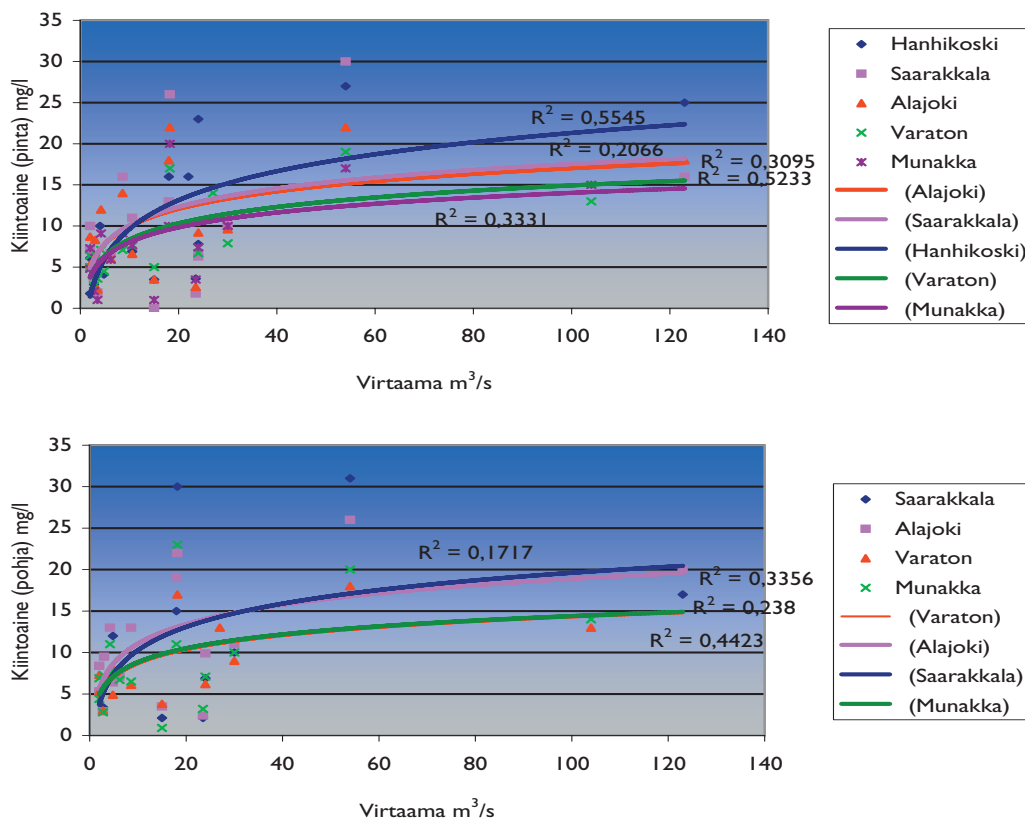
Ennen padon valmistumista happipitoisuudet olivat pinnan ja pohjan lähellä samaa luokkaa eli suvantojakson vesi ei kerrostunut (taulukko 10). Pitoisuuksissa ei ollut suuria eroja myöskään havaintopaikkojen välillä. Jokiveden virtaus riitti pitämään happitilanteen aina kohtuullisena, sillä pitoisuudet olivat alimmillaankin 7 mg/l tuntumassa. Hapen keskimääräinen kyllästysaste kesällä eri havaintopaikoilla oli pintavedessä 75-79 % ja pohjalla 74-76 %. Talvella vastaavat luvut olivat 75-78 % ja 73-77 %.

Taulukko 10.

Happipitoisuudet mg/l (mediaanit, suluissa minimi) Kyrönjoen suvantojaksolla ennen Malkakosken padon valmistumista.

	Kesä 1996-2002			Talvi 1996-2003		
	Pinta	Pohja	n	Pinta	Pohja	n
Saarakkala	7,9 (7,3)	7,9 (7,4)	4	11,2 (10,9)	11,3 (10,9)	5
Alajoki	7,5 (6,9)	7,4 (7,1)	8	11,1 (8,5)	11,0 (8,4)	6
Munakka	7,7 (7,0)	7,6 (7,1)	8	10,9 (8,7)	10,3 (8,7)	6
Varaton	7,7 (6,9)	7,6 (6,9)	8	10,6 (8,5)	10,6 (8,5)	5
Hanhikoski	7,3 (7,1)	-	5	11,1 (9,5)	-	6

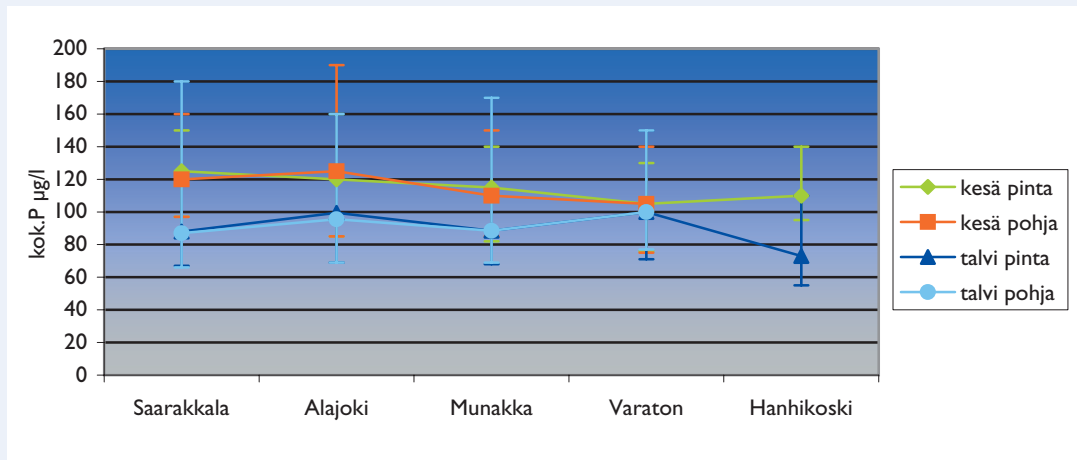
Kiintoainepitoisuudet nousivat virtaaman kasvaessa sekä pinta- että pohjavirtauksessa (kuva 47 ja 48). Pitoisuudet kasvoivat nopeasti kaikilla paikoilla virtaaman kasvaessa noin 50 m<sup>3</sup>/s asti. Tämän jälkeen kasvu näytti tasaantuvan. Havaintoja oli suurilta virtaamilta kuitenkin niin vähän, ettei tulos ole siltä osin luotettava. Kiintoainepitoisuudet vaihtelivat samallakin virtaamalla suuresti, johtuen vuodenaikojen välisistä eroista, virtaaman muutostilanteista sekä näytteenottoajankohtaan mahdollisesti sattuneista työvaiheista. Eri paikkojen välisiä eroja oli hieman hankala vertailla, koska havaintojen määrä paikoittain vaihteli etenkin suurilta virtaamilta. Vaikutti kuitenkin siltä, että pitoisuudet olivat korkeimmillaan suvannon yläpäässä ja toisaalta alapäässä. Pinta- ja pohjavirtaaman kiintoainepitoisuuksissa ei ollut merkittäviä eroja.



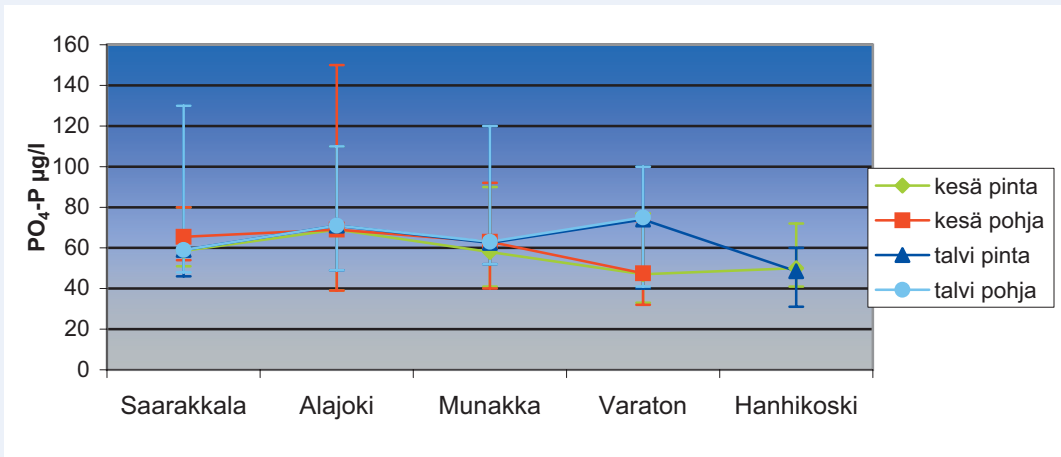
Kuva 47 ja 48. Kiintoainepitoisuus Kyrönjoen suvantojaksolla pinta- ja pohjavirtauksessa suhteessa virtaamaan (trendiviivana logaritmisovite ja sen korrelaatiokerroin).

Korkeat ravinnepitoisuudet suvanto-osuudella ilmensivät voimakasta kuormitusta (kuvat 49, 50 ja 51). Kokonaisfosforipitoisuudet laskivat lievästi alavirtaan siirryttäessä ja olivat kesällä korkeammat kuin talvella. Fosfaattifosforin pitoisuuksissa ei havaittu vuodenaikaiseroja muualla paitsi Varattomassa, jossa pitoisuudet olivat talvella kesää korkeammat. Merkittävä osa fosforista oli myös kesällä fosfaattimuodossa. Myös ammoniumtyypen pitoisuudet olivat korkeita. Kesällä oli havaittavissa pitoisuuksien nousu Seinäjoen laskukohdan alapuolella. Talvella pitoisuudet olivat moninkertaisia kesäaikaisiin nähden, lisäksi niiden vaihtelu oli huomattavasti suurempaa. Talvella ammoniumtyypen hapettuminen on hitaampaa, eikä sitä myöskään sitoudu perustuotantoon. Klorofyllipitoisuudet nousivat Saarakkalan ja Munakan-Varattoman välillä noin kaksin-kolminkertaisiksi, samalla, kun pitoisuuksien vaihtelu kasvoi (kuva 52).

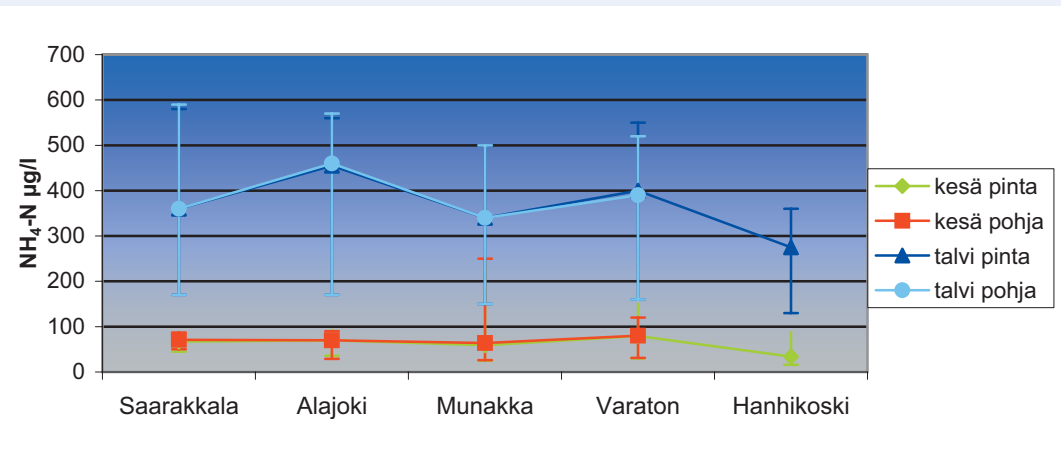




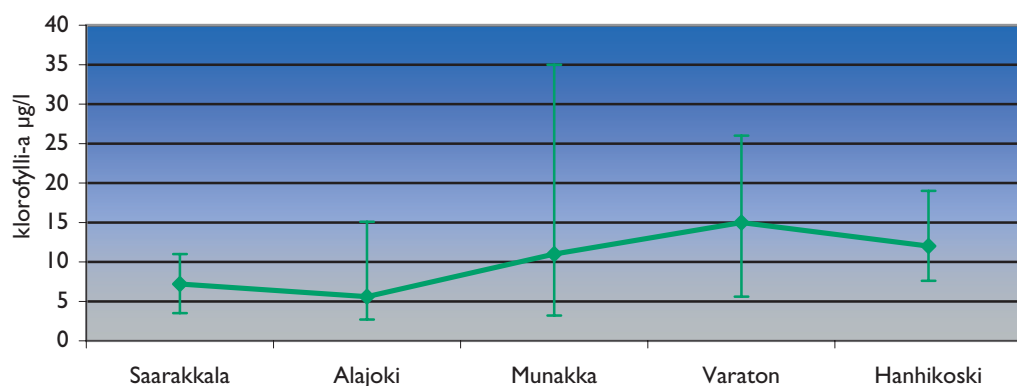
Kuva 49. Kokonaisfosforipitoisuus Kyrönjoen suvantojaksolla pinta- ja pohjavirtauksessa (mediaani, maksimi- ja minimipitoisuudet).



Kuva 50. Fosfaattifosforipitoisuus Kyrönjoen suvantojaksolla pinta- ja pohjavirtauksessa (mediaani, maksimi- ja minimipitoisuudet).



Kuva 51. Ammoniumtyyppipitoisuus Kyrönjoen suvantojaksolla pinta- ja pohjavirtauksessa (mediaani, maksimi- ja minimipitoisuudet).



Kuva 52. Klorofylli-a:n pitoisuus Kyrönjoen suvantojaksolla pinta- ja pohjavirtauksessa (mediaani, maksimi- ja minimipitoisuudet).

### Veden laatu Malkakosken padon valmistumisen jälkeen

Veden pinnan nosto ei vaikuttanut ravinnepitoisuuksiin, jotka pysyivät edelleen korkeina (taulukot 11 ja 12). Kesällä alhaisen virtaaman aikana havaittiin kokonaisfosforin pitoisuuksien laskevan osuudella. Fosfaattifosforin ja ammoniumtypen pitoisuudet sen sijaan nousivat Seinäjoen oikaisu-uoman yhtymäkohdan jälkeen. Talvella ravinnepitoisuuksissa ei ollut erityistä pituussuuntaista kehityssuuntaa. Talven jälkimmäisen (29.3.2004) havaintokierroksen korkeat pitoisuudet selittyivät virtaaman nousulla, joka näkyi myös kiintoainepitoisuuden kasvuna. Kiintoainepitoisuuksissa ei ollut eroa pinnan ja pohjan lähellä.

Klorofylliarvot kasvoivat selvästi suvanto-osuudella, ollen korkeimmillaan Alajoella ja Munakassa (taulukko 11). Pitoisuudet olivat padon valmistumisen jälkeen suvantojakson ylä- ja keskiosalla korkeammat kuin kertaakaan vuosina 1996-2002 mitatut. Happipitoisuudet kesällä 2003 olivat vastaavasti kaikilla paikoilla noin 30-40 % alhaisempia kuin paikkakohtaiset minimiarvot jaksolta 1996-2002. Kesän 2004 happipitoisuudet olivat vuotta 2003 korkeampia muualla paitsi Munakassa. Pohjanläheisen veden happipitoisuus oli jonkin verran pintavettä alempi vuonna 2003, mutta vuonna 2004 ei eroja juuri ollut. Hapen kyllästysaste havaintopaikoilla oli pintavedessä 60-74 % ja pohjan lähellä 44-53 %. Talven 2004 happipitoisuudet eivät poikenneet vuosien 1996-2003 havainnoista (taulukko 12).

Taulukko 11.

Kesäaikaisia veden laatutuloksia Malkakosken padon valmistumisen jälkeen (20.8.2003 ja 18.8.2004).

	Kok.P µg/l		PO4-P µg/l		NH4-N µg/l		Klorofylli-a µg/l	O2 mg/l	
	pinta	pohja	pinta	pohja	pinta	pohja		pinta	pohja
Saarakkala	150/140	150/	100/95	110/	69/66	62/	12/8,7	5,9/6,8	5,3/
Alajoki	140/130	130/120	84/74	91/73	39/31	59/36	26/45	5,9/7,2	4,1/6,9
Munakka	140/	120/	69/62	82/64	28/110	50/110	50/7,1	5,8/4,9	4,4/4,9
Varaton	130/	120/	76/	77/	69/	76/	17/	5,6/	5,0/
Hanhikoski	110/69	-	71/53	-	37/	-	8,2/6	6,3/6,8	-

Taulukko 12.  
Veden laatu tuloksia vuoden 2004 talvelta (16.2 ja 29.3).

	Kok.P µg/l		PO4-P µg/l		NH4-N µg/l		Kiintoaine mg/l		O2 mg/l	
	pinta	pohja	pinta	pohja	pinta	pohja	pinta	pohja	pinta	pohja
Saarakkala	110/180	-	83/120	-	300/430	-	1,0/11,0	-	11,1/11,9	
Alajoki	110/170	110/170	85/120	84/120	240/420	240/420	2,3/9,8	1,0/9,5	11,4/11,8	11,3/12,1
Munakka	100/160	100/160	78/110	79/110	210/400	210/390	3,0/8,1	2,3/8,4	10,9/11,5	10,9/11,5
Varaton	110/	100/	76/	76/	270/	270/	2,4/	2,3/	10,7/	10,9/
Hanhikoski	64/180	-	36/58	-	270/350	-	1,0/13,0	-	11,3/11,8	-

### 6.3.3

#### Tulosten tarkastelu

##### Veden laatu ennen Malkakosken padon valmistumista

Suvanto-osuuden jokivesi ei kerrostunut ennen padon valmistumista. Happipitoisuus pysytteli aina kohtuullisena sekä pinnalla että pohjan lähellä. Kyrönjoen happitilanne on kuitenkin selvästi heikentynyt, sillä luonnontilaisissa virtavesissä hapen kyllästysaste on aina lähellä 100 % (Allan 1995). Tulva-aikoina kiintoainekuormitus Ilmajoen yläpuoliselta valuma-alueelta oli huomattavaa ja pitoisuudet kasvoivat virtaaman noustessa. Myös pohjakulkeuman osuus kasvoi tällöin, mutta vain vähän. Onkin ilmeistä, että vaikka aivan pohjanmyötäistä ainevirtaamaa ei pystytä mittaamaan, kulkee suurin osa kiintoaineesta vesimassaan sekoittuneena. Kiintoainepitoisuus laski suvanto-osuudella sedimentaation lisääntyessä joen profiilin loiventuessa ja veden virtausnopeuden tällöin hidastuessa. Kuitenkin, uoman pohja suvanto-osuudella on pääosin silttiä ja kovaa savea, mikä osoittaa, että sedimentaatio on vain väliaikaista ja sedimentoitunut aines lähtee uudestaan liikkeelle virtaaman noustessa riittävän suureksi. Hanhikoskella pitoisuudet jälleen nousivat, mikä selittyy osittain yläpuolisten vesistöiden vaikutuksilla.

Ravinnepitoisuudet suvanto-osuudella olivat erittäin korkeita. Vaikka suurin osa Kyrönjoen kuormituksesta on hajakuormitusta (Kalliolinna 2002), näkyi myös jätevesien vaikutus ajoittain selvästi. Jätevesien vaikutus oli suurimmillaan alivirtaamajaksoina ja esimerkiksi ammoniumtyppipitoisuuksien on havaittu jopa kaksin-nelinkertaistuvan puhdistamoiden alapuolella (Kalliolinna 2002). Myös lyhytaikaissäänöstely heikentää veden laatua huonontamalla jätevesien laimennussuhdetta öisin ja viikonloppuisin, kun juoksutukset laskevat. Kokonaisfosforipitoisuudet näyttivät hieman laskevan suvanto-osuudella, mikä johtunee pääosin kiintoaineen mukana tapahtuvasta sedimentaatiosta. Tulvapenkereet estävät pintavalunnan jokeen ja pumpaamoiden kautta tulevien vesien fosforipitoisuutta vähentää vesien happamuus ainakin osan aikaa vuodesta. Sen sijaan litoraalivyöhykkeen merkitys on vähäinen, koska rantaluiskien kasvillisuus on peratulla osuudella harvaa tai puuttuu kokonaan (Koivisto 2002 ja 2004).

Kyrönjoki on suvanto-osuudella rehevöitynyt ja rehevyystaso kasvoi alavirtaan kuljettaessa. Klorofyllipitoisuudet olivat korkeimmillaan, kun virtaus oli hidasta ja vesi lämmintä. Ottaen huomioon epäorgaanisten ravinteiden korkeat pitoisuudet, eivät klorofyllipitoisuudet olleet kuitenkaan vuosina 1996-2002 erityisen korkeita. Kasviplanktonin määrää suvanto-osuudella rajoittivatkin pääasiassa veden tumma väri, sameus ja virtaus (vrt. Lax ym. 1998). Virtausnopeuden kasvu laski nopeasti klorofyllipitoisuuksia levien jouduttua pois tuottavasta kerroksesta, mikä näkyi pitoisuuksien voimakkaana vaihteluna. Tosin ajoittain, mutta hyvin harvoin, ovat liukaisen fosforin pitoisuudet olleet niin alhaisia, että myös fosforin on voitu katsoa rajoittavan tuotantoa Kyrönjoessa (Kalliolinna 2002).

Jätevesien vaikutus rehevyytasoon on suurempi, kuin mitä pelkän kuormitusosuuden perusteella voisi olettaa. Klorofyllipitoisuudet ovat korkeimmillaan juuri silloin, kun jätevesien vaikutus on suurimmillaan, eli kesäisinä alivirtaamakausina. Jätevesiä tulee puhdistamoiden lisäksi myös haja-asutuksesta ja esimerkiksi ammoniumtyypeä kuivatusalueilta. Haja-asutuksen jätevesien osuus koko Kyrönjoen fosforikuormituksesta on yli 12 %, eli noin viisinkertainen määrä yhdyskuntiin verrattuna (Savea-Nukala ym. 1997). Jätevesikuormituksen ravinteista suuri osa on myös levillä suoraan käyttökelpoisessa muodossa. Näin jätevesikuormitus pitää yllä korkeaa rehevyytasoa silloin, kun muu hajakuormitus on alimmillaan.

### **Veden laatu padon valmistumisen jälkeen**

Malkakosken yläpuolisen osuuden veden pintaa nostettiin keväällä 2003. Vesi osuudella ei kerrostunut padotuksen jälkeenkään, sen sijaan kesän happitilanne heikentyi tuntuvasti samalla kun rehevöityminen voimistui. Vaikutus näkyi koko suvantojaksoilla ulottuen ainakin Hanhikoskelle asti. Erityisesti huomiota kiinnittää pintaveden alhainen happipitoisuus. Yläpuolisista tekoaltaista juoksutetun veden happipitoisuus pysyi vastaavana aikana melko korkeana, joten hapen väheneminen tapahtui suvanto-osuudella. Edes voimakas kasviplanktonituotanto ei riittänyt nostamaan pintaveden happipitoisuutta. Virtaama oli näytteenottohetkillä alhainen, jolloin veden viipymä altaassa oli melko pitkä. Pidentynyt viipymä on luultavasti tehostanut veden alle jääneen orgaanisen aineen hajotusta ja toisaalta ammoniumtyypen hapettumista, mikä on kuluttanut happivarjoja. Talven happipitoisuuksissa ei sen sijaan havaittu heikentymistä, vaan pitoisuudet määräytyivät täysin yläpuolelta tulevan veden laadun perusteella. Ammoniumtyypen hapettuminen on talvella huomattavasti hitaampaa, mikä näkyi myös korkeampina ammoniumtyypen pitoisuuksina. Kesän klorofyllipitoisuudet olivat kolmella paikalla viidestä korkeampia kuin koskaan vuosina 1996-2002 mitatut, vaikka näytteet oli otettu loppukesällä, jolloin valoa on vähemmän. Klorofyllipitoisuudet näyttävätkin nousseen lähemmäs sitä tasoa, mitä ravinnepitoisuuksien perusteella voi odottaa.

Vaikuttaa siltä, että kesällä jokivesistön ominaisuudet padon vaikutusalueella ovat vähentyneet ja suvanto on alkanut enemmän muistuttaa voimakkaasti rehevöitynyttä järveä. Heikentynyt happitilanne ja lisääntynyt kasviplanktonituotanto suvanto-osuudella vaikuttaa ravintoverkkoon - esimerkiksi pohjaeläimistöön ja kalastoon - paitsi padon yläpuolella, niin myös sen alapuolella ainakin Hanhikoskelle saakka. Lax ym. (1998) arvioivat sukkession altaassa kestävän noin viisi vuotta. Vielä ei voida tehdä pitkälle meneviä johtopäätöksiä padon vaikutuksista, mutta vaikuttaa siltä, että Laxin ym. (1998) ja Stolbergin & Oksiukin (1990) arviot olivat oikean suuntaisia. Ainakaan toistaiseksi ei talviaikainen happitilanne kuitenkaan heikentynyt ennusteiden mukaisesti.

## **6.4**

### **Kyrönjoen yläosan vesistöiden pitkäaikaisvaikutukset veden laatuun**

#### **6.4.1**

#### **Aineisto ja menetelmät**

Kyrönjoen yläosan vesistöiden pitkäaikaisvaikutusta veden laatuun arvioitiin mallintamalla korrelaatio- ja regressioanalyysin avulla. Mallintamalla tehtiin ennuste työalueen alapuolella sijaitsevan Hanhikosken veden laadusta työalueen yläpuolisen veden laadun perusteella. Analyysin perusajatuksena oli se, että Hanhikosken veden laadun voimakas poikkeama mallin ennusteesta voi ilmentää vesistöiden vaiku-

tusta. Työalueen yläpuoliseksi havaintopaikaksi valittiin Nikkola ja lisäksi valittiin toinen yläpuolinen havaintopaikka Seinäjoen oikaisu-uomasta (kuva 7), sillä se yhtyy Kyrönjokeen vesistötyöalueen keskivaiheilla. Analyysin avulla mallinnettiin siis Hanhikosken veden laadun riippuvuutta työalueen yläpuolella sijaitsevien Nikkolan ja Seinäjoen oikaisu-uoman veden laadusta. Tarkastelujaksona oli lokakuu 1982-marraskuu 2003 eli ajanjakso, jolloin näytteitä oli otettu kaikilta havaintopaikoilta. Seinäjoen näytteet otettiin oikaisu-uomasta Lylystä vuoteen 1995 saakka ja Kiikusta vuosina 1996-2003 (kuva 7). Näytteet otettiin pintavedestä.

Tutkittavina veden laatumuuttujina olivat kiintoainepitoisuuden, kokonaisfosforipitoisuuden ja pH:n kuukausikeskiarvot. Hajontojen vakauttamiseksi kiintoainepitoisuuden ja fosforipitoisuuden kuukausikeskiarvot logaritmoitiin (ln). Regressiomallit sovitettiin aineistoon pienimmän neliösumman menetelmällä. Regressiojäännös (unstandardised residual) laskettiin kaavalla:

$$\text{Regressiojäännös} = \text{havaittu muuttujan arvo} - \text{ennustettu muuttujan arvo.}$$

Suuri kiintoainepitoisuuden tai fosforipitoisuuden regressiojäännösarvo tarkoittaa siis, että Hanhikoskella havaittu pitoisuus oli suurempi kuin Nikkolan ja Seinäjoen veden laadun perusteella ennustettu. Jäännösarvo suuruudeltaan 1 tarkoittaa sitä, että havaittu arvo Hanhikoskella oli noin 2,7-kertainen ennusteeseen verrattuna. Vastaavasti jäännösarvo 2 merkitsee sitä, että havaittu pitoisuus oli noin 7,4-kertainen ennusteeseen verrattuna, ja jäännösarvo -1, että havaittu arvo oli noin 0,37-kertainen ennusteeseen verrattuna. Pieni pH:n regressiojäännösarvo tarkoittaa, että Hanhikoskella vesi oli happamampaa (pienempi pH) kuin Nikkolan ja Seinäjoen happamuuden perusteella ennustettu. Mallien regressiokertoimien tarkastelussa on huomattava, että selittävien muuttujien, eli esimerkiksi Seinäjoen ja Nikkolan kiintoainepitoisuuksien välillä, on merkitsevä korrelaatio.

Kuvissa olevat pisteet merkitsevät kuukausittaista regressiojäännöstä. Kuvissa oleva ohut yhtenäinen viiva kuvaa viiden pisteen liukuvaa keskiarvoa (keskiarvo  $(x(t-2), x(t-1), x(t), x(t+1), x(t+2))$ ) ja paksu yhtenäinen viiva kuudennen asteen polynomisovitetta.

Veden laatuaineisto oli mallintamisen kannalta ongelmallinen. Näytteitä otettiin havaintopaikoilta osittain eriaikaisesti ja myös näytteenottotiheys vaihteli havaintopaikoittain. Tämä saattoi aiheuttaa ongelmia erityisesti silloin, jos veden laatu vaihteli paljon ja nopeasti kuukauden sisällä. Kyrönjoessa virtaamat voivat muuttua hyvin nopeasti, minkä seurauksena myös veden laadun muutokset ovat äkillisiä ja voimakkaita. Etenkin tulva-aikoina veden laatu on merkittävästi heikompaa kuin muulloin. Jonkin yksittäisen kuukauden ennusteeseen saattoi aiheuttaa epätarkkuutta se, jos näytteitä otettiin jonain tiettyinä kuukautena vähän ja, jos näytteet otettiin osalta havaintopaikoista tulva-aikaan ja lopuista ainoastaan ennen tai jälkeen tulvaa.

#### 6.4.2

### Tulokset

#### Kiintoaine

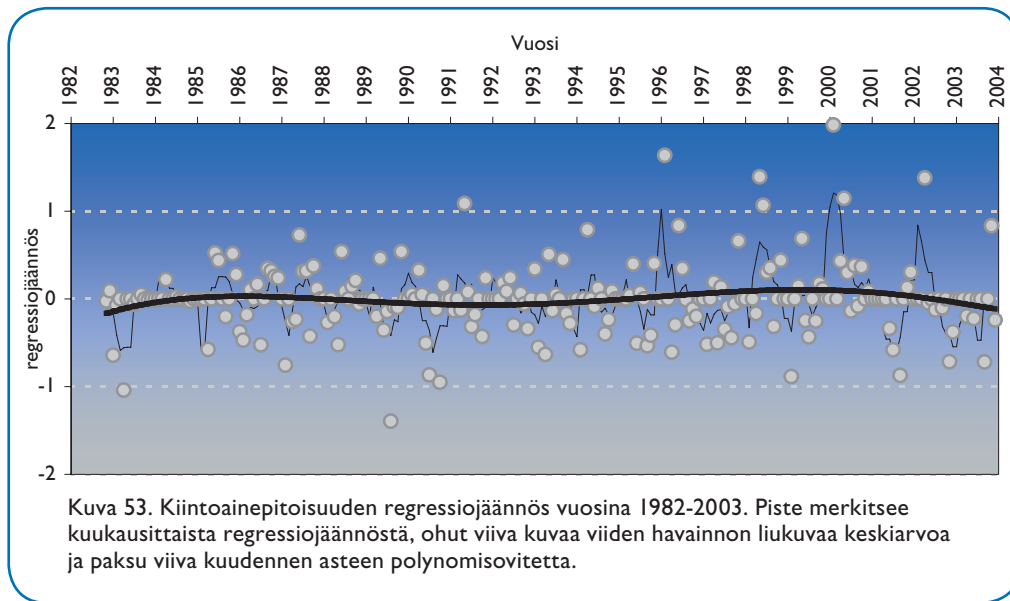
Hanhikosken (HK) kiintoainepitoisuuden riippuvuus Nikkolan (NI) ja Seinäjoen (SJ) pitoisuudesta oli muotoa:

$$\text{HK} = 0,543 + 0,616 \cdot \text{NI} + 0,221 \cdot \text{SJ}$$

s.e.	0,147	0,056	0,065
------	-------	-------	-------



Kiintoainepitoisuuden voimakasta kasvua välillä Nikkola/Seinäjoki-Hanhikoski kuvaavia poikkeamia havaittiin usein vuodesta 1996 vuoden 2001 loppuun asti, kun taas tätä ennen näin suuret poikkeamat olivat hyvin harvinaisia (kuva 53). Kiintoainepitoisuus oli Hanhikoskella moninkertaisesti odotettua suurempi muun muassa tammikuussa 1996, huhti- ja toukokuussa 1998, tammi- ja huhtikuussa 2000 sekä maaliskuussa 2002. Pitoisuushuippujen välillä kiintoainepitoisuuksien ero noudatti sen sijaan tarkasti mallin ennustetta. Kyse on ollut siis voimakkaista mutta melko lyhytaikaisista poikkeamista, joita on kuitenkin sattunut melko tiheään. Suuret jäännösarvot vaikuttivat selvästi myös viiden havainnon liukuvaan keskiarvoon sekä polynomisovitteeseen.

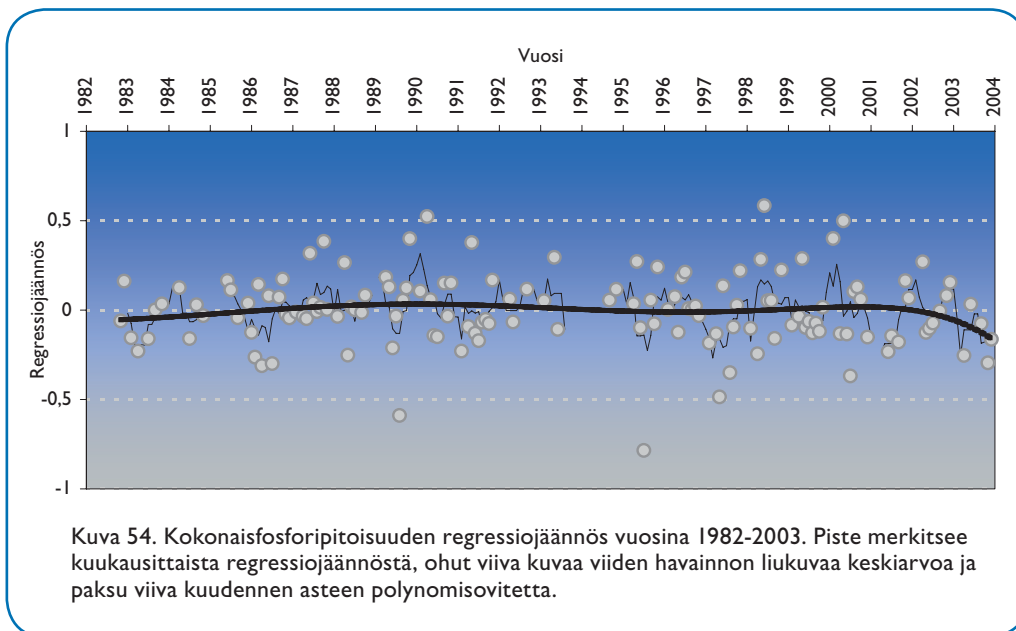


### Fosfori

Hanhikosken (HK) kokonaisfosforipitoisuuden riippuvuus Nikkolan (NI) ja Seinäjoen (SJ) pitoisuudesta oli muotoa:

$$\begin{aligned}
 & \text{HK} = 0,797 + 0,535 \cdot \text{NI} + 0,300 \cdot \text{SJ} \\
 & \text{s.e.} \quad 0,247 \quad 0,062 \quad 0,061
 \end{aligned}$$

Kokonaisfosforipitoisuuden poikkeamat mallin ennusteesta olivat pienempiä kuin kiintoainepitoisuuden. Poikkeamia fosforipitoisuuden erojen kasvun suuntaan oli runsaasti muun muassa 1980- ja 1990-lukujen loppupuolella (kuva 54). Pitoisuus oli Hanhikoskella moninkertaisesti odotettua suurempi muun muassa toukokuussa 1998 sekä tammi- ja huhtikuussa 2000. 1990-luvun alkupuolella oli poikkeamia myös alaspäin, eli fosforipitoisuus oli tällöin Hanhikoskella pienempi kuin mitä Nikkolan ja Seinäjoen pitoisuuksien perusteella ennustettiin.



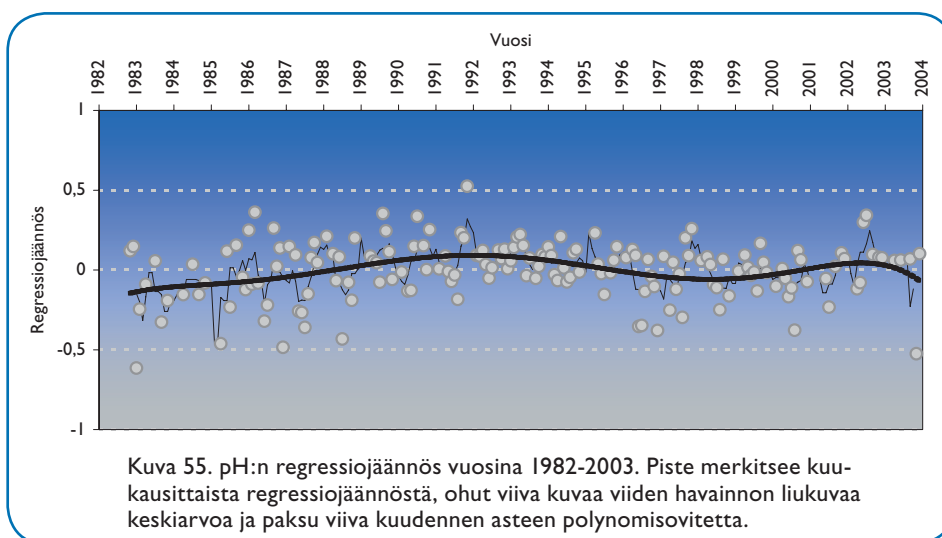
## pH

Hanhikosken (HK) pH:n riippuvuus Nikkolan (NI) ja Seinäjoen (SJ) pH:sta oli muotoa:

$$\text{HK} = -0,178 + 0,633 \cdot \text{NI} + 0,38 \cdot \text{SJ}$$

s.e.    0,252    0,065    0,056

Hanhikoskella oli huomattavasti odotettua happamampaa vettä erityisesti 1980-luvun alku- ja keskivaiheilla ja toisaalta 1990-luvun lopulla ja 2000-luvun alussa, muun muassa touko-, kesä- ja marraskuussa 1996, heinäkuussa 2000 sekä lokakuussa 2003 (kuva 55). 1990-luvun alussa Hanhikosken pH oli puolestaan jopa odotettua korkeampi.



## Tulosten tarkastelu

Tässä tutkimuksessa käytetyn analyysin perusajatuksena oli, että Hanhikosken veden laadun voimakas poikkeama Nikkolan ja Seinäjoen veden laadun perusteella tehdyn mallin ennusteesta voi ilmentää vesistötöiden vaikutusta. Etenkin kiintoaine-, mutta myös kokonaisfosforipitoisuus olivat Hanhikoskella ennustettua suurempia ja pH alempi vuosina 1996-2003, jolloin Kyrönjoen yläosan vesistötöitä tehtiin. Kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuuden suurimmat poikkeamat ennusteesta tapahtuivat yleensä talvisin ja keväisin. Samoja ajankohtia nousi esiin myös, kun tarkasteltiin esimerkiksi kiintoainepitoisuuden lisäystä työalueen kohdalla (luvut 6.1. ja 6.2.). Vesistötyöt ovat siis heikentäneet Kyrönjoen veden laatua vuosina 1996-2003 ja hidastaneet Kyrönjoen veden laadun myönteistä kehitystä (kpl 5.). Esimerkiksi 1980-luvulla Hanhikosken pH kehittyi hyvin myönteisesti suhteessa yläpuolisiin havaintopaikkoihin, oltuaan lähtötilanteessa selvästi heikompi. 1990-luvun alussa kehitys pysähtyi ja kääntyi vuosikymmenen puolella välissä huonompaan suuntaan, mutta osoitti vuosikymmenen lopussa jälleen myönteisiä merkkejä.

Veden laadun heikkeneminen työalueen alapuolella on pääasiassa seurausta tiheästi toistuvista ja usein voimakkaista, mutta suhteellisen lyhytaikaisista häiriötilanteista. Vesistötöiden vaikutus perustuu siis siihen, että häiriötilanteiden esiintymistiheys ja voimakkuus on lisääntynyt. Vaikka veden laadun muutokset eivät olekaan pitkäaikaisia, on niiden merkitys joen ekologisen tilan kannalta pysyvämpi ja haitallisempi. Esimerkiksi taajaan toistuvat happamuus- ja kiintoainepitoisuuspiikit vaikeuttavat vaateliamman eliöstön esiintymistä joessa. Eliöstö ei ehdi toipua edellisestä häiriöstä ennen kuin seuraava on jo edessä. Esimerkiksi töiden irrottama kiintoaine sedimentoituu virtaaman laskiessa aiheuttaen liettymistä, joka voi paikasta riippuen olla pysyvää tai väliaikaista. Fosforipitoisuuden piikit taas merkitsevät ravinnepulsseja, jotka aiheuttavat rehevöitymistä.

## Ainevirtaama vuosina 1975-2003

### Aineisto ja menetelmät

Tavoitteena tässä kappaleessa on selvittää Kyrönjoen ainevirtaamien eli ainekulkeumien kehitystä pitkällä ajanjaksolla ja arvioida, ovatko Kyrönjoen yläosan vesistötyöt vaikuttaneet ainevirtaamiin. Kiintoaineen, kokonaisfosforin ja -typen sekä sulfaatin ainekulkeumat laskettiin Kyrönjoelle Nikkolaan, Hanhikoskelle ja Skatilaan sekä Seinäjoen oikaisu-uomalle (kuva 7). Ainevirtaamat laskettiin samoin kuin ympäristönhallinnon valmistelemassa Vesistökuormituksen arviointi ja hallintajärjestelmässä VEPS:issä. Vuosittaiset ainevirtaamat (ainevirtaamavuosi) laskettiin kuukausittaisten ainevirtaamien avulla yhtälöllä

$$\text{Ainevirtaama}_{\text{vuosi}} = \sum_{kk=1}^{12} \text{pitoisuus}_{kk} * \text{virtaama}_{kk}$$

missä pitoisuus<sub>kk</sub> tarkoittaa veden laatusuureen pitoisuuden kuukausittaista keskiarvoa ja virtaama<sub>kk</sub> virtaaman kuukausittaista keskiarvoa, joka laskettiin virtaaman päiväkeskiarvoista (m<sup>3</sup>/s).

Vesinäytteet oli otettu pintavedestä. Mikäli veden laatuhavainto puuttui joltain kuukaudelta kokonaan, korvattiin se vuodenajan keskiarvolla (taulukko 4, taulukko 13). Jos koko vuodenajalta ei ollut veden laatuhavaintoa, käytettiin vuosikeskiar-

voa. Vuosien 1996-2003 pengerrysalueen yläpuoliset vesinäytteet otettiin Kyrönjoen pääomasta Nikkolasta ja Seinäjoen oikaisu-uomasta Lylystä vuoteen 1995 saakka ja Kiikusta vuosina 1996-2003. Pengerrysalueen alapuoliset näytteet otettiin Hanhikoskelta ja Skatilasta. Vanhimmat ainevirtaamalaskelmissa käytetyt veden laatutulokset ovat vuodelta 1975.

Skatilan ja Hanhikosken virtaamien vuorokausikeskiarvot saatiin havaintopaikoilta suoraan, mutta Nikkolassa ja Seinäjoen oikaisu-uomassa virtaamia ei havainnoida. Nikkolan virtaaman arviointiin käytettiin Pitkämön tekoaltaan alapuolista Jalasjoen ja Kauhajoen yhtymäkohdan virtaamaa, joka saatiin laskemalla yhteen Pitkämön tekoaltaasta juoksetettavan veden sekä Kauhajoen ja Jalasjoen alaosien virtaamat. Nikkolan virtaamien arvioimiseksi Jalasjoen ja Kauhajoen yhtymäkohdan virtaamaan lisättiin Pitkämön ja Nikkolan välisten osavaluma-alueiden virtaama. Osavaluma-alueiden virtaaman arviointiin käytettiin Ylistarossa olevan Kainastonluoman valuma-alueen (79 km<sup>2</sup>) valuntatietoja, eli Pitkämön ja Nikkolan välisten osavaluma-alueiden valunnan (m<sup>3</sup>/s/km<sup>2</sup>) oletettiin olevan saman kuin Kainastonluomalla. Pitkämön ja Nikkolan välisiksi osavaluma-alueiksi luettiin Koskenkorvan, Tuoresluoman, Härkiluoman, Nenättömänluoman ja Nahkaluoman valuma-alueet, joiden yhteispinta-ala on 403 km<sup>2</sup>. Kainastonluoman valuntatietojen puuttumisen vuoksi Pitkämön ja Nikkolan välisten osavaluma-alueiden virtaamaa ei ollut mahdollista arvioida riittävän luotettavasti ennen vuotta 1987, minkä vuoksi Nikkolan ainevirtaamat laskettiin ainoastaan vuodesta 1987 lähtien.

Seinäjoen oikaisu-uoman virtaama arvioitiin lisäämällä Kyrkösjärvestä juoksetetun veden virtaamaan Kyrkösjärven ohittavan Seinäjoen vähävetiseksi jääneen uomän vähimmäisvirtaama sekä Kyrkösjärven alapuolella Seinäjokeen yhtyvän Pajuluoman valuma-alueen (104 km<sup>2</sup>) virtaama. Mikäli Kyrkösjärvestä juoksetetun veden virtaamatiedoissa oli puutteita, kuten vuosina 2002 ja 2003, kuukauden keskimääräiset virtaamat laskettiin pelkästään niistä päiväkeskiarvoista, jotka olivat tietokannassa. Seinäjoen vähävetisen uoman virtaama tulee lupamääräysten mukaan olla kesä-syyskuussa vähintään 0,9 m<sup>3</sup>/s ja muuna aikana vähintään 0,1 m<sup>3</sup>/s (Savea-Nukala ym. 1999), mutta käytännössä virtaama on yleensä ylittänyt lupamääräysten vähimmäismäärät 0,1-0,2 m<sup>3</sup>/s (Seinäjoen Energia Oy, Antti Koskelan tiedonanto). Näiden tietojen perusteella Seinäjoen vähävetisen uoman vähimmäisvirtaaman oletettiin vuosina 1992-2003 olleen kesä-syyskuussa 1,0 m<sup>3</sup>/s ja muuna aikana 0,2 m<sup>3</sup>/s. Pajuluoman valuma-alueen virtaama arvioitiin Kainastonluoman valuntatietojen avulla. Oikaisu-uoman virtaamat vuosina 1986-1991 löytyivät arkistosta, eikä niiden tarkka laskutapa ole tiedossa. Tiedetään kuitenkin, että kyseisten vuosien virtaamat on laskettu Kyrkösjärven juoksetusten ja ohijuoksetusten summana.

Taulukko 13. Vesinäytteiden lukumäärän vaihteluväli vuosittain. Suluissa ovat ainevirtaamalaskelmissa mukana olleet vuodet.

	Kiintoaine	Kokonaisfosfori	Kokonaistyyppi	Sulfaatti
Nikkola	5-27 (1987-2003)	5-27 (1987-2003)	5-27 (1987-2003)	5-10 (1987-2003)
Oikaisu-uoma	7-28 (1986-2003)	7-28 (1986-2003)	7-28 (1986-2003)	7-11 (1986-2003)
Hanhikoski	7-64 (1978-2003)	7-64 (1978-2003)	7-64 (1978-2003)	7-17 (1982-2003)
Skatila	13-43 (1975-2003)	13-43 (1975-2003)	13-43 (1975-2003)	6-37 (1975-77, 1979-2003)

Nikkolan ja Hanhikosken väliseltä pengerreryltä alueelta kulkeutuneen aineksen määrä vuoden aikana (ainevirtaama<sub>pengerrysalue</sub>) arvioitiin laskemalla yhtälöllä

$$\text{Ainevirtaama}_{\text{pengerrysalue}} = \text{ainevirtaama}_{\text{Hanhikosk}} - (\text{ainevirtaama}_{\text{Nikkola}} + \text{ainevirtaama}_{\text{Seinäjoeki}})$$

missä ainevirtaama<sub>Hanhikoski</sub> on Hanhikosken vuosittainen ainevirtaama, ainevirtaama<sub>Nikkola</sub> Nikkolan vuosittainen ainevirtaama ja ainevirtaama<sub>Seinäjoeki</sub> Seinäjoen vuosittainen ainevirtaama. On huomattava, että edellä esitetyllä tavalla arvioitaessa ei ole mahdollista eritellä pengerrysalueiden rakentamisen seurauksena alueelta kulkeutunutta ainesta alueelta muutoin kulkeutuneesta aineksesta.

Pengerreryltä alueelta kulkeutunut ainevirtaama arvioitiin vuosina 1987-2003 kerätyn aineiston avulla. Koska joessa kulkevan aineksen määrään vaikuttaa virtaaman suuruus, taustatiedoksi laskettiin vuosittainen virtaama (m<sup>3</sup>) Hanhikoskella. Vuosittainen virtaama saatiin laskemalla yhteen kuukausittaiset virtaamat. Kuukausittaisen virtaaman laskemisessa käytettiin päivittäisistä virtaamakeskiarvoista laskettua kuukauden keskiarvoa. Ainevirtaamatrendejä selvitettiin sovittamalla aineistoon suorat ja laskemalla näiden selitysasteet.

## 6.5.2

### Tulokset

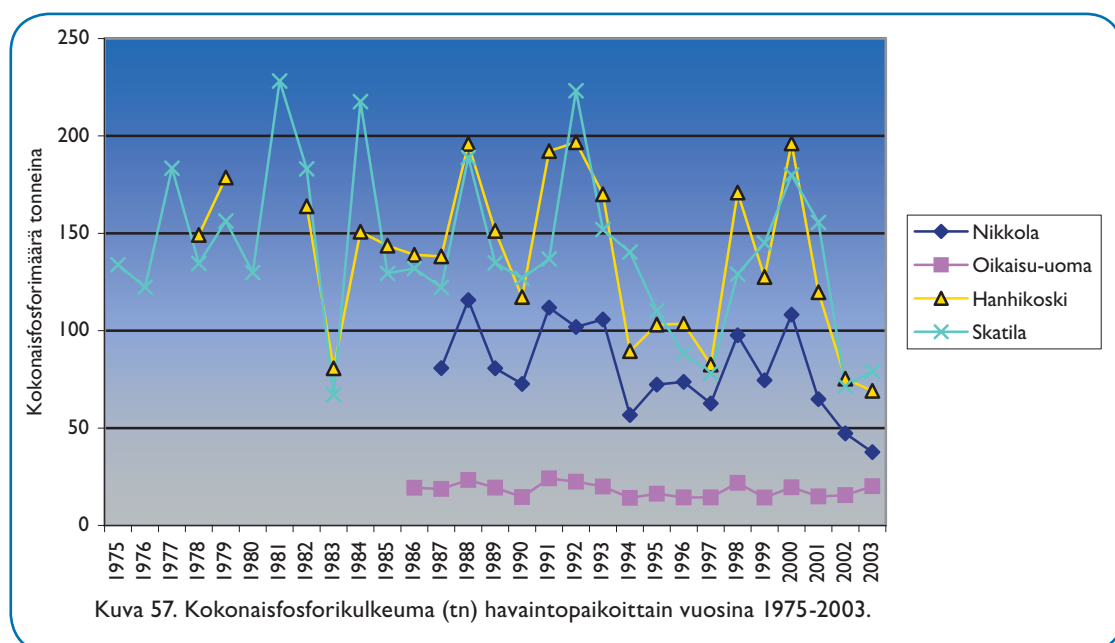
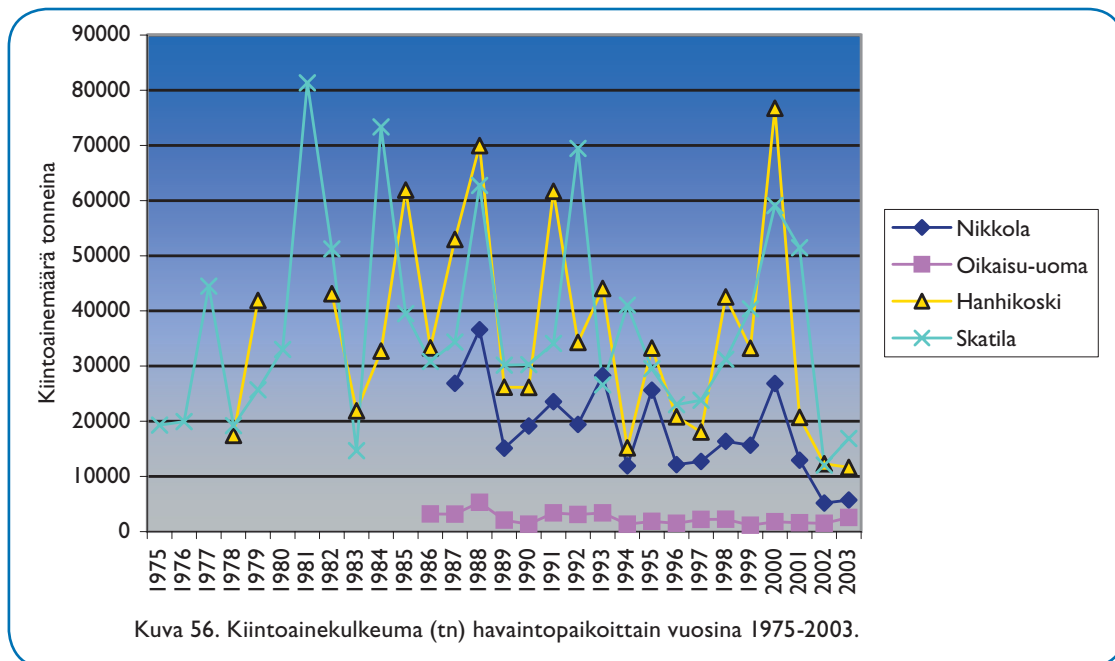
#### Kiintoaine

Kiintoainekulkeumat vaihtelivat hyvin paljon vuosittain. Suurin vuoden aikana kulkeutunut kiintoainemäärä oli yli 6-kertainen pienimpään verrattuna. Sitä vastoin virtaamat vaihtelivat vuosittain paljon vähemmän. Kulkeutunut kiintoainemäärä oli suurinta Skatilassa tai Hanhikoskella (kuva 56). Kiintoainekulkeuma oli Seinäjoen oikaisu-uomassa yleensä selvästi pienempi kuin Nikkolassa. Kiintoainekulkeuma oli suurimmillaan 1980-luvulla, jonka jälkeen määrä on ollut laskusuunnassa selvimmin Nikkolassa, mutta myös muilla havaintopaikoilla. Vuonna 2000 kiintoainekulkeuma oli kuitenkin jälleen korkea varsinkin Hanhikoskella. Vaikka Skatilan ja Hanhikosken kiintoainekulkeuma yleensä oli suuruusluokaltaan samaa tasoa, joinain vuosina kulkeumissa oli merkittäviä eroja. Toisinaan kiintoainemäärä oli Hanhikoskella jopa suurempi kuin Skatilassa. Kiintoainekulkeuma ei siis ainakaan merkittävästi kasva Hanhikosken alapuolisella valuma-alueella. On myös merkillepantavaa, että yhden runsasvetisen kuukauden aikana voi kulkeutua merkittävä osa koko vuoden aine määrästä. Esimerkiksi vuoden 2000 huhtikuussa joessa oli paljon vettä (virtaama Hanhikoskella 31-368 m<sup>3</sup>/s), minkä seurauksena tuolloin kulkeutui peräti 82 % koko vuoden kiintoainemäärästä Hanhikoskella.

#### Kokonaisfosfori

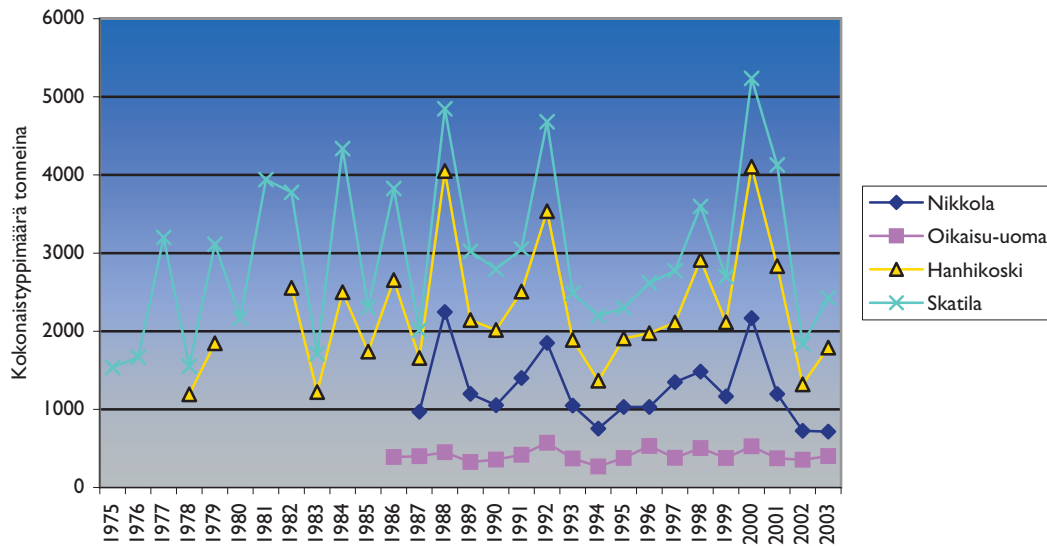
Joessa kulkeutuneen kokonaisfosforin määrä vaihteli vuosittain paljon. Suurin vuoden aikana kulkeutunut kokonaisfosforimäärä oli yli 3-kertainen pienimpään nähden. Kokonaisfosforikulkeuma oli Skatilassa ja Hanhikoskella suuruusluokaltaan samaa tasoa (kuva 57). Kokonaisfosforivirtaama ei siis ainakaan merkittävästi kasva Hanhikosken alapuolella. Kulkeutunut fosforimäärä oli Nikkolassa pienempi kuin Hanhikoskella, mutta selvästi suurempi kuin Seinäjoen oikaisu-uomassa. Fosforimäärä on ollut laskusuunnassa kaikilla havaintopaikoilla 1980-luvun jälkeen.





### Kokonaistyyppi

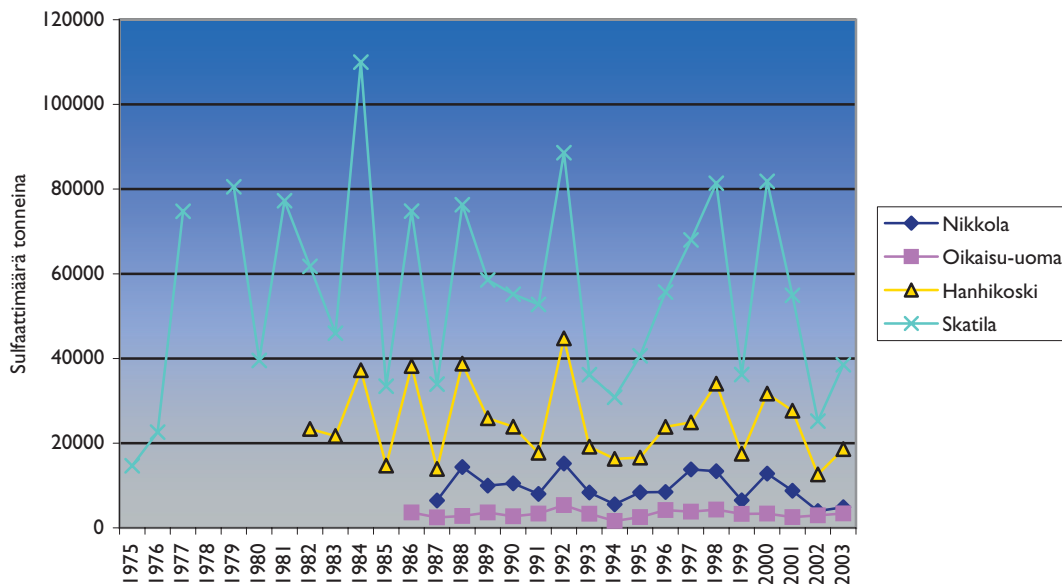
Kokonaistyyppivirtaamat vaihtelivat varsin paljon vuosittain, sillä suurin vuoden aikana kulkeutunut kokonaistyyppimäärä oli yli 3-kertainen pienimpään nähden. Kokonaistyyppikulkeuma kasvoi Kyrönjoen pääuomassa alavirtaan päin selvästi (kuva 58). Tyyppikulkeuma oli Hanhikoskella jopa 2-kertainen Nikkolan kulkeumaan verrattuna. Seinäjoella tyyppikulkeuma oli huomattavasti pienempi kuin Kyrönjoessa. Tyyppikulkeuma oli nousussa 1970- ja -80-luvuilla, ollen huipussaan 1980-luvun lopulla. Sittemmin tyyppikulkeumassa ei ole tapahtunut selkeää tason muutosta. Vuonna 2000 kulkeutunut tyyppimäärä oli huomattavan suuri kaikilla Kyrönjoen havaintopaikoilla.



Kuva 58. Kokonaistyyppikulkeuma (tn) havaintopaikoittain vuosina 1975-2003.

### Sulfaatti

Sulfaattikulkeumat vaihtelivat hyvin paljon vuosittain – suurin vuoden aikana kulkeutunut sulfaattimäärä oli yli 7-kertainen pienimpään nähden. Tyyppivirtaaman tapaan myös sulfaattivirtaama kasvoi voimakkaasti Kyrönjoen pääuomassa alavirtaan päin (kuva 59). Sulfaattikulkeuma oli Hanhikoskella jopa 2-3-kertainen Nikkolan kulkeumaan nähden. Skatilassa sulfaattikulkeuma oli puolestaan noin 2-3-kertainen Hanhikosken kulkeumaan nähden. Seinäjoella sulfaattikulkeuma oli pienempi kuin Kyrönjoessa. Sulfaattikulkeumat ovat 1990- ja 2000-luvuilla joinain vuosina olleet hieman pienempiä kuin 1980-luvulla, mutta suuria kulkeumia on ollut vielä aivan viime vuosinakin.

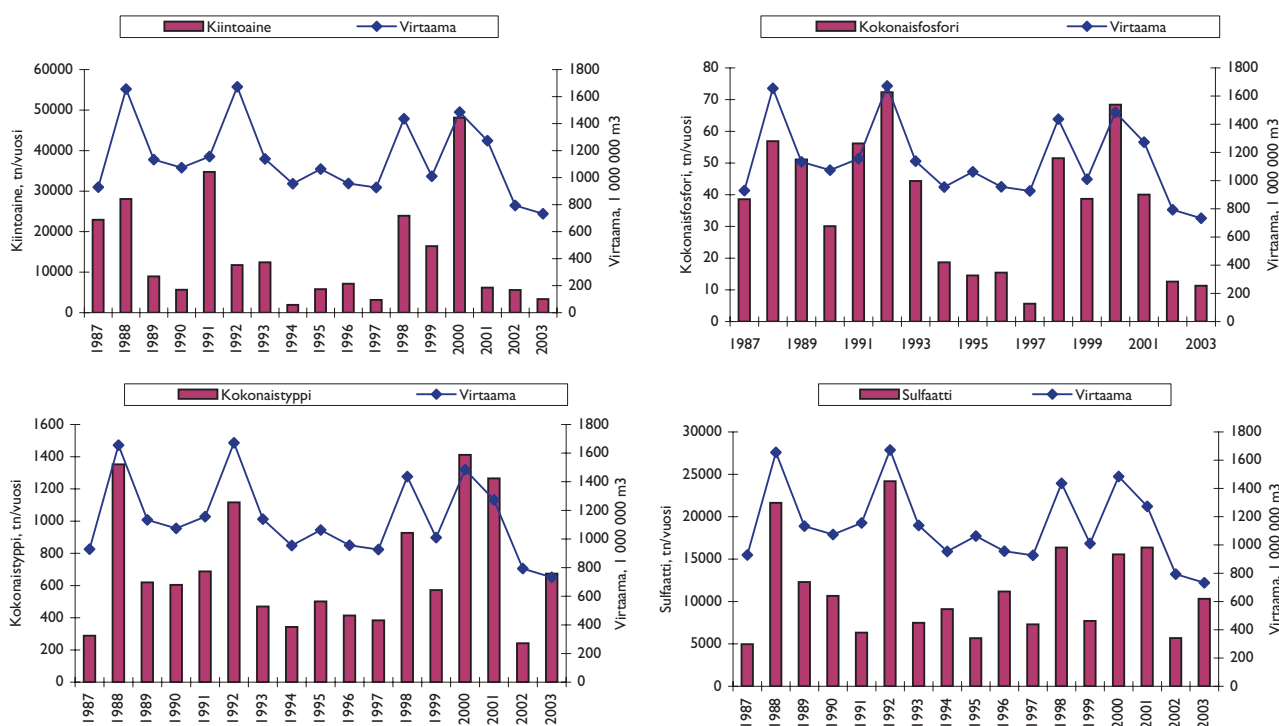


Kuva 59. Sulfaattikulkeuma (tn) havaintopaikoittain vuosina 1975-2003.

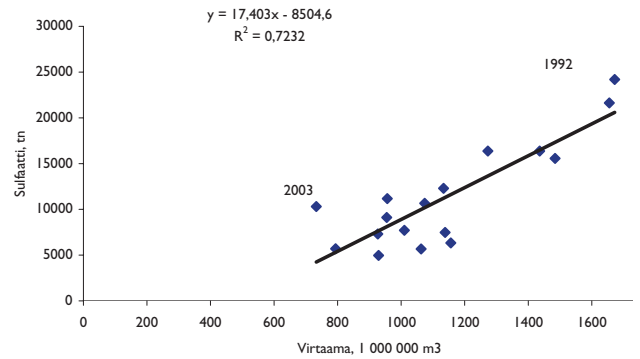
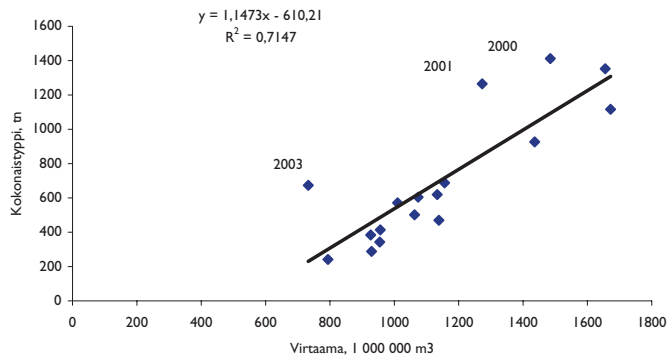
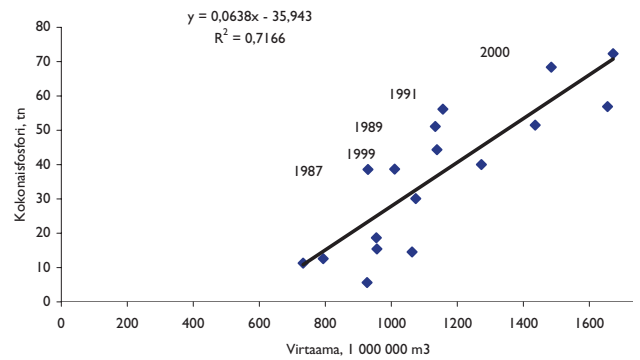
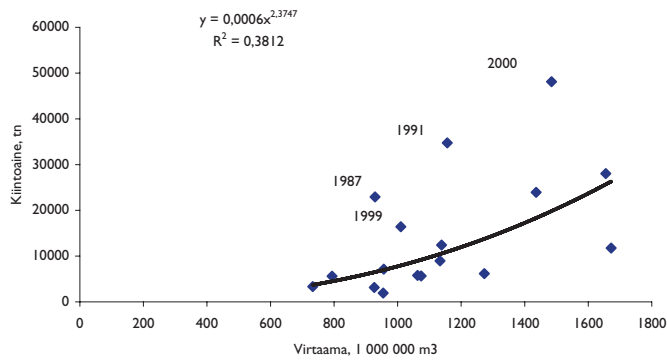
### Pengerrysalueelta kulkeutunut aines

Nikkolan ja Hanhikosken väliseltä jokiosuudelta lähti virran mukaan vuosittain hyvin suuria määriä kiintoainetta, ravinteita ja sulfaattia. Joinain vuosina tuolta jokiosuudelta lähti ainesta jopa enemmän kuin koko yläpuoliselta valuma-alueelta kulkeutui Nikkolaan. Kaikkiin ainekulkeumiin (kiintoaine, ravinteet, sulfaatti) vaikutti selvästi koko vuoden virtaama siten, että sateisina vuosina ainekulkeuma oli suurempi kuin kuivina (kuva 60). Joissain tapauksissa ainekulkeumien vuosittainen vaihtelu oli suhteellisesti paljon suurempaa kuin virtaamien vuosivaihtelu.

Selvästi suurin kiintoainekulkeuma alueelta lähti vuonna 2000 (kuva 60). Kun kiintoainekulkeumaa tarkastellaan vuosittaisen virtaaman suhteen, havaitaan, että kiintoainekulkeuma oli yleensä sitä suurempi, mitä suurempi oli virtaama (kuva 61). Virtaamaan nähden kiintoainekulkeuma oli suuri vuosina 1987, 1991, 1999 ja 2000 eli kiintoainekulkeuma oli tuolloin suurempi kuin virtaaman perusteella olisi voinut olettaa. Myös kokonaisfosforikulkeuma oli suuri vuonna 2000, jota suurempi fosforikuorma oli ainoastaan vuonna 1992 (kuva 60). Virtaamaan nähden fosforikulkeuma oli suuri 1980-luvun lopulla, 1990-luvun alussa ja 2000-luvun taitteessa (kuva 61). Kokonaistypen määrä oli suurin vuonna 2000 (kuva 60). Virtaamaan nähden tyyppikulkeuma oli suuri vuosina 2000, 2001 ja 2003 (kuva 61). Sulfaattikulkeumat olivat varsin korkeita muun muassa vuosina 1988, 1998, 2000 ja 2001 (kuva 60), mutta virtaamaan nähden sulfaattikulkeuma oli suuri vuosina 1992 ja 2003 (kuva 61).



Kuva 60. Nikkolan ja Hanhikosken väliseltä jokiosuudelta kulkeutunut kiintoaine-, kokonaisfosfori-, kokonaistyyppi- ja sulfaattimäärä ja Hanhikosken vuosittainen virtaama vuosina 1987-2003.



Kuva 61. Nikkolan ja Hanhikosken väliseltä jokiosuudelta kulkeutuneen kiintoaine-, kokonaisfosfori-, kokonaistyyppi- ja sulfaattimäärän riippuvuus virtaamasta vuosina 1987-2003. Aineistoon sovitettiin trendikäyriä, joista suurimman selityksasteen antanut on esitetty kuvassa.

### 6.5.3

## Tulosten tarkastelu

Kyrönjoen ainekulkeumat vaihtelivat hyvin paljon vuosittain. Ainekulkeumat olivat korkeita esimerkiksi vuosina 1988, 1992 ja 2000, jolloin virranneen veden määrä oli verrattain suuri. Kyrönjoen ainekulkeumiin vaikuttaakin valuma tunnetusti siten, että sateisina vuosina kulkeuma on suurta (Kalliolinna 2002). Ainekulkeumat vaihtelivat vuosittain suhteellisesti paljon enemmän kuin virtaamat, mikä voi tarkoittaa sitä, että sateisina vuosina aineiden huuhtoutuminen kasvoi nopeammin kuin virtaama. Sateisuuden ja valuman lisäksi myös tulvahuippujen ajankohta, vesistötyöt ja joen pohjassa olevan aineksen liikkeelle lähtö vaikuttavat ainekulkeumiin (Lax ym. 1998). Jos tulvahuiput sattuvat kevättalven aikana, kun maa on vielä jäässä, esimerkiksi kiintoainetta lähtee liikkeelle vähemmän kuin lähtisi sulan maan aikaan. Tulvahuipun ajankohdan merkitys on huomattava, sillä yhden tulvakuukauden aikana voi kulkeutua jopa 80% koko vuoden ainevirtaamasta. Suurimmat ainemäärät ovat liikkeellä huippuvirtaamien aikana tavallisesti huhti- ja toukokuussa ja myöhäissyksyllä marras- ja joulukuussa (Lax ym. 1998).

Kyrönjoen kiintoaine- ja kokonaisfosforikulkeumissa oli laskeva suuntaus vuosina 1975-2003. Sulfaattikulkeumat eivät ole ainakaan selvästi laskeneet, kun taas kokonaistyyppikulkeumassa oli kokonaisuudessaan lievästi nouseva suuntaus. Ravinnekulkeumien trendit olivat siis samankaltaiset kuin ravinnepitoisuuksien Kyrönjoen alaosalla vuosina 1975-2000 (Räike ym. 2003). Sulfaattikulkeuma on pysynyt suunnilleen samana, vaikka sulfaattipitoisuus on keskimäärin kasvanut Kyrönjoen alaosalla Skatilassa vuosina 1975-2003 (kts. luku 5). Onkin todettava, että vuosien väliset erot ainekulkeumissa olivat suuria ja korkeita sulfaattikulkeumia esiintyy edelleen. Nikkolan ja Hanhikosken välisellä alueella sijaitsevan Rintalan penger-rysalueen rikkihuhtouman ja -varaston on arvioitu puoliintuvan noin 30 vuodessa nykyisillä kuivatusmenetelmillä (Österholm 2002, Österholm ym. 2003). Rintalan

alueen rikkikuormitus pysyy siis merkittävänä vielä useiden vuosikymmenien ajan (Österholm & Åström 2002).

Nikkolan ja Hanhikosken väliseltä alueelta kulkeutunut ainemäärä oli suurimmillaan 1980-luvun lopulla, 1990-luvun alussa ja lopulla sekä ja 2000-luvun alussa. Samoin ajanjaksoina ainekulkeumat olivat suuria myös vuosittaiseen virtaamaan nähden, eli ainekulkeuma oli suurempi kuin vuosittaisen virtaaman perusteella olisi voinut olettaa. Nikkolan ja Hanhikosken väliseltä alueelta 1990-luvun lopulla ja 2000-luvun alussa huuhtoutuneet suuret ainemäärät johtuivat osaltaan Kyrönjoen yläosan vesistöistä 1996-2003, joista merkittävimpiä olivat jokiuoman perkaus- ja pengerrystyöt sekä kuivatusalueiden eristysojien ja pumppaamojen tulo-ojien kaivu ja pengerrykset. Vastarakennetut jokiluiskat altistuivat voimakkaalle eroosiolle, kun joen vedenpinta nousi suurelta osin kasvittomille luiskille. Vesistöiden lisäävä vaikutus joessa kulkeneisiin ainemääriin näkyikin selvimmin vuosina, jolloin virtaamat olivat suuria. Toisinaan ainekulkeumat olivat kuitenkin kohtalaisen suuria, vaikka virtaama oli alhainen. Esimerkiksi vuonna 2003 typpi- ja sulfaattikulkeumat olivat huomattavan suuria ottaen huomioon, että virtaama oli tuolloin alhaisempi kuin vähintään seitsemääntoista vuoteen. Vesistötyöt vuosina 1996-2003 lisäsivät joessa kulkeneita ainemääriä siis sekä sateisina että joinain kuivinakin vuosina. 1980-luvun lopulla ja 1990-luvun alussa Nikkolan ja Hanhikosken väliseltä alueelta lähteneet suuret ainemäärät olivat ilmeisesti osaltaan seurausta alueella 1980-luvulla toteutetuista tulvansuojelutöistä, joita tehtiin koko vuosikymmenen ajan. Suurimpia töitä olivat Rintalan pengerrys vuosina 1981-1984 ja runsaat eristysojien ja pumppaamojen tulo-ojien kaivut pengerrysalueilla vuosina 1986-1990, joita on tarkemmin eritelty vesistöistä kertovassa luvussa 3. Pengerrysalueiden rakentamisen seurauksena Nikkolan ja Hanhikosken väliseltä alueelta on siis mitä ilmeisimmin lähtenyt ainesta enemmän, kuin alueelta olisi ilman rakentamista lähtenyt. On kuitenkin todettava, että ei ole mahdollista eritellä, kuinka paljon viljelyiltä pengerrysalueilta on kulkeutunut ainesta niiden rakentamisen seurauksena ja mikä on alueelta esimerkiksi viljelyn takia kulkeutuneen aineksen määrä.

Vaikka ainekulkeumalaskelmien tulokset ovat varsin johdonmukaisia, laskelmat ovat virhelahteita sisältäviä arvioita. Kaiken kaikkiaan tässä tutkimuksessa lasketut ainevirtaamatulokset olivat saman suuntaisia muissa tutkimuksissa esitettyihin Kyrönjoen ainevirtaamiin verrattuna (Lax ym. 1998, Kalliolinna 2002) ja erot ainevirtaama-arvioissa ilmeisesti johtuivat laskentatapojen eroista. Jokiainevirtaama-arvioiden luotettavuuteen vaikuttavat laskentamenetelmän ohella vesinäytteiden määrä ja ajoitus sekä joen ominaisuudet (Ekholm ym. 1995, Kauppila & Koskiahho 2003). Riittävä vesinäytemäärä suomalaisten jokien kiintoainevirtaaman arviointiin voi olla tapauksesta riippuen 12-52 kpl/vuodessa. Vesinäytteenottotiheys ei välttämättä ollut kaikkien määritysten osalta riittävää kaikilla havaintopaikoilla.

Skatilassa kiintoainekulkeuma yleensä oli suuruusluokaltaan samaa tasoa, kuin Hanhikoskella, mutta joinain vuosina kulkeumissa oli merkittäviä eroja. Osa näistä eroista ei välttämättä ollut todellisia, vaan tuloksiin vaikutti eriaikainen vesinäytteenotto. Kyrönjoessa virtaaman vaihtelut ovat usein hyvin nopeita ja suuria, minkä seurauksena myös kiintoainepitoisuus vaihtelee hyvin voimakkaasti. Esimerkiksi vuoden 2001 ero selittyi suurelta osin sillä, että Skatilasta otettiin huhtikuun huippuvirtaamien aikaan näyte, mutta Hanhikoskelta ei otettu näytettä tuolloin. Havaintopaikkojen vertailuun toi virhelähteen myös se, että virtaamahavaintoja Nikkolasta ja Seinäjoen oikaisu-uomasta ei ollut vaan virtaamat piti näille paikoille arvioida epäsuorasti toisin kuin Hanhikosken ja Skatilan tapauksissa. Havaintopaikkojen välisiä todellisia eroja voi aiheuttaa se, että ainesta sedimentoitui havaintopaikkojen välisen jokiosuuden pohjaan ja sedimentoitunut aines lähti myöhemmin uudelleen ajeseen. Aineksen kertyminen pohjalle, rannoille ja jokiuoman reunoille antaisi luon-



tevan selityksen sille, että Skatilan ainevirtaamat olivat toisinaan pienempiä kuin Hanhikosken.

Pitkällä aikavälillä Nikkolan ja Hanhikosken välisen alueen pengertäminen on voinut vaikuttaa ainevirtaamiin, sillä penkereet estävät aiemmin alueen pelloilla tavallisesti esiintyneen tulvajärven muodostumisen. Tulvajärven on todettu toimineen kiintoaineen sedimentaatioaltaana jopa siinä määrin, että tulvavesien mukana tulleen mineraaliaineksen vuoksi peltojen laatu on selvästi parantunut (Mansikkaniemi 1985). Kaiken kaikkiaan on kuitenkin vaikea sanoa, huuhtoutuuko tulvan yhteydessä ainesta vähemmän kuin sitä pidättyy pellolle. Lundstenin ym. (1991) mukaan typ-pivirtaama vuonna 1988 ilmeisesti nousi jonkin verran tulvan vaikutuksesta, mutta fosforia ja kiintoainetta pidättyi tulva-alueelle ehkä pieniä määriä. Jos tulva pääsee pengerrytylle alueelle, penkereet edesauttavat veden mukana kulkeutuvan aineksen pidättymistä. Pengerrytyn Rintalan alueen todettiin pidättäneen maa-ainesta, fosforia ja typpeä tulvan sinne päästyä (Lundsten ym. 1991). Tulevaisuudessa tämän merkitys on melko vähäinen, koska penkereiden mitoituksen ylittäviä tulvia on arvioitu Kyrönjoella sattuvan kerran 20 vuodessa. Lundstenin ym. (1991) mukaan tulvapeltojen vaikutus jokien kokonaisainemäärään on suhteellisen vähäinen, sillä tulvan alle jäävien peltojen osuus koko valuma-alueen kokonaispeltomäärästä on varsin pieni.

## 6.6

### Pumpattujen kuivatusvesien laatu ja Seinäjoen vanhan uoman happitilanne

#### 6.6.1

##### Aineisto ja menetelmät

Tämän osion tavoitteena on kuvata Kyrönjokeen päätyvien pumpattujen kuivatusvesien laatua ja seurata laadun kehitystä sekä vuodenaikaisvaihtelua. Lisäksi pohditaan pumppaamojen vaikutusta Kyrönjokeen. Toisaalta tässä osiossa käsitellään myös Seinäjoen vähävetiseksi jääneen alaosan happitilannetta, jota on tarkkailtu ottamalla happinäytteitä Seinänsuun pumppaamalla (taulukko 14). Pumpattujen kuivatusvesien veden laatua on tarkkailtu siten, että seitsemältä pumppaamolta on otettu vesinäytteitä, joista on laboratoriossa määritetty pH ja sähkönjohtavuus. pH-arvo kuvaa veden happamuutta ja sähkönjohtavuus mittaa elektrolyyttien eli käytännössä vety-, sulfaatti ja metalli-ionien pitoisuutta. Näytteitä on otettu 1980-luvulta lähtien Pajuluomasta, Seinänsuulta ja Kuokkajärveltä. Munakasta, Halkosaarelda, Iskalasta ja Tieksistä näytteitä on otettu 1990-luvun puolivälistä lähtien (taulukko 15, kuva 35). Näytteenottoväli on ollut hyvin vaihteleva paitsi vuosina 2001-2003, jolloin näytteitä otettiin kuukausittain. Lisäksi kuivatusvesistä otettiin metallinäytteet kerran vuosina 2002 ja 2003. Metalleista määritettiin rauta, mangaani, alumiini, sinkki, nikkeli, kupari, arseeni, kadmium ja kromi.

Pumpattujen kuivatusvesien pH:sta ja sähkönjohtavuudesta laskettiin vuosittaiset mediaaniarvot. Lisäksi pH:sta poimittiin vuosittain minimiarvot ja sähkönjohtavuus-

Taulukko 14.

Happinäytteenottokertojen lukumäärä Seinäjoen alaosalla Seinänsuulla vuosittain.

	1985	1986	1987	1996	1997	2001	2002	2003	2004
lkm.	4	4	2	10	8	37	13	12	12

desta maksimiarvot. Seinänsuun ja Pajuluoman pumppaamoilla kuivatusvesiä on tarkkailtu pidempään kuin muualla, minkä vuoksi niiden veden laadun kehitystä ja vuodenaikaisvaihtelua tarkasteltiin kuvien avulla muita pumppaamoja syvemmin. Huomionarvoista on, että toisin kuin muiden pumppaamojen, Pajuluoman pumppaamon käyttö perustuu Seinäjoen suuosan oikaisun lupaan (LSVEO 8.2.1968) eikä Kyrönjoen yläosan vesistötyön tai Rintalan pengerryksen lupaan. Pajuluoman tietoja käytettiin siis siksi, että saataisiin käsitys pumpattujen kuivatusvesien laadusta mahdollisimman pitkältä ajanjaksolta.

## 6.6.2

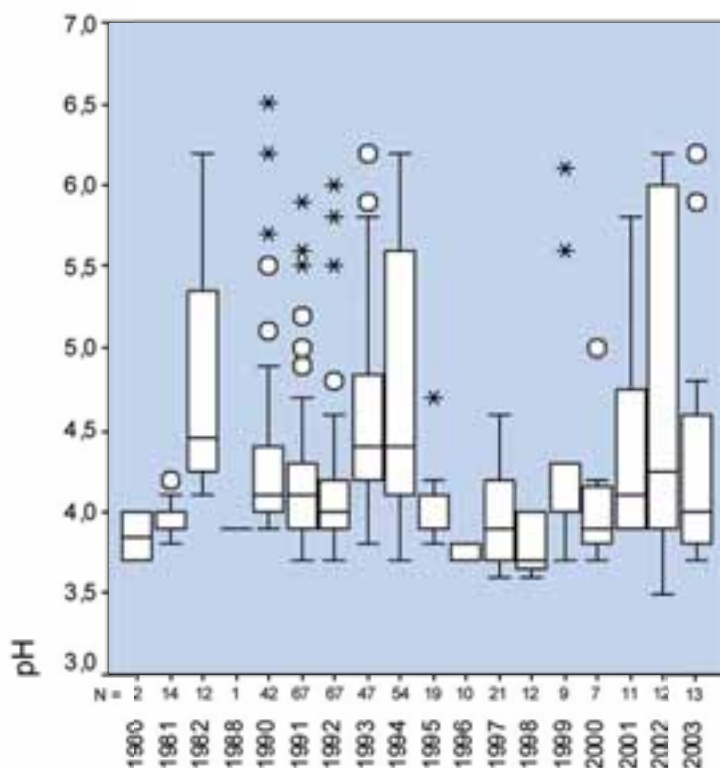
### Tulokset ja tulosten tarkastelu

#### Pumpattujen kuivatusvesien laatu

Pumppaamojen kautta kulkevat kuivatusvedet olivat hyvin happamia (taulukko 15). Kuivatusvesien pH oli jopa 1-2 yksikköä pienempi kuin Kyrönjoessa. pH laski selvästi alle viiden kaikkina havaintovuosina kaikilla muilla pumppaamoilla paitsi Kuokkajärvellä. Kaikkein happaminta vesi oli Pajuluomalla, pH kävi alle neljässä kaikkina havaintovuosina yhtä poikkeusta lukuun ottamatta ja pH:n vuosittaiset mediaaniarvotkin olivat useina vuosina alle neljän (kuva 62). Joinain vuosina pH laski alle neljän Halkosaarella sekä yhtenä havaintovuonna myös Iskalassa. Erot kuivatusvesien happamuudessa johtuvat pumppaamoille johtavien ojien valuma-alueiden maaperän erilaisuudesta (esim. Huttu & Koskeniemi 1998, Österholm 2001, Österholm & Åström 2002). Pääosin veden happamuus aiheutuu rikkipitoisen maaperän eli alunamaiden kuivattamisesta, jonka seurauksena pohjaveden pinta laskee ja maa hapettuu. Hapettomissa oloissa rikki on niukkaliukoisina sulfideina, mutta maan hapettuttua syntyy rikkihappoa, joka reagoi maaperän metallien kanssa ja muodostuu veteen liukenevia sulfaatteja. Happamuutta aiheuttavat vety- ja sulfaatti-ionit sekä metallit kulkeutuvat vesistöön sateiden tai lumen sulamisvesien huuhtomana. Suurin vesistökuormitus tulee happamilta sulfaattimailta (pH < 4), joita ei ole kehittynyt alueille, jossa sedimentin rikkipitoisuus on ≤ 0,1 % tai orgaanisen hiilen pitoisuudet ovat > 4% (Österholm & Åström 2002).

Taulukko 15. Pumpatuissa kuivatusvesissä vuosittaisten pH:n minimi- ja mediaaniarvojen ja sähkönjohtavuuden (mS/m) maksimi- ja mediaaniarvojen vaihteluvälit. Taulukossa on lisäksi havaintovuodet ja pumppaamon kautta kulkevan veden valuma-alueen pinta-ala. Pajuluoman pumppaamon käyttö perustuu Seinäjoen suuosan oikaisun lupaan (LSVEO 8.2.1968) ja aineisto esitetään tässä vertailun takia.

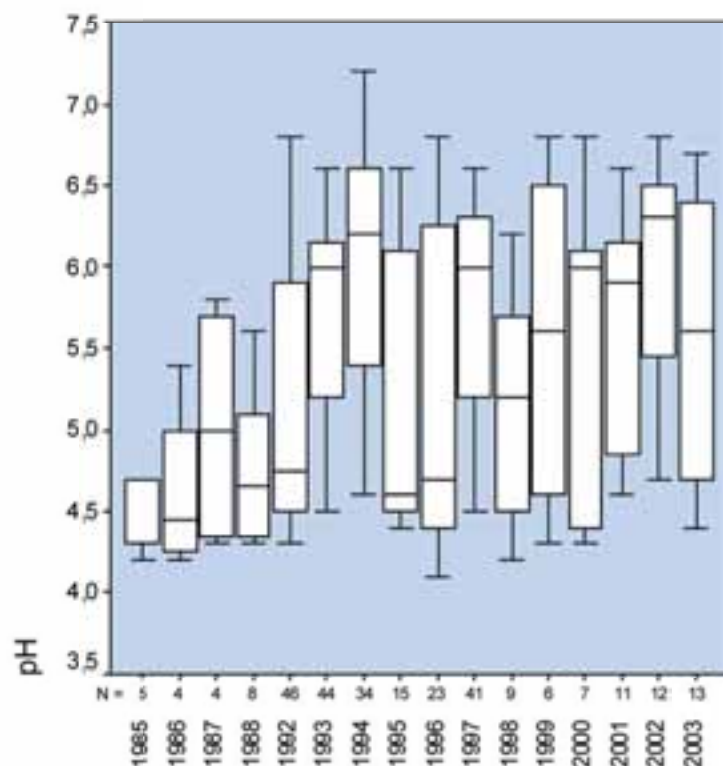
pumppaamot	valuma-alueen pinta-ala km <sup>2</sup>	pH-minimi	pH-mediaani	sähkönjohtavuuden maksimi	sähkönjohtavuuden mediaani	vuodessa otettujen näytteiden lukumäärän vaihteluväli	havaintovuodet
Seinänsuu	51,7	4,1-4,7	4,3-6,3	34-98	16-50	4-46	1985-1988, 1992-2003
Tieksi	39,3	4,0-4,5	4,2-5,7	52-110	28-89	6-22	1988, 1996-2003
Munakka	20,0	4,0-4,7	4,1-6,1	46-126	29-72	7-21	1996-2003
Halkosaari	16,4	3,9-4,4	4,0-4,9	73-160	25-120	7-20	1996-2003
Iskala	14,2	3,7-4,6	4,3-5,2	53-110	23-63	7-21	1996-2003
Kuokkajärvi	7,3	4,9-5,7	5,3-6,4	24-44	10-31	3-46	1985-1987, 1992-1996
Pajuluoma	7,7	3,5-4,1	3,7-4,4	84-200	45-180	7-67	1980-1982, 1990-2003



Kuva 62. Pajuluomalla pumpattujen kuivatusvesien pH:n mediaani, fraktiilit ja poikkeavat arvot vuosina 1980-1982, 1988 ja 1990-2003. Pajuluoman pumpaamon käyttö perustuu Seinäjoen suuosan oikaisun lupaan (LSVEO 8.2.1968) ja aineisto esitetään tässä vertailun takia.

Pajuluoman ja Seinänsuun pumpaamoilla kuivatusvesiä on tarkkailtu pidempään kuin muualla. Pajuluomalla pumpatuista kuivatusvesistä on otettu näytteitä yhtäjaksoisesti vuodesta 1990 lähtien. Vesi on ollut Pajuluomalla koko tarkkailujakson ajan hyvin hapanta ja jokaisena vuonna pH-arvot olivat pienimmillään 3,5-4,1. pH-arvojen hajonnassa on ollut suurta vaihtelua vuosien välillä siten, että joinain vuosina vesi on ollut hyvin hapanta kaikkina havaintokertoina, kun taas toisina vuosina todettiin matalien pH-arvojen lisäksi myös joitain melko korkeita pH-lukuja. Pajuluoman pienin pH-arvo havaittiin vuonna 2002 ja vuosittaiset mediaaniarvot olivat pienimmät vuosina 1996 ja 1998. Seinänsuulla keskimääräinen happamuus oli vuosina 2001-2003 hieman vähäisempää kuin 1980-luvulla, mutta silti pH oli joka vuosi alimmillaan vain 4,1-4,7. Seinänsuulla pH:n vuosittainen minimi- ja mediaaniarvo oli suurin vuonna 2002 ja pienin minimiarvo oli vuonna 1996 (kuva 63). Sekä Pajuluoman että Seinänsuun pumpaamoilla kuivatusvesien happamuus on pysynyt kutakuinkin ennallaan koko sen ajan, jolloin happamuutta on tarkkailtu.

Munakassa happamuus oli suurinta vuosina 1996 ja 1997 ja pienintä vuosina 2001 ja 2002. Munakan tapaan myös Halkosaarella pH:n vuosittaiset minimi- ja mediaaniarvot olivat suurimmat vuosina 2001 ja 2002, mutta vuonna 2003 pH-luvut olivat jälleen pienemmät. Iskalassa happamuus oli vähäisintä vuonna 2002, kun taas havain-



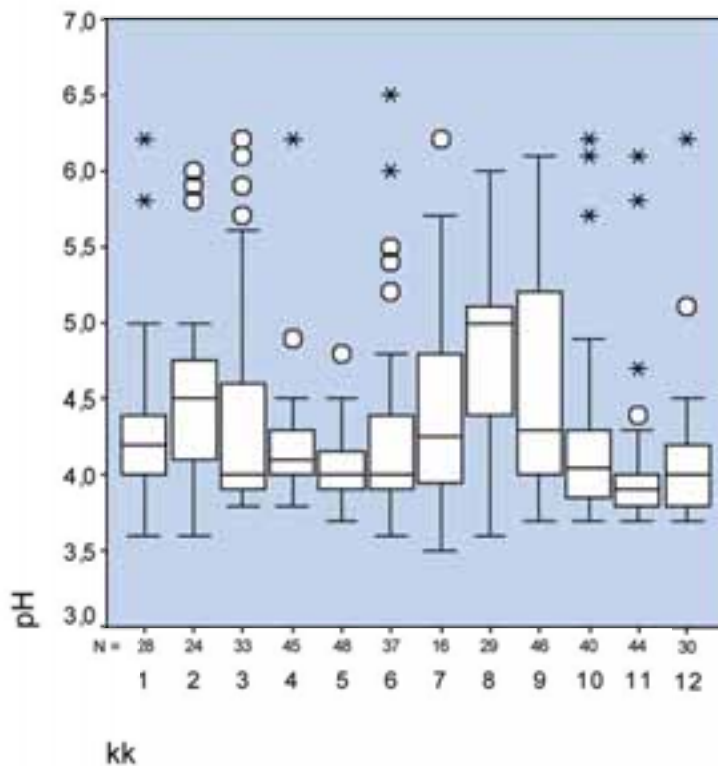
Kuva 63. Seinänsuulla pumpattujen kuivatusvesien pH:n mediaani, fraktiilit ja poikkeavat arvot vuosina 1985-1988 ja 1992-2003.

tojakson pienin pH-arvo 3,7 mitattiin vuonna 2001 otetusta näytteestä. Myös Tieksissä happamuus oli vuonna 2002 lievempää kuin muina vuosina, mutta happamuustaso ei vaikuta muuttuneen koko tarkkailujakson aikana. Kuokkajärvellä happamuus oli selvästi vähäisempää kuin muilla pumpaamoilla, mihin ilmeisesti vaikutti Kuokkajärvellä havaittu pohjaveden suuri osuus. Kuokkajärvellä alin pH-arvo (4,9) havaittiin ensimmäisenä tarkkailuvuonna 1985 ja muina havaintovuosina pH-tilanne on ollut parempi. Kuivatusvedet olivat siis usein tai ainakin toisinaan hyvin happamia kaikilla pumpaamoilla. Pumpattujen kuivatusvesien happamuus ei ole selvästi vähentynyt tai kasvanut pitkällä aikavälillä. Vuosien väliset erot selittyvät yleensä vallinneilla sääoloilla. Kuivana vuonna vesien happamuus on vähäisempää, mutta tuolloin maakerrokset pääsevät hapettumaan ja muodostuu happamia aineksia. Sateisena vuonna aiemmin syntyneet happamat ainekset huuhtoutuvat vesistöön. On myös mahdollista, että osa vuosien välisestä vaihtelusta ei ole todellista, koska näytteenottotiheys on vaihdellut vuosien välillä eikä se ole kaikkina vuosina ollut riittävää.

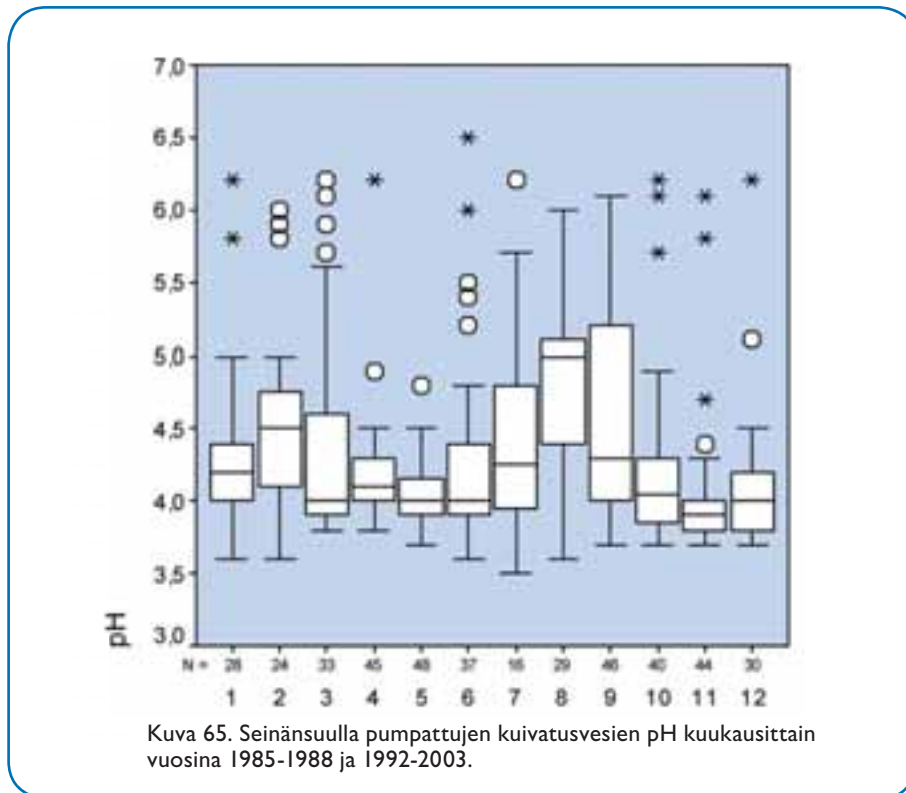
Pumpattujen kuivatusvesien pH:ssa oli vaihtelevassa määrin vuodenaikaisvaihtelua. Tavallisesti happamuus oli korkeinta keväällä tai syksyllä ja vähäisintä kesällä, mutta varsin usein happamuus oli vain löyhästi sidoksissa vuodenaikoihin (Teppo ym. 1999, Huovinen 2000, Nissén ym. 2001, Sivil & Tolonen 2002, Tolonen & Sivil 2003, Tolonen 2003). Kaikkein vähiten vuodenaikaisvaihteluita oli Pajuluoman, Halkosaaren ja Iskalan pumpaamoilla, joissa pH oli lähes jatkuvasti alhainen. Pajuluomalla pH:n kuukausittaiset mediaaniarvot ovat olleet ainoastaan elokuussa pH viiden tuntumassa (kuva 64). Eniten vuodenaikaisvaihtelua oli Seinänsuun pumpaamolla (kuva 65). Seinänsuulla vesi oli keväisin yleensä happaminta maaliskuu- ja syyskuun loka-joulukuussa. Toisinaan vesi oli hyvin hapanta myös kesä- ja syyskuussa. Seinänsuulla veden pH:n minimi- ja mediaaniarvot olivat pienimmät marraskuussa

ja seuraavaksi pienin mediaaniarvo oli huhtikuussa. Kuivatusvesien happamuuden vuodenaikaisvaihteluun vaikuttavat sääolot ja pahimmat tilanteet aiheutuvat keväällä lumien ja roudan sulaessa ja silloin, kun pitkän kuivan kauden jälkeen seuraavat rankkasateet. Kuivuuden aikana sulfaattimaat pääsevät hapettumaan, jonka jälkeen happamuus kulkeutuu vesistöön, kun sadevesi tai lumien sulamisvesi seuraavan kerran huuhtoo hapettunutta maakerrosta. Seinänsuun happamuuden suuret vuodenaikaisvaihtelut ja toisaalta muita pumppaamoja parempi vedenlaatu selittyvät vesistöstä ylempää johdetuilla huuhteluviesillä ja pengerrysalueen ulkopuolelta eli metsä- ja asutusalueelta tulevilla ojavesillä, joiden on todettu olevan parempilaatuisia kuin pengerrysalueelta kertyvien vesien (Österholm 2001). Seinänsuulle tulevia kuivatusvesiä laimennetaan johtamalla Seinäjoen alaosan vähävetiseksi jääneeseen uomaan huuhteluvettä yleensä noin 0,25 m<sup>3</sup>/s Seinäjoen säännöstelypadon kautta. Huuhteluviesien ansiosta happamuus Seinänsuulla on vähävetiseen aikaan suhteellisen vähäistä eli happamien vesien osuus on pieni.

Pumppaamojen kautta kulkevien kuivatusvesien sähkönjohtavuusarvot olivat hyvin korkeita (taulukko 15). Pumpattujen kuivatusvesien sähkönjohtavuus oli jopa yli 10-kertaista Kyrönjoen pääuoman sähkönjohtavuuteen verrattuna, sillä esimerkiksi vuosina 1986-1995 sähkönjohtavuuden maksimiarvo oli Hanhikoskella 22 mS/m ja keskiarvo 11 mS/m (Lax ym. 1998). Suurimmat sähkönjohtavuusarvot määritettiin Pajuluoman ja Halkosaaren näytteistä. Korkeimmillaan sähkönjohtavuus Pajuluomalla oli vuosina 1980, 1996, 1997 ja 1998 (kuva 66). Pajuluomalla sähkönjohtavuuden vuosittaiset mediaani- ja maksimiarvot olivat vuonna 1996 selvästi suuremmat kuin vuosina 1990-1995. Pajuluomalla sähkönjohtavuus oli laskusuunnassa vuosina 1996-2002, mutta vuonna 2003 sähkönjohtavuus oli jälleen varsin korkea. Pajuluoman



Kuva 64. Pajuluomalla pumpattujen kuivatusvesien pH kuukausittain vuosina 1980-1982, 1988 ja 1990-2003.

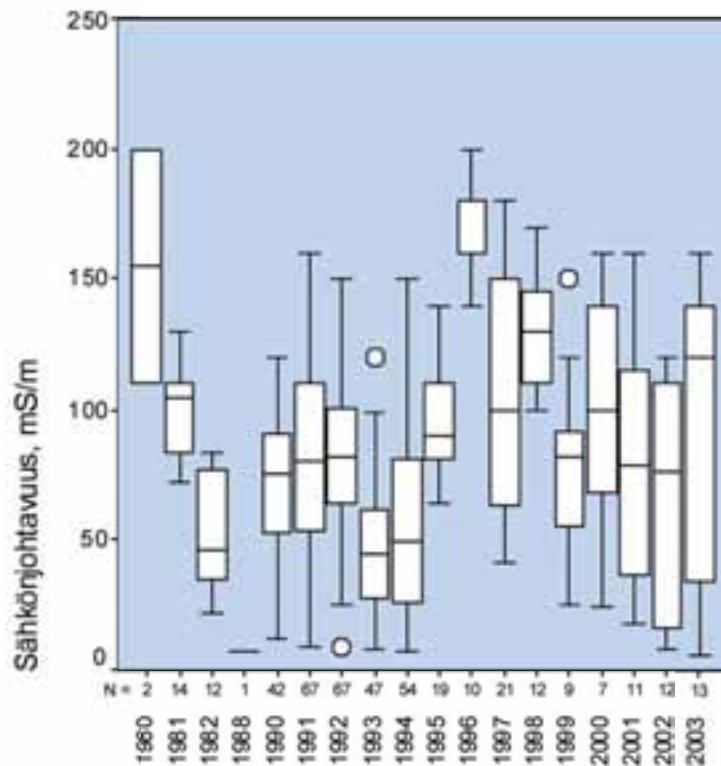


lisäksi myös Munakassa, Tieksissä, Halkosaarella ja Iskalassa sähkönjohtavuuden mediaaniarvo oli vuonna 1996 suurempi kuin tätä seuraavina vuosina. Tulos johtuu suurelta osin siitä, että toisin kuin muina vuosina, vuonna 1996 kaikki näytteet ovat lyhyeltä ajanjaksolta (20.11.-11.12.), jolloin sähkönjohtavuus oli suuri kaikilla pumpaamoilla. Seinänsuulla ja Kuokkajärvellä näytteitä otettiin tasaisesti ympäri vuoden myös vuonna 1996, eivätkä tuon vuoden tulokset olleet selvästi suurempia kuin muina vuosina (kuva 67). Sen sijaan vuonna 2002 sähkönjohtavuuden mediaaniarvot olivat usealla pumpaamolla (Seinänsuu, Halkosaari, Tieksi) edeltäviä vuosia pienempiä. Sähkönjohtavuuden kehityksessä ei vaikuta olleen selkeää suuntaa, vaan peräkkäisten vuosien mediaaneissa oli toisinaan suuriakin eroja.

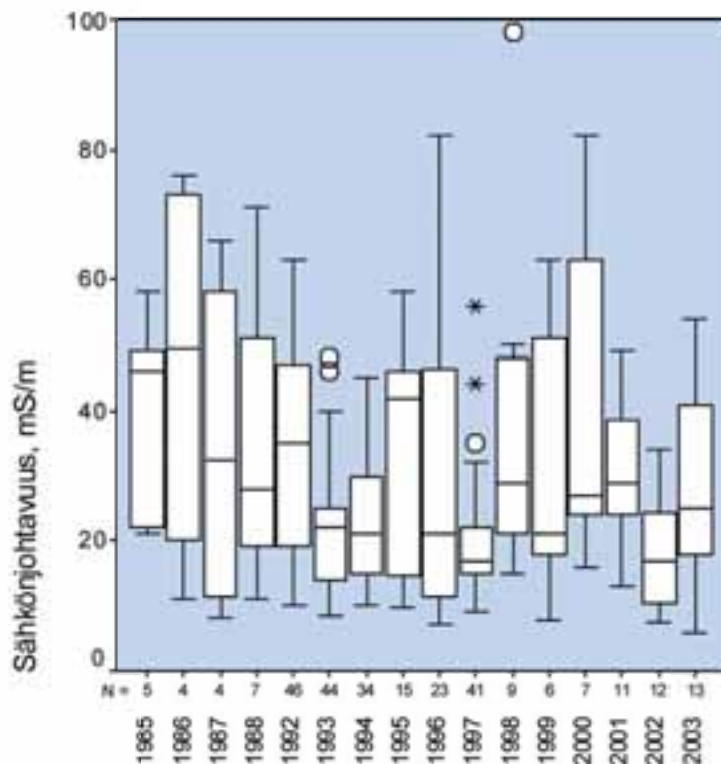
Sähkönjohtavuus vaihteli vuodenaikojen mukaan siten, että sähkönjohtavuus oli yleensä suurinta keväällä ja syksyllä. Etenkin Seinänsuun pumpaamolla vuodenaikavaihtelu oli voimakasta. Kuukausittaiset mediaaniarvot olivat suurimmat huhti-toukokuussa sekä loka-marraskuussa (kuva 68). Pienimmillään mediaaniarvot olivat alkuvuodesta ja kesällä eli vähävetiseen aikaan. Pajuluomalla kuivatusvesien sähkönjohtavuus vaihteli vain vähän vuodenaikojen mukaan (kuva 69). Pajuluomalla sähkönjohtavuus oli pienin elokuussa.

Pumpattujen kuivatusvesien sähkönjohtavuuden ja pH:n välillä oli selvä korrelaatio (kuva 70). Kun pH oli alhainen, sähkönjohtavuus oli korkeimmillaan eli elektrolyyttien määrä oli suurimmillaan. Happamilta sulfaattimailta tulevat elektrolyytit ovat lähinnä metalli- ja sulfaatti-ioneja. pH ja sähkönjohtavuus kuvastavatkin sulfaattimaiden kuivatuksesta johtuvia ongelmia eli happamuutta ja siihen liittyviä korkeita metallipitoisuuksia.

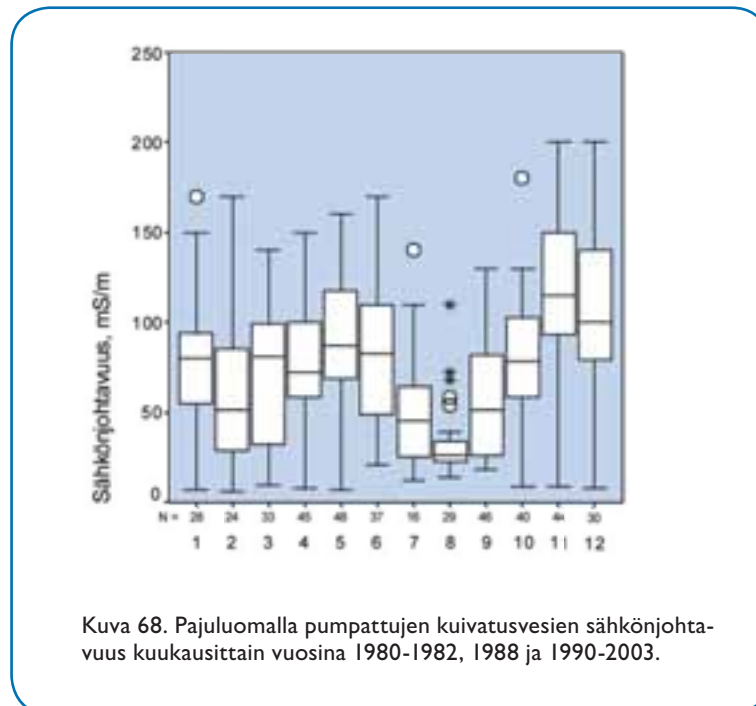




Kuva 66. Pajuluomalla pumpattujen kuivatusvesien sähkönjohtavuuden mediaani, fraktiilit ja poikkeavat arvot vuosina 1980-1982, 1988 ja 1990-2003.

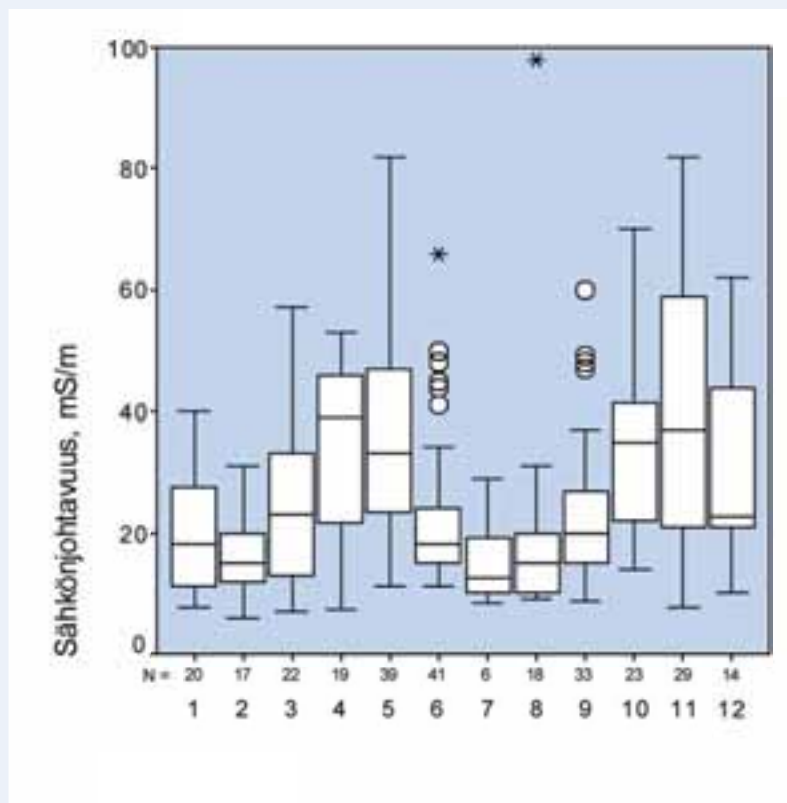


Kuva 67. Seinänsuulla pumpattujen kuivatusvesien sähkönjohtavuuden mediaani, fraktiilit ja poikkeavat arvot vuosina 1985-1988 ja 1992-2003.

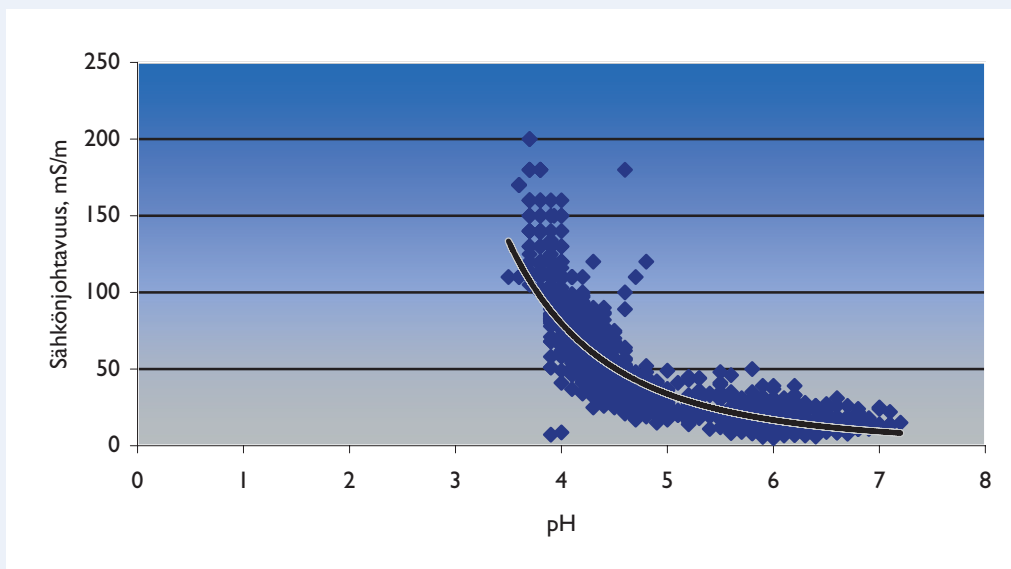


Kuva 68. Pajuluomalla pumpattujen kuivatusvesien sähkönjohtavuus kuukausittain vuosina 1980-1982, 1988 ja 1990-2003.

Pumpattujen kuivatusvesien metallipitoisuudet olivat hyvin korkeita (taulukko 16). Metallipitoisuudet ja sähkönjohtavuus olivat suurimmillaan happamimmissa oloissa poikkeuksena rauta, joka saostuu veden ollessa hapanta. Erityisen suuria pitoisuuksia oli raudalla, alumiinilla, mangaanilla, sinkillä ja nikkellillä. Suurten pitoisuuksien ja samanaikaisen happamuuden vuoksi pumpatut kuivatusvedet olivat eliöstölle vaarallisia. Kuivatusvedet olivat kaloille pahimmillaan kuolettavia pelkästään happamuuden takia, sillä esimerkiksi särki ei kestä alle 4,2 pH:ta (Kilpinen 2002). Happamuus vaikuttaa metallien esiintymismuotoon, minkä vuoksi metallien myrkyllisyys vaihtelee. Alumiinipitoisuus oli 26.6.2003 usealla pumpaamalla huomattavasti suurempi tai jopa moninkertainen verrattuna suurimpaan koskaan todettuun pitoisuuteen Kyrönjoen pääuomassa (4780 µg/l). Pumpattujen kuivatusvesien alumiinipitoisuus oli vaaraksi eliöstölle, sillä esimerkiksi kaloille alumiinipitoisuus 100-500 µg/l voi aiheuttaa fysiologisia muutoksia tai jopa kuoleman, vaikka pH-taso olisi selvästi kalalajin sietorajan yläpuolella (Vuori 2004). Myös herkillä vesihyönteisillä, kuten monilla päivänkorennoilla ja koskikorennoilla sekä eräillä vesiperhosen toukilla voi humusvesissä esiintyä myrkytysoireita alumiinipitoisuuden tasolla 2000 µg/l pH:n ollessa 5,5 (Vuori 2004). Sinkin ja nikkelin pitoisuudet olivat enimmillään niin suuria, että ne ovat vesieliöille tappavia jo lyhyen altistuksen aikana. Naturvårdsverketin (1999) mukaan vesieliöt voivat kuolla, jos sinkkipitoisuus on yli 300 µg/l tai nikkelpitoisuus on yli 225 µg/l, vaikka altistusaika olisi lyhyt. Pajuluomalla sekä sinkin että nikkelin pitoisuus ylitti edellä mainitut riskirajat 26.6.2003, jolloin myös muut metallipitoisuudet olivat korkeita ja pH alhainen. Tiekissä sinkkipitoisuus ylsi riskirajalle kesäkuun 2003 havaintokerralla. Kupari- ja kadmiumpitoisuudet olivat korkeimmillaan niin suuria, että riskit biologisiin vaikutuksiin ovat ilmeisiä (Naturvårdsverket 1999). Kuivatusvesistä tutkituista metalleista ainoastaan arseenin ja kromin pitoisuus oli niin pieni, että riski biologisille vaikutuksille on vähäinen.



Kuva 69. Seinänsuulla pumpattujen kuivatusvesien sähkönjohtavuus kuukausittain vuosina 1985-1988 ja 1992-2003.



Kuva 70. Pumpattujen kuivatusvesien sähkönjohtavuus pH:n suhteen. Aineistoon on sovitettu regressiokäyrä ( $y=16619x-3,8512$ ,  $R^2=0,793$ ,  $p<0,001$ ). Kuvassa on Halkosaaren, Kuokkajärven, Iskalan, Pajuluoman, Seinänsuun ja Tieksin analyysitulokset vuosina 1980-2003 (n=1137)

Taulukko 16.

Pumpattujen kuivatusvesien metallipitoisuudet, pH ja sähkönjohtavuus 18.12.2002 ja 26.6.2003. Pajuluoman pumppaamon käyttö perustuu Seinäjoen suuosan oikaisun lupaan (LSVEO 8.2.1968) ja aineisto esitetään tässä vertailun takia.

Paikka	Aika	Alumiini µg/l	Arseeni µg/l	Kadmium µg/l	Kromi µg/l	Kupari µg/l	Mangaani µg/l	Nikkeli µg/l	Rauta µg/l	Sinkki µg/l	pH	sähkön- johtavuus
Seinänsuu	18.12.2002	360	2,1	<0,05	<1	7,4	150	3,2	2800	12	6,4	18
Seinänsuu	26.6.2003	2300	1,1	0,32	<1	6,9	1700	51	710	120	4,7	27
Tieksi	26.6.2003	12000	2,2	0,69	<1	17	4400	170	1300	300	4,3	64
Munakka	18.12.2002	1400	4,2	0,09	1,8	5,9	2000	15	41000	16	6,7	63
Munakka	26.6.2003	7000	1,7	0,5	<1	12	2000	110	1900	190	4,4	47
Halkosaari	18.12.2002	520	2	<0,05	<1	8,9	410	4	5500	12	6,2	18
Halkosaari	26.6.2003	7000	<1	0,55	1,1	11	2300	110	1000	190	4,3	46
Iskala	18.12.2002	680	2,5	<0,05	1,6	4,8	1000	5,9	15000	9	5,9	21
Iskala	26.6.2003	2100	<1	0,31	1	4,7	1000	45	1400	90	4,5	25
Pajuluoma	18.12.2002	410	1,8	<0,05	<1	15	88	2,3	2700	9	6,2	7,9
Pajuluoma	26.6.2003	29000	2,5	1,3	2,5	37	12000	340	4500	700	3,7	140

### Pumpattujen kuivatusvesien vaikutus Kyrönjokeen

Kuivatusvedet olivat usein hyvin happamia kaikilla pumppaamoilla. Kuivatusvesien suuri sähkönjohtavuus ilmentää niiden korkeaa sulfaatti- ja metallipitoisuutta. Pumpattujen kuivatusvesien laatu oli merkittävästi heikompaa kuin Kyrönjoen. Pumpaamoille johdettujen kuivatusvesien sähkönjohtavuus oli toisinaan yli 10-kertainen ja metallipitoisuus moninkertainen pääuomaan verrattuna, ja on selvää, että pumpatut kuivatusvedet heikensivät Kyrönjoen veden laatua. Pumpattujen kuivatusvesien määrä suhteessa pääuomassa olevan veden määrään ratkaisee, kuinka suuri pumppaamoilta johdettujen vesien vaikutus on. Lax ym. (1998) selvittivät titrauskokeilla, että happaman veden aikaan pH voi tippua viiden alle, kun kuivatusvesien määrä on 5-10 % Kyrönjoen virtaamasta. Ongelmallisimpia tilanteita ovat tulvan loppuvaihe ja muut sellaiset ajankohdat, jolloin virtaama joessa on verrattain pieni, veden puskurikyky on alhainen ja pumppaamot ovat käynnissä.

Pengerrysalueilta pumpattavan veden huono laatu johtuu rikkipitoisten alunamaiden kuivatuksesta. Muun muassa Rintalan pengerrysalueen historiallisen rikkihuuhoutuman on osoitettu olleen seurausta kuivatuksista, joita on tehty viimeisten vuosien aikana (Österholm & Åström 2002, Österholm ym. 2003). Kuivatus on edelleen tehostunut pengerrysten ja pumppaamoiden takia, minkä seurauksena olosuhteet happamien yhdisteiden synnylle ovat parantuneet ja riski veden laadun ongelmiin on kasvanut. Pumppaamoiden ja pengerrysten käytön seurauksena viljelyalueet kuivuvat keväällä nopeammin kuin ennen (Österholm ym. 2005) ja pysyvät satokautena pidempään ja tehokkaammin kuivina. Koska pumppaamot tehostavat kuivatusta, pumppaamisesta aiheutuu happamuus- ja metallikuormitusta. Kuivatussyvyyttä ei ole tarkoitus lisätä pumppaamalla, mutta peltojen painuminen ja kuluminen voivat kuitenkin johtaa kuivatussyvyyden lisäämiseen viljelyn turvaamiseksi. Jos kuivatussyvyyttä lisätään pumppaamalla, tämä edelleen lisää happamuus- ja metallikuormitusta. Toisaalta kuivatussyvyyttä on Seinäjoen uomassa sitä vastoin vähennetty, sillä Seinänsuun pumppaamo estää joen suulla vedenpinnan laskemisen kuivina aikoina niin alas kuin aikaisemmin. Tosin vedenpinnan noston vaikutus rajoittuu vain uoman lähituntumaan eikä ulotu korkeammalla sijaitseviin varsinaisiin kuivatusojiin (Vesi-Hydro 1992). Koska kuivatussyvyydestä ja veden laadusta ei ole riittävästi aineistoa penkereiden ja pumppaamojen rakentamista edeltävältä ajalta ja koska rakentaminen on vaikuttanut kuivatussyvyyteen kahtalaisesti, ei voida varmuudella tietää, onko rakentamisesta aiheutunut veden laadulle enemmän haittaa vai hyötyä Rintalan alueella (Österholm ym. 2005).

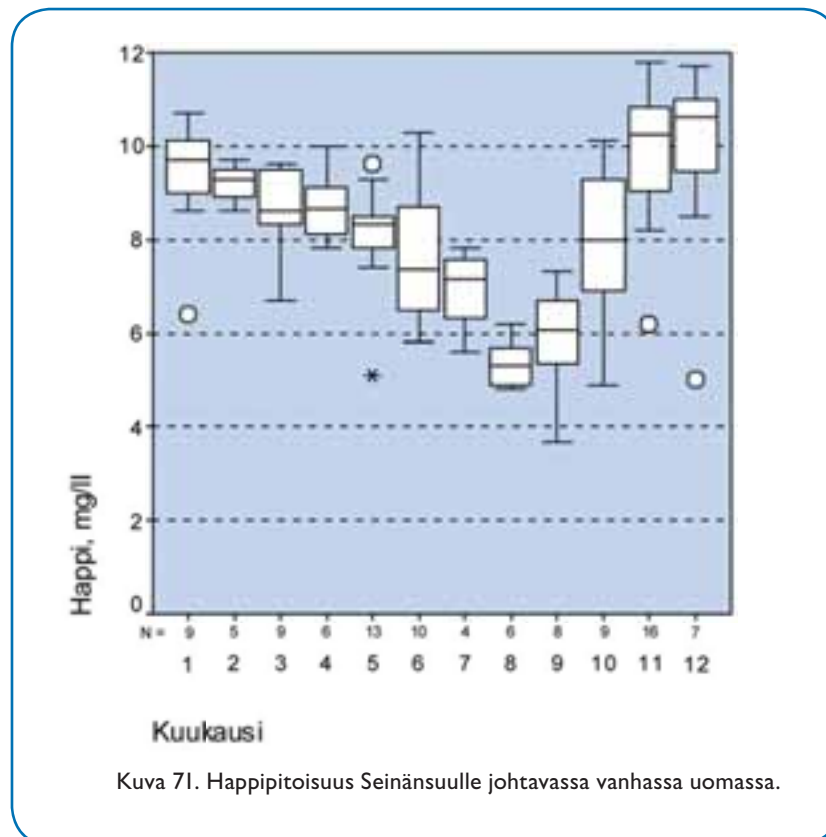
Kuivatusalueiden pengertäminen luo viljelijöille mahdollisuuden uusiin kuivatushankkeisiin, jotka pahentavat happamuusongelmaa. Ennen penkereiden raken-

tamista sato oli vaarassa jäädä nykyistä useammin tulvan alle, mutta nyt, kun sadon aikaiset tulvat ovat harvinaistuneet, viljelijöillä on entistä paremmat edellytykset ryhtyä uusiin kuivatushankkeisiin. Suurimpiin pengerrystöiden jälkeisiin kuivatus-toimiin lukeutuu Sotaojan perkaus Rintalan pengerrysalueella. Tosin pengerrysalueet ovat olleet suurimmilta osin ojitettuja jo ennen pengerrystöitä (Alasaarela 1980) ja esimerkiksi Rintalan pengerrysalueesta lähes 80% oli salaojitettu ennen pengerrys-alueen käyttöönottoa (Vesi-Hydro 1992).

Kuivatusalueiden veden laatu on heikkoa sen maaperän suuren rikki- ja alhaisen hiilipitoisuuden vuoksi (Österholm & Åström 2002). Heikkolaatuisinta vettä tulee happamilta sulfaattimailta, joita on pelkästään Rintalan pengerrysalueella arviolta 5-10% koko Kyrönjoen valuma-alueen happamien sulfaattimaiden pinta-alasta (Österholm ym. 2005). Kauempana valuma-alueella vesi on selvästi parempilaatuista kuin pengerrytyillä kuivatusalueilla. Pumpattavan veden määrän vähentämiseksi kuivatusalueille ei päästetä ylempää valuma-alueelta tulevaa suhteellisen hyvälaatuista vettä, vaan ne johdetaan eristysojia myöden jokeen. Eristysojien kautta purkautuva parempilaatuinen vesi laimentaa siis kuivatusalueelta tulevaa vettä vasta joessa, kun taas aiemmin laimentuminen on tapahtunut jo puroissa ja ojissa. Eristysojien rakentamisen seurauksena jokeen päätyy merkittävästi happamampaa vettä kuin aikaisemmin ja tällä voi olla paikallista merkitystä.

#### **Seinänsuun pumppaamolle johtavan vanhan uoman happitilanne**

Seinäjoen alaosan happipitoisuus vaihteli välillä 3,7-11,8 mg/l (kuva 71). Yleensä happitilanne oli paras marras-joulukuussa ja heikoin elo-syyskuussa. Happipitoisuus oli alle 4 mg/l yhtenä havaintokertana syyskuussa 2002. Tuolloin oli ollut jo pitkään hyvin lämmintä ja kuivaa, minkä vuoksi veden lämpötila oli korkea (Seinänsuu 16,5°C) ja joissa oli vain vähän vettä (virtaama Hanhikoskella 5,8 m<sup>3</sup>/s). Happipitoisuus laski Seinäjoen alaosalla tavallisesti alhaisimmilleen loppukesällä, jolloin happea kuluu mm. vesikasvien hajoamiseen. Loppukesällä vesi on varsin lämmintä ja hajoamistoiminta vilkasta. Seinäjoen alaosalla happi käy vähiin hajotustoiminnan seurauksena, koska veden vaihtuvuus on heikkoa verrattuna tilanteeseen, jolloin Seinäjoen suuosan oikaisu-uomaa ei ollut rakennettu. Seinäjoen alaosaan johdetaan säännöstelypadon kautta vettä noin 0,25 m<sup>3</sup>/s. Happipitoisuus on pysynyt yli 6 mg/l kaikkina tammi-, helmi-, maaliskuu-, huhti- ja marraskuun havaintokertoina. Happipitoisuuden taso on alimmillaan ollut huolestuttava, sillä esimerkiksi hauen, ahvenen ja kuhan viihtymisen raja on 5-6 mg/l (Kilpinen 2002).



Kuva 71. Happipitoisuus Seinänsuulle johtavassa vanhassa uomassa.

## 6.7

### Automaattinen seuranta 1999-2003 – virtaamat ja happamuus sekä pengerrysalueiden kuivatusvesien ja lyhytaikaissäätönsäätelyn vaikutukset

#### 6.7.1

##### Aineisto ja menetelmät

##### Automaattinen veden laadun ja virtaaman seuranta Kyrönjoella

Kyrönjoen veden laatua ja virtaamaa seurataan automaattisella tunnin välein tapahtuvalla mittauksella. Veden laatua seurataan joen varrella kuudella automaattiasemalla sekä kuudella pumppaamolla (taulukko 17, kuva 72). Virtaamaa mitataan Hanhikoskella ja Skatilassa sekä pumppaamoilla. Asemilta tiedot siirtyvät automaattisesti Länsi-Suomen ympäristökeskuksen tietokantaan. Aineiston analysointiin on kehitetty Kyrönjoen pH-malli –ohjelma. Asemat ovat valmistuneet eri aikoina vuodesta 1998 lähtien (taulukko 17). Veden laatuanalyysien valikoima eri asemilla vaihtelee ja niissä on vaihtelua myös ajan suhteen, kun uusia analyysijä on otettu käyttöön ja toisia on poistettu. Automaattinen veden laadun seuranta tässä mittakaavassa luonnonvesissä on Suomessa uutta ja pilottiluonteista, minkä vuoksi siihen on liittynyt runsaasti erilaista kehitystyötä sekä laitteistojen kalibrointia ja huoltoa. Näistä syistä tai esimerkiksi ukkosten aiheuttamista käyttökatkoksista johtuen tulokset sisältävät virheitä. Tyypillisiä virheitä ovat esimerkiksi tilanteet, jossa pH voi olla 0 tai se voi pysyä luonnottoman pitkän aikaa samana tai toisaalta muuttua epäluonnollisen nopeasti. Osa virheistä kyetään poistamaan tulosten käsittelyyn kehitetyllä ohjelmalla tai visuaalisen tarkastelun perustella. Tuloksissa on kuitenkin jonkin verran myös tasovirheitä eli mitta-asemien tulokset eivät täsmää laboratorioanalyysien kanssa. Tämän vuoksi myös tässä raportissa esitettävissä tuloksissa saattaa esiintyä jonkin





0 10 20 km

© Maanmittauslaitos Lupa nro 7/MYY/05  
© Genimap Oy, Lupa L4659/02 ©SYKE

Kuva 72. Automaattinen veden laadun ja virtaaman seuranta Kyrönjoen vesistössä.

verran virhearvoja. Raportissa kuvatut ajanjaksot on valittu siten, että ne kuvaavat mahdollisimman hyvin kulloinkin tarkasteltua ilmiötä ja toisaalta siten, että niihin sisältyy mahdollisimman vähän virheitä tai ne ovat käsiteltävän ilmiön vaikutusten arvioinnin kannalta olennaisia. Aineisto on myös ensin läpikäyty ja selvät virhearvot poistettu.

Automaattisen seurannan avulla saadaan runsaasti uutta tietoa Kyrönjoen veden laadusta, ääriarvoista ja etenkin lyhytaikaisista muutoksista. Näiden avulla veden laatua sekä siihen vaikuttavien tekijöiden merkitystä pystytään arvioimaan selvästi aiempaa tarkemmin. Jatkossa mitta-asetilla tuleekin olemaan tärkeä osa Kyrönjoen veden laadun seurannassa. Tässä kappaleessa tarkastellaan happamuutta ja virtaamia, koska niistä on kattavimmin olemassa tuloksia. Kiintoaine- mittaauksia on lisäksi hyödynnetty luvussa 6.2.

Taulukko 17.

Kyrönjoen (Pajuluoma ja Kiikku Seinäjoessa) vedenlaadun automaattisten mitta-asettien (ylhäällä pääuoman ja alhaalla pumppaamoiden asemat) analyysivalikoimat ja mittausten alkamisajankohdat.

	Nikkola	Kiikku	Malkakoski	Hanhikoski	Hiirikoski	Skatila
pH	23.6.1998	23.6.1998	29.4.2003	23.6.1998	23.6.1998	23.6.1998
lämpötila	23.6.1998	23.6.1998	29.4.2003	23.6.1998	23.6.1998	23.6.1998
sähkönjohtavuus	23.6.1998	23.6.1998	29.4.2003	23.6.1998	23.6.1998	23.6.1998
sameus			29.4.2003	22.8.2001-2.2.2003	23.6.1998-22.8.2001	24.8.2001
kiintoaine			29.4.2003	22.8.2001-2.2.2003	23.6.1998-22.8.2001	24.8.2001
klorofylli-a			12.5.2003			

	Tieksi	Seinänsuu	Munakka	Halkosaari	Iskala	Pajuluoma
pH	30.6.1998	23.6.1998	23.6.1998	1.1.1999	23.6.1998	30.6.1998
lämpötila	30.6.1998	23.6.1998	23.6.1998	18.4.1999	23.6.1998	23.6.1998
happi		23.6.1998-5.6.2002				

### Aineiston käsittely

Kyrönjoen mitta-asetilta ja pumppaamoilta saatu numeerinen veden laatu- ja virtaama-aineisto käsiteltiin Excel-taulukkolaskentaohjelmalla. Mittauslaitteista johtuvien mittausvirheiden vuoksi virheellisiä havaintoja jouduttiin poistamaan huomattavasti. Kyrönjoen automaattiasemien osalta alle 4 ja yli 8 pH-arvot katsottiin virheellisiksi. Pumppaamoilta tulevien pengerrysalueiden kuivatusvesien päivittäiset virtaamat laskettiin Kyrönjokeen Ylistarossa laskevien Haapajyrän ja Kainastonluoman valuma-alueiden valumatietojen perusteella, sillä pumppaamoilta saadut virtaamatiedot olivat virheellisiä. Pengerrysalueilta Kyrönjokeen tulevat virtaamat laskettiin kertomalla niiden valuma-alueiden pinta-alat edellä mainituilla valumatiedoilla. Lupaehtojen (LSVEO 10.06.1994, lupaehto 22) mukaan Rintalan pengerrysalueelta Kuokkajärven ja Seinänsuun pumppaamojen kautta tulevien kuivatusvesien osuus Kyrönjoen virtaamasta ei saa ylittää 5 %. Kyrönjoen virtaama Munakassa Kuokkajärven ja Seinänsuun pumppaamojen alapuolella saatiin laskemalla yhteen Pitkämön juoksutus, Kauhajoen ja Jalasjoen Pitkämön altaan ohittanut virtaama sekä Pitkämön ja Munakan välisellä osuudella Kyrönjokeen laskevien purojen ja pumppaamojen virtaamat. Pitkämön sekä sen Kauhajokea ja Jalasjokea pitkin ohittaneiden vesien katsottiin virtaavan Munakkaan noin vuorokaudessa, joten niiden virtaamatiedot siirrettiin päivällä eteenpäin. Pitkämön ja Munakan välisen osuuden purojen valuma-alueilta (valuma-alueet 42.032, 42.033, 42.034, 42.035, 42.036, 42.037, 42.038 ja 42.039; pinta-ala yhteensä 614 km<sup>2</sup>) tulevat virtaamat laskettiin Kainastonluoman valumatietojen perusteella kuten pengerrysalueille. pH:n keskiarvoja laskettaessa pH-arvot muutettiin ensin vetyionikonsentraatioiksi kaavalla

$$\text{vetyionikonsentraatio} = 10^{\text{pH}}$$

Vetyionikonsentraatioiden keskiarvot palautettiin pH-arvoiksi ottamalla niistä 10-kantainen logaritmi. Pumppaamovesien alkaliteetin vaikutusta keskimääräisen pH:n muodostumiseen ei tässä yhteydessä voitu ottaa huomioon. Kyrönjokeen pengerrysalueilta pumppaamojen kautta tulevien kuivatusvesien keskimääräisiä pH-arvoja laskettaessa kuivatusvesien pH-arvot painotettiin pengerrysalueiden pinta-aloilla.

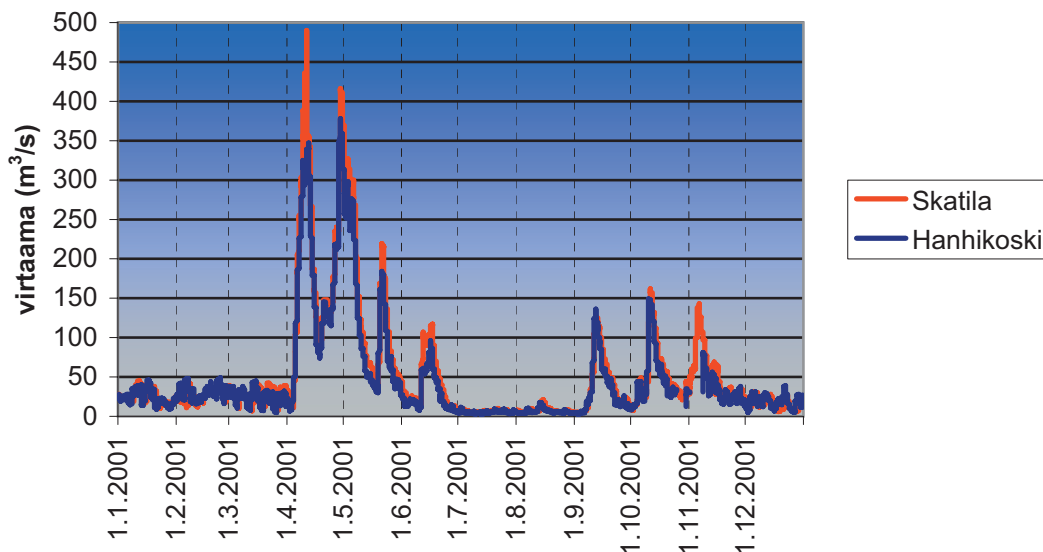
## Tulokset ja tulosten tarkastelu

### Virtaaman vaihtelu Kyrönjoessa

#### Lyhytaikaissäännöstelyn vaikutukset Kyrönjoen virtaamiin

Kyrönjoen vesistön yläosalla sijaitsevilla Kyrkösjärven, Pitkämön ja Kalajärven voimalaitoksilla harjoitetaan sekä vuosi- että lyhytaikaissäännöstelyä. Tekojärvet pidetään kesällä ja syksyllä täynnä ja talven aikana veden pintaa lasketaan siten, että alin vedenkorkeus saavutetaan maaliskuun lopulla (Savea-Nukala ym. 1997). Altaat täytetään uudelleen kevättulvan aikana. Seinäjoen yhtymäkohdan yläpuolisella osuudella Kyrönjoen virtaamaa säätelee ainoastaan Pitkämön voimalaitos. Kyrkösjärven vedet laskevat Kyrönjokeen pääosin Seinäjoen oikaisu-uomaa ja vähemmässä määrin niin sanottua vähävetistä uomaa pitkin, johon virtaavaa vesimäärää säädellään padolla. Seinäjoen laskukohdan alapuolisen Kyrönjoen virtaamaan vaikuttaa siten sekä Pitkämön että Kyrkösjärven altaan säännöstely. Kalajärven vedet laskevat pääosin Kyrkösjärven kautta Kyrönjokeen, eikä Kalajärven säännöstely siten näy suoraan Kyrönjoessa. Lyhytaikaissäännöstelyä harjoitetaan sähköntuotannon tarpeisiin, minkä vuoksi juoksutukset ovat suurimmillaan arkipäivisin päivällä ja pienimmillään yöllä sekä viikonloppuisin. Kyrönjoen alaosalla Hiirikosken voimalaitos harjoittaa lyhytaikaissäännöstelyä. Hiirikosken säännöstelyn vaikutus on huomattavasti lievempi kuin Kyrönjoen yläosan tekojärvien, sillä voimalaitos käyttää vain osan Kyrönjoen vedestä. Sillä on kuitenkin merkitystä vähävetisinä aikoina, jolloin suuri osa virtaamasta kulkee voimalaitoksen kautta.

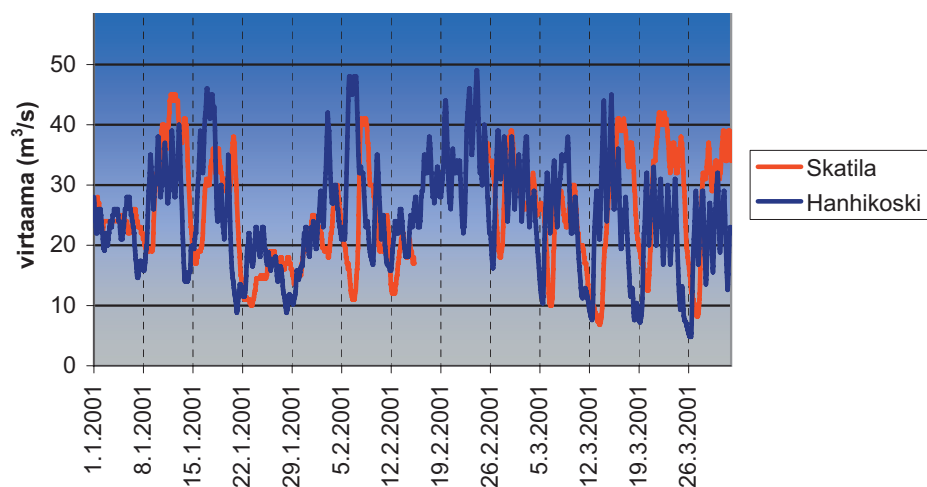
Lyhytaikaissäännöstely vaikuttaa huomattavasti Kyrönjoen pääuoman virtaamaan pienillä ja keskisuurilla virtaamilla. Tulva-aikoina, lähinnä keväällä ja yleensä myös syksyllä, virtaaman määräävät sateet ja lumen sulaminen (kuva 73).



Kuva 73. Kyrönjoen virtaama Hanhikoskella ja Skatilassa vuonna 2001.

Lyhytaikaissäätö ei näy Kyrönjoen keskivirtaamissa, vaan nopeina jaksotaisina virtaaman muutoksina keskivirtaamilla ja alivirtaamilla. Voimakkainta sääntöselyn vaikutus on yleensä talvisin, jolloin sähköntarve on suurimmillaan. Vaikka vaikutukset olivat kesällä yleensä lievempiä johtuen pienistä vesimääristä, olivat ne yhtä voimakkaita kuin talvella, mikäli virtaama mahdollisesti tehokkaan lyhytaikaissäätöselyn. Arkipäivien juoksutusaallot näkyvät viiveellä selvinä huippuina ensin Hanhikosken ja myöhemmin vaimentuneina Skatilan virtaamassa (kuva 74). Virtaamapiikkien perusteella vesi virtaa Kyrönjoessa keskialivirtaamalla noin 1,5 vuorokaudessa, keskivirtaamalla 1,0 vuorokaudessa ja keskiylivirtaamalla 0,5 vuorokaudessa 55 km matkan Hanhikoskelta Skatilaan. Keskimääräinen juoksutusaallon nopeus välillä Hanhikoski-Skatila on siten vastaavasti noin 1,5 km/h, 2,3 km/h ja 4,6 km/h. Arkipäivien juoksutusten vuoksi vuorokauden ylin virtaama on Hanhikoskella tiistaisin-lauantaisin usein 1,5–2 -kertainen vuorokauden alimpaan virtaamaan verrattuna. Arkipäivien juoksutukset aiheuttavat usein luokkaa 10–15 m<sup>3</sup>/s virtaaman vaihtelun Hanhikoskelle. Viikonloppujen vähäinen juoksutus näkyy viiveellä huomattavina virtaaman laskuina Hanhikoskella ja Skatilassa. Viikonloppujen juoksutustaukojen vuoksi virtaama on Hanhikoskella tiistaisin-lauantaisin usein 2–4 -kertainen sunnuntaiseen-maanantaiseen virtaamaan verrattuna. Vastaavasti virtaama Skatilassa keskiviikkoisin-sunnuntaisin on myös 2–4 -kertainen maanantaiseen-tiistaiseen virtaamaan verrattuna. Viikonloppujen juoksutustauot aiheuttavat usein keskimäärin 20–30 m<sup>3</sup>/s virtaaman vaihtelun Hanhikoskelle ja Skatilaan. Hiirikosken lyhytaikaissäätöselyn vaikutus on niin vähäinen, ettei se juuri näy Skatilan virtaamissa.

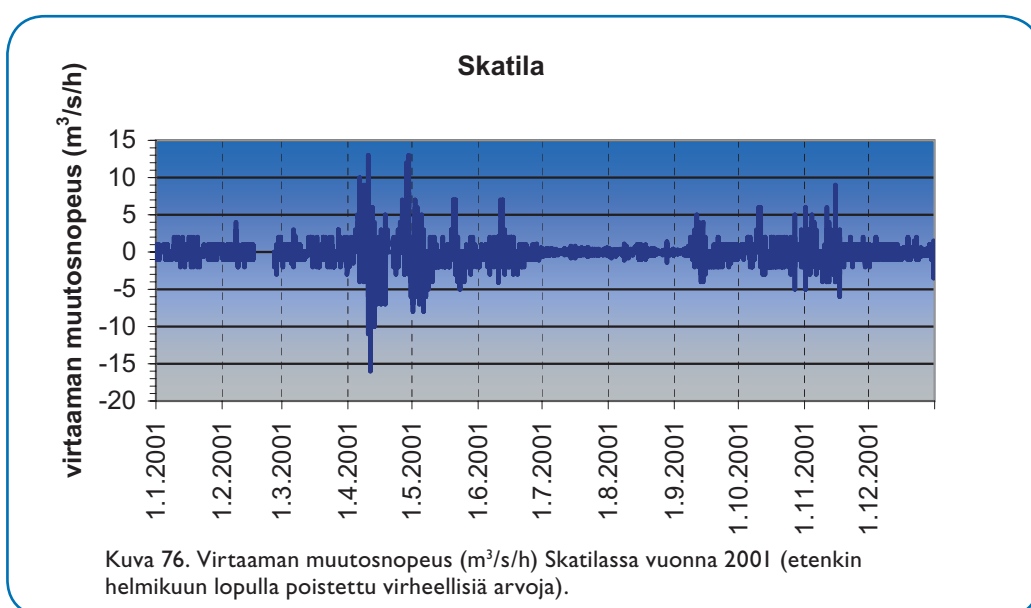
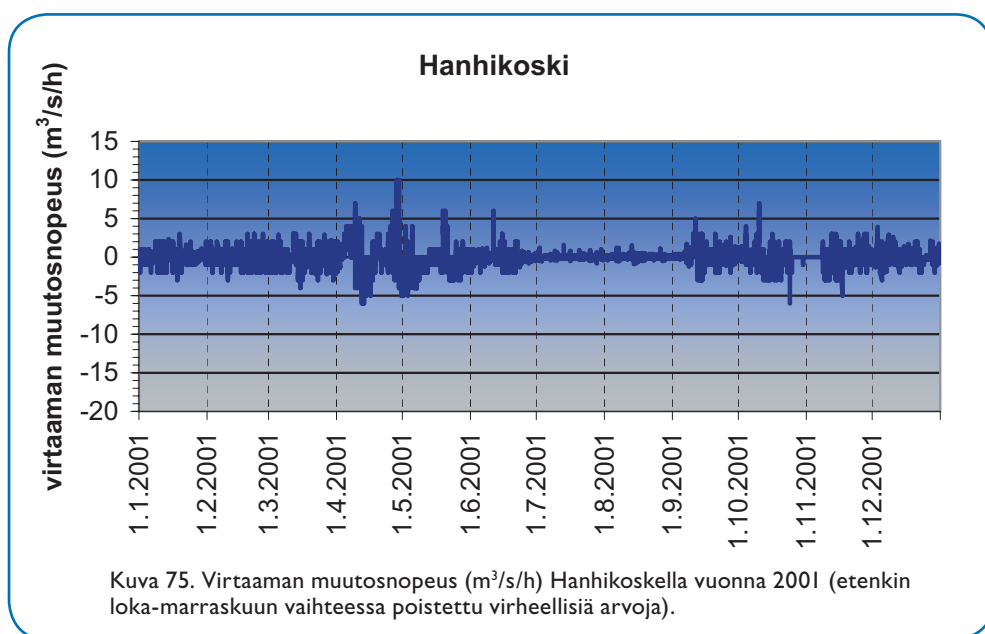
Suuret virtaaman vaihtelut heikentävät vesieliöstön elinmahdollisuuksia ja lisäävät uoman eroosiota. Koiviston (2004) mukaan Malkakosken alapuolella vuonna 2003 havaittu eroosio johtuu todennäköisesti pengerrysten ja lyhytaikaissäätöselyn yhteisvaikutuksesta. Suuret virtaaman vaihtelut ovat haitallisia muun muassa nahkiaisien toukille (Koli 1998). Lyhytaikaissäätöselyllä on kuluttava vaikutus rantavyöhykkeeseen ja se voi aiheuttaa kriittisiä tilanteita myös veden laadun suhteen esimerkiksi muuttamalla jätevesien ja/tai pumppaamojen happamien kuivatusvesien laimennussuhdetta epäedullisesti.



Kuva 74. Kyrönjoen virtaama Hanhikoskella ja Skatilassa tammi-maaliskuussa 2001 (pystyviivat ovat maanantain klo 00.00 kohdalla).

### Virtaaman vaihtelun nopeus

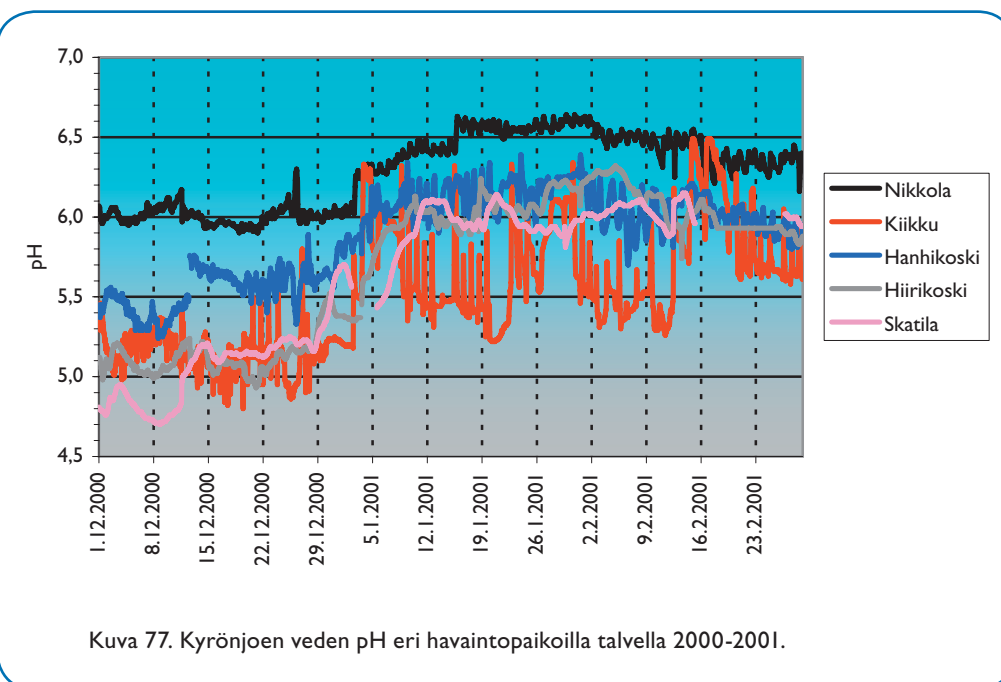
Kyrönjoen virtaaman vaihtelu on talvisin voimakkaan lyhytaikaissäännöstelyn vuoksi yleensä nopeampaa kuin kesäisin (kuvat 75 ja 76). Virtaaman muutosnopeus on keski- ja alajuoksulla talvisin yleensä alle  $2 \text{ m}^3/\text{s}/\text{h}$  ja kesäisin alle  $1 \text{ m}^3/\text{s}/\text{h}$ . Lyhytaikaissäännöstelyn aiheuttamat virtaaman muutokset ovat nopeimpia yläjuoksulla ja tasaantuvat hieman alajuoksulle tultaessa. Nopeimmat virtaaman vaihtelut tapahtuvat Kyrönjoessa kuitenkin yleensä keväisin lumen sulamisen ja syksyisin syyssateiden aikana. Sateiden ja lumensulamisen aiheuttamat virtaamanmuutokset ovat puolestaan alajuoksulla yleensä nopeampia kuin yläjuoksulla. Yli  $5 \text{ m}^3/\text{s}/\text{h}$  muutosnopeuksia esiintyi Hanhikoskella ja Skatilassa vuosittain ajanjaksona 1999-2003, mutta vähintään  $10 \text{ m}^3/\text{s}/\text{h}$  muutosnopeuksia esiintyi ainoastaan vuosina 2001-2003. Yli  $15 \text{ m}^3/\text{s}/\text{h}$  muutosnopeus havaittiin ainoastaan kaksi kertaa; Skatilassa vuonna 2001 ja Hanhikoskella vuonna 2003.



Äkillisten virtaaman nousujen aikana virtaama Kyrönjoen yläjuoksulla voi olla ajoittain huomattavasti suurempi kuin alajuoksulla, Hanhikoskella ajoittain jopa yli 100 m<sup>3</sup>/s suurempi kuin samaan aikaan 55 km päässä alavirrassa Skatilassa. Vuosina 1999-2003 nopein virtaaman kasvu Kyrönjoessa havaittiin Hanhikoskella 10.6.2003 klo 10-11, jolloin virtaama nousi hetkellisesti 16 m<sup>3</sup>/s/h. Skatilassa suurin kasvunopeus havaittiin samana päivänä klo 22-23, jolloin virtaama kasvoi 12 m<sup>3</sup>/s/h. Nopein virtaaman lasku puolestaan havaittiin Skatilassa 11.4.2001 klo 16-17, jolloin virtaama laski hetkellisesti 16 m<sup>3</sup>/s/h. Hanhikoskella nopein virtaaman lasku havaittiin 1.4.2003 klo 02-03, jolloin virtaama laski 9 m<sup>3</sup>/s/h.

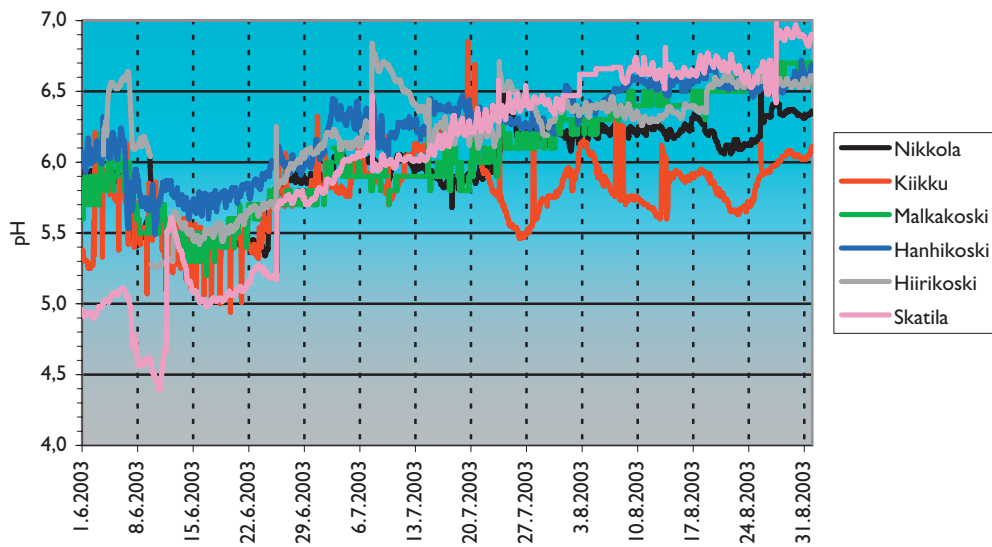
### Happamuuden vaihtelu Kyrönjoessa

Talvisin Kyrönjoen veden pH on etenkin suurten virtaamien aikana alhaisimmillaan joen alaosalla, mutta myös Seinäjoen alaosalla Kiikussa (kuva 77). pH:n päivätason vaihtelu on talvisin suurinta Seinäjoen alaosalla Kiikussa ja Kyrönjoen keskiosalla Hanhikoskella. Hanhikoskella vesi on pääosin Kyrönjoen yläosalta ja Seinäjoelta tulevan veden sekoitus, mikä näkyy pH:n vaihtelussa, joka on likipitään Nikkolan ja Kiikun pH:n vaihteluiden keskiarvo. Kyrönjoen alaosalla Hiirikoskella ja Skatilassa pH vaihtelee voimakkaasti virtaaman mukaan, mutta lyhytjaksoinen pH:n päivätason vaihtelu ei ole niin suurta kuin yläjuoksulla. Alajuoksulla pH:n päivätason vaihtelua tasoittaa sinne keski- ja alajuoksulta, etenkin säännöstelemättömiltä Lehmäjoelta ja Orismalanjoelta, tulevat vedet.



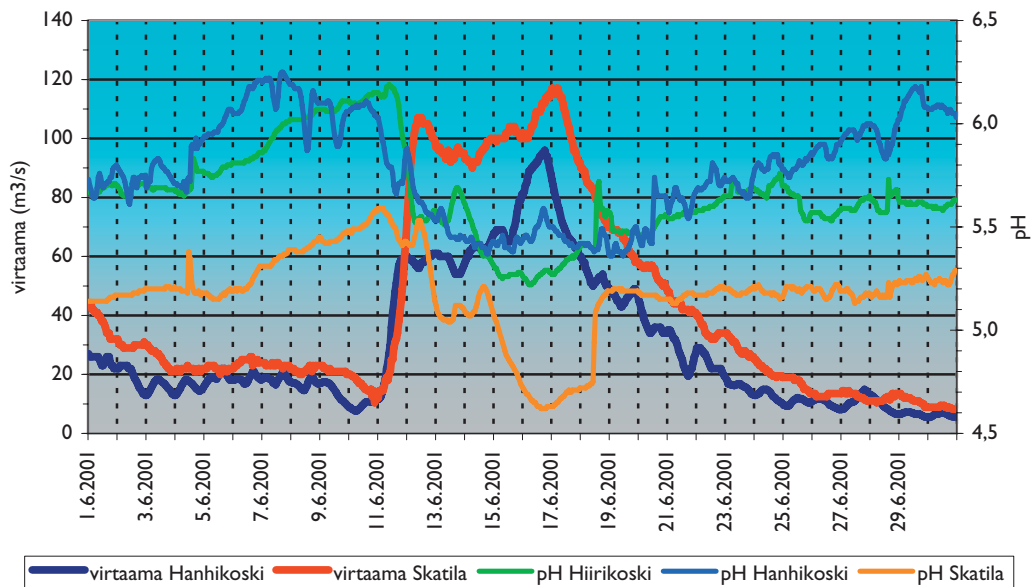
Kesäisinkin alimmat pH-arvot tavataan suurten virtaamien aikana alajuoksulla (kuva 78). Pienten virtaamien aikana alajuoksulla pH kuitenkin nousee jopa korkeammaksi kuin yläjuoksulla. pH:n nousun aiheuttaa mahdollisesti levätuotanto, jonka vuoksi Skatilassa havaitaan myös pH:n päivätason vaihtelun kasvavan kesän edetessä levätuotannon nostaessa pH:ta päivisin. pH:n päivätason vaihtelu on kuitenkin talven tapaan suurinta Kiikussa, mikäli tekojärvistä juoksetetaan vettä päivisin. Hanhikoskella pH:n päivätason vaihtelu on kesällä lievemmän lyhytaikais sääntelyyn vuoksi selvästi pienempää kuin talvella.





Kuva 78. Kyrönjoen veden pH eri havaintopaikoilla kesällä 2003.

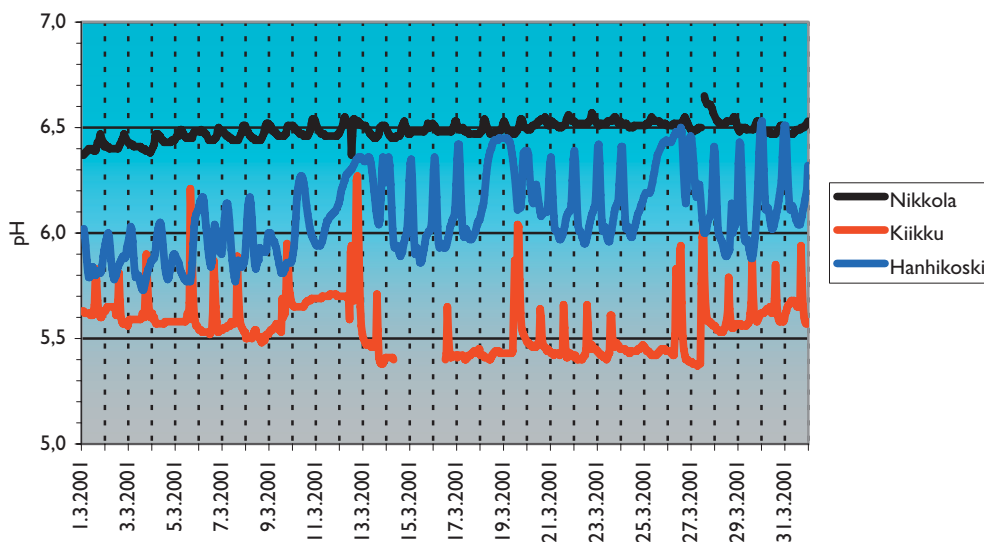
Kyrönjoen veden happamuuteen vaikuttaa tunnetusti virtaama (esim. Lax 1998). Sateet tai esimerkiksi lumensulaminen lisää alunamailta tapahtuvaa happamien yhdisteiden huuhtoutumista, minkä vuoksi veden pH pääuomassa laskee voimakkaasti (kuva 79). Voimakkaimmin pH laskee joen alaosalla happaman kuormituksen vaikutusten kumuloituessa ja puskurikyvyyn samalla vähetessä. Vastaavasti pH nousee jälleen nopeasti virtaaman laskiessa.



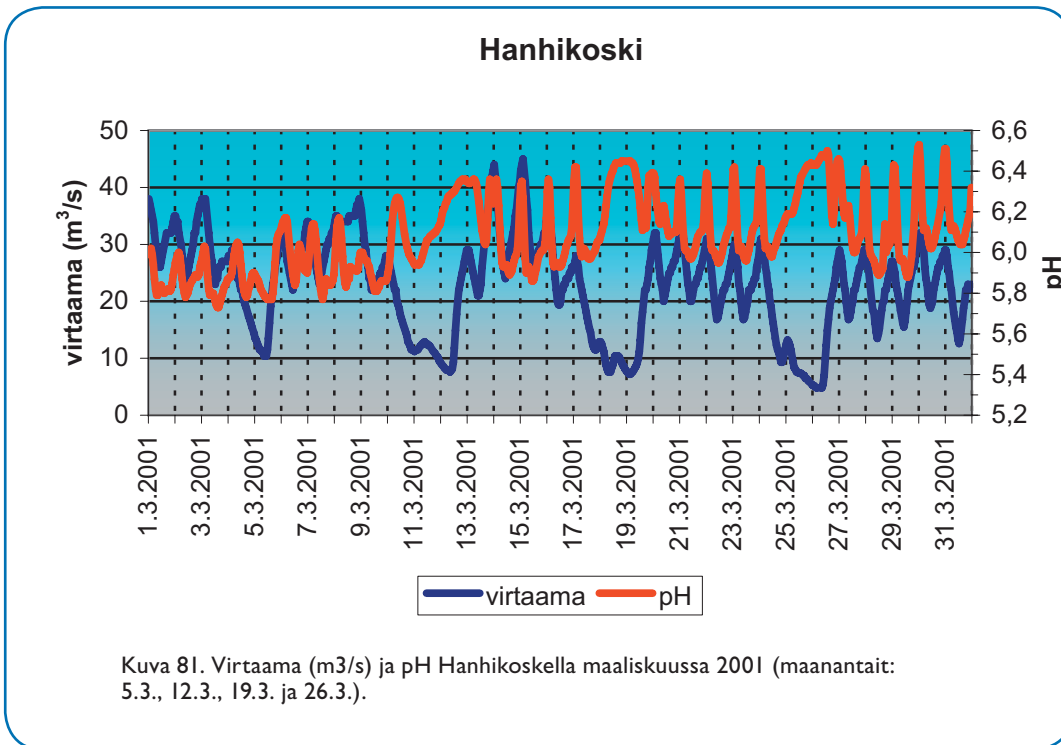
Kuva 79. Kyrönjoen virtaama ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) Hanhikoskella ja Skatilassa sekä pH Hanhikoskella, Hiirikoskella ja Skatilassa kesäkuussa 2001.

### Pumppaamoilta tulevien kuivatusvesien ja lyhytaikaissäätelyn yhteisvaikutus

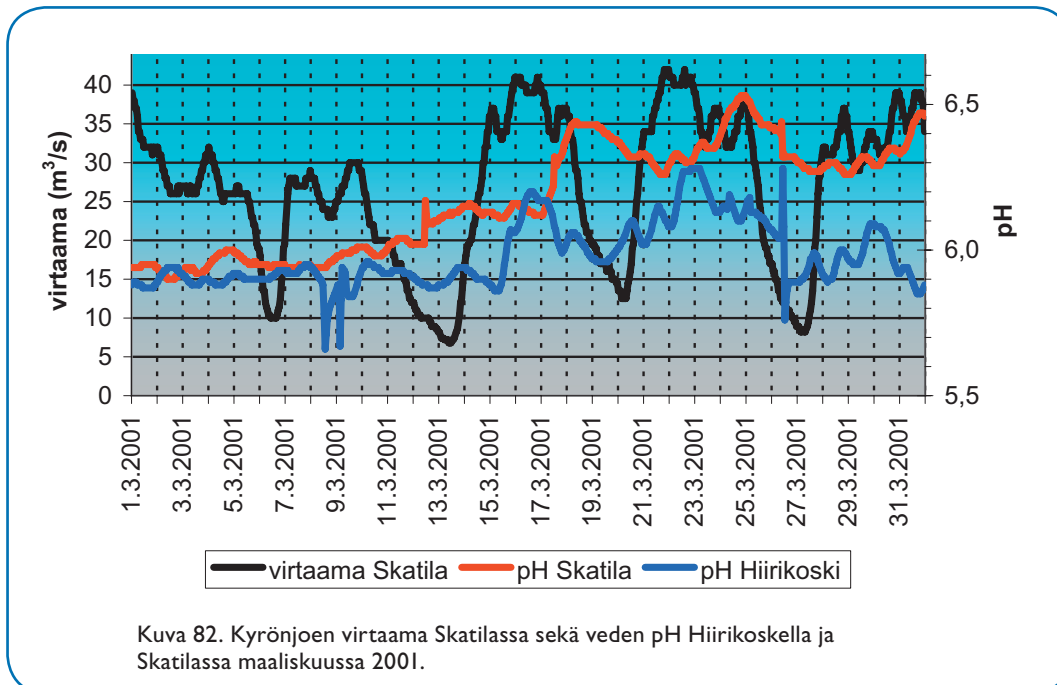
Pengerrysalueiden happamien kuivatusvesien ja tekoaltaista tulevien järvivesien virtaamasuhteen vaihtelu aiheuttaa talvella huomattavaa pH:n päivätason vaihtelua (kuva 80). Seinäjoen alaosalle virtaamasuhteen vaihtelusta aiheutuu jopa noin yhden ja Kyrönjoen keskiosalle 0,5 pH-yksikön pH:n päivätason vaihtelu. Kun altaiden juoksumäärä on vähäistä, kasvaa pengerrysalueilta tulevien happamien kuivatusvesien osuus. Altaista juoksetettava vesi on melko hyvälaatuista, vain lievästi hapanta järvivettä. Esimerkiksi Kyrkösjärvestä arkipäivisin juoksetettava vesi nostaa Seinäjoen alaosalla Kiikussa veden pH:ta päivisin, kun taas Pajuluoman pumppaamon hyvin happamat vedet laskevat sitä öisin ja viikonloppuisin. Lyhytaikaissäätelyn vuoksi pH nousee talvella virtaaman kasvaessa, eli ilmiö on päinvastainen kuin esimerkiksi kevättulvan yhteydessä. Kiikusta vesi virtaa pH-piikkien perusteella keskivirtaamalla noin 0,5 vuorokaudessa 17 km matkan Hanhikoskelle. Keskimääräinen juoksumäärän nopeus välillä Kiikku-Hanhikoski on siten keskivirtaamalla noin 1,5 km/h. Arkipäivien juoksumäärät näkyvät Kyrönjoen keskiosalla Hanhikoskella piikkeinä virtaamassa ja pH:ssa juoksumääriä seuraavina keskiöinä (kuva 81). Viikonloppuisin Kyrkösjärveltä juoksetetaan hyvin vähän vettä, minkä seurauksena happamien kuivatusvesien osuus Seinäjoen alaosalla kasvaa, eikä pH Kiikussa nouse lauantaisin ja sunnuntaisin. Hanhikosken virtaama on alhainen etenkin sunnuntaisin ja maanantaisin. Hanhikoskella pH alkaa viikonloppuisin nousta – toisin kuin Seinäjoen alaosalla – Kyrönjoen yläosalla Nikkolasta tulevan vain lievästi happaman veden alkaessa hiljalleen muodostaa pääosan virtaamasta, mutta happamat kuivatusvedet hidastavat pH:n nousua.



Kuva 80. Kyrönjoen veden pH Nikkolassa, Kiikussa ja Hanhikoskella maaliskuussa 2001.



Kyrönjoen yläjuoksun altaiden lyhytaikaissäännöstely näkyy voimakkaana alajuoksunkin virtaamissa (kuva 82). Myös pengerrysalueiden kuivatusvesien ja tekoaltaista tulevien järvivesien virtaamasuhteen vaihtelun aiheuttamat pH:n vaihtelut näkyvät myös alajuoksulla, tosin huomattavasti vaimentuneena. Hanhikoskella havaitut pH-pulsstit näkyvät vielä ajoittain heikkoina Hiirikoskella, mutta eivät juurikaan enää Skatilassa.

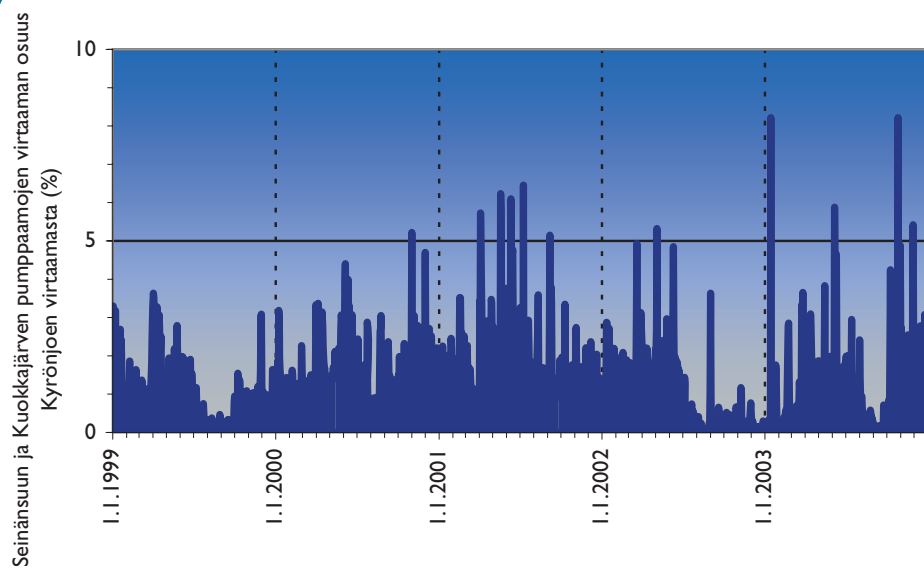


### **Kuivatusvesien määrän vaihtelun vaikutus Kyrönjoen happamuuteen**

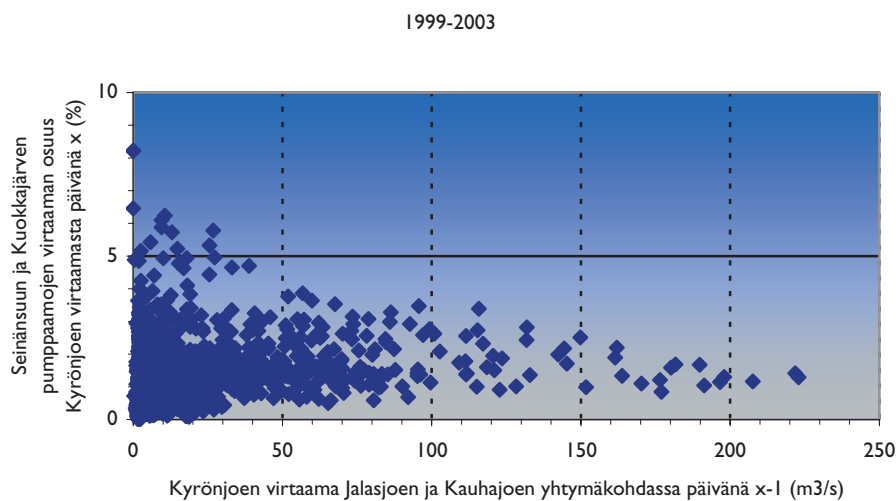
Lupaehtojen (LSVEO 10.06.1994, lupaehto 22) mukaan Rintalan pengerrysalueelta Kuokkajärven ja Seinänsuun pumppaamojen kautta tulevien kuivatusvesien osuus Kyrönjoen virtaamasta ei saa ylittää 5 %. Tässä käytetyn laskentatavan perusteella 5 % rajan ylityksiä tapahtui 12 päivänä vuosina 1999-2003 (kuva 83). Ylityksiä esiintyi kaikkina vuodenaikoina. Seinänsuun ja Kuokkajärven pumppaamojen virtaamaosuus oli keskimäärin noin 1,3 % ja suurimmillaan 8,2 %. Koska todellisia pumppaamojen virtaamia ei kuitenkaan ole tiedossa, pumppaamojen vaikutusta kuivatusvesien kulkeutumiseen pengerrysalueilta Kyrönjokeen voidaan arvioida ainoastaan teoreettisesti. Virtaamaosuudet jouduttiin laskemaan olettaen, että pumppaamot eivät vaikuta kuivatusvesien kulkeutumiseen pengerrysalueilta Kyrönjokeen. Lisäksi laskentatavasta johtuen tuloksissa esiintyy kolmesta lähteestä peräisin olevia virheitä:

1. **Pumppaamojen sekä Pitkämön ja Munakan välillä Kyrönjokeen laskevien purojen virtaamat** laskettiin Haapajyrän ja Kainastonluoman valumien perusteella, eivätkä siten täysin vastaa todellisia, sillä valuma pumppaamojen ja purojen valuma-alueilla ei luultavasti täysin vastannut Kainastonluoman ja Haapajyrän valumaa. Lisäksi pumppaaminen voi olla vaikuttanut kuivatusvesien kulkeutumiseen pengerrysalueelta Kyrönjokeen.
2. **Kyrönjoen virtaama Munakassa** arvioitiin laskemalla yhteen Pitkämön juoksutus, Kauhajoen ja Jalasjoen Pitkämön altaan ohittanut virtaama sekä Pitkämön ja Munakan välisellä osuudella Kyrönjokeen laskevien purojen ja pumppaamojen virtaamat. Laskennallinen virtaama eroaa todennäköisesti todellisesta, sillä eri alueilta saapuvat vedet virtaavat lähinnä vesien Kyrönjokeen laskupaikan ja Munakan välisestä etäisyydestä riippuvalla viiveellä Munakkaan. Lisäksi purojen ja pumppaamojen virtaamissa esiintyy kohdan 1 virhelähde. Pitkämön juoksutuksen sekä Kauhajoen ja Jalasjoen Pitkämön altaan ohittaneen virtaaman katsottiin saapuvan Munakkaan noin yhdessä vuorokaudessa, ja tuloksia korjattiin sen vuoksi siirtämällä kyseiset virtaamatiedot päivällä eteenpäin.
3. **Kaikki virtaamatiedot ovat päiväkeskiarvoja**, joten niissä ei näy etenkin Pitkämön vuorokausisäännöstelystä aiheutunut päivien sisäinen vaihtelu. Todelliset Seinänsuun ja Kuokkajärven pumppaamoilta tulevien kuivatusvesien osuudet ovat todennäköisesti vaihdelleet laskennallisten %-osuuksien ympärillä. Lyhytkestoisia 5 % rajan ylityksiä on siten ollut luultavasti enemmän, kuin mitä tässä käytetyllä laskutavalla tuli ilmi.

Kyrönjoen yläosalta Kauhajoelta ja Jalasjoelta saapuvien vesien virtaama määrää suurelta osin Seinänsuun ja Kuokkajärven pumppaamoilta tulevien kuivatusvesien laimenemissuhteen. Seinänsuun ja Kuokkajärven pumppaamojen virtaamaosuuden 5 % rajan ylityksiä tapahtui vuosina 1999-2003 ainoastaan silloin, kun virtaama Kauhajoen ja Jalasjoen yhtymäkohdassa oli ollut edellisenä päivänä alle 30 m<sup>3</sup>/s (kuva 84). Vastaavasti 5 % rajan ylityksiä esiintyi ainoastaan päivinä, jolloin virtaama pumppaamojen kohdalla Munakassa oli enintään noin 70 m<sup>3</sup>/s.



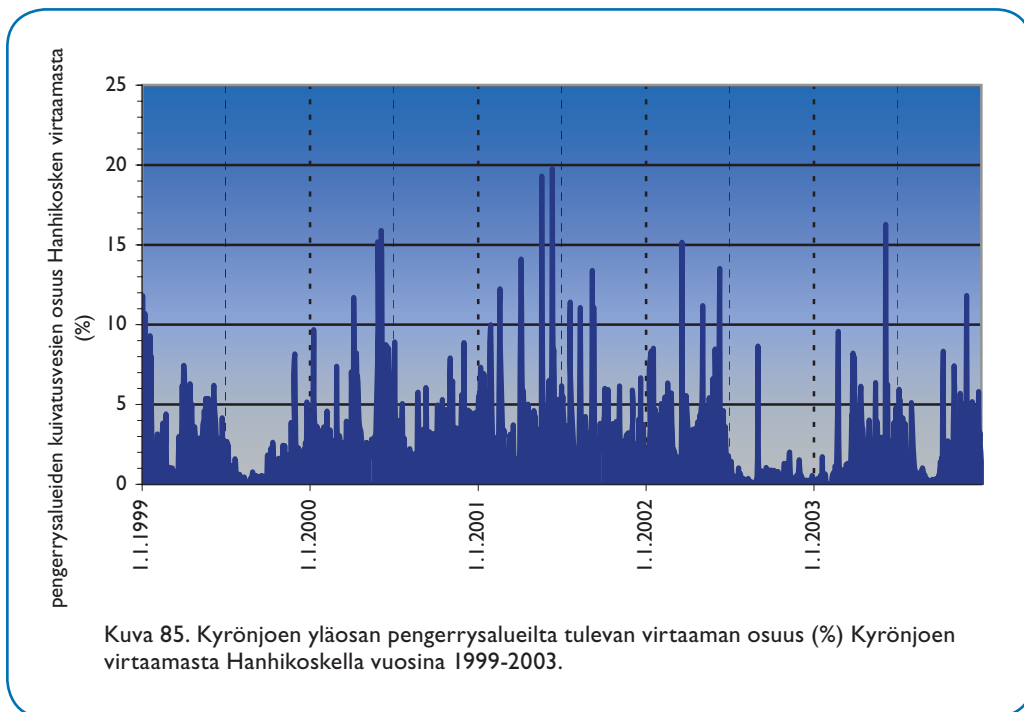
Kuva 83. Seinänsuon ja Kuokkajärven pumppaamojen virtaaman osuus Kyrönjoen virtaamasta (%) Munakassa vuosina 1999-2003.



Kuva 84. Seinänsuon ja Kuokkajärven pumppaamojen virtaamaosuuden (% Kyrönjoen virtaamasta) suhde Kyrönjoen virtaamaan Jalasjoen ja Kauhajoen yhtymäkohdassa edellisenä päivänä ( $\text{m}^3/\text{s}$ ).

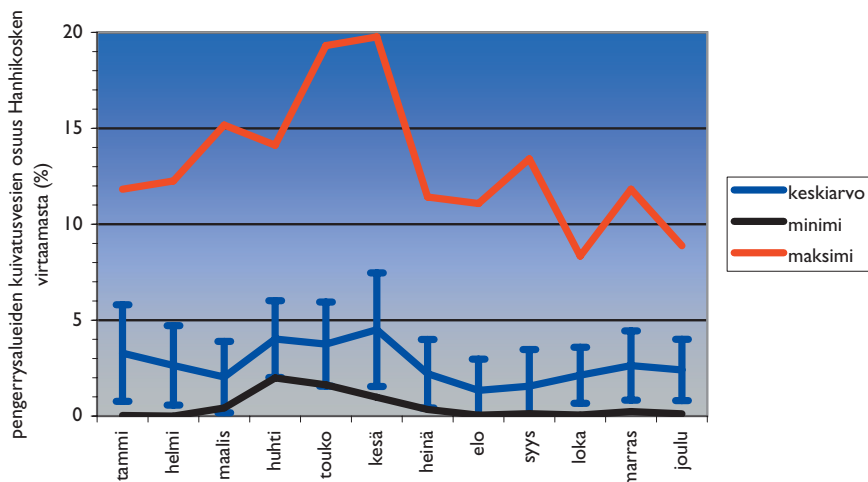
Pengerrysalueiden kuivatusvesien osuus Kyrönjoen virtaamasta kasvaa Hanhikoskelle saakka. Kaikilta pengerrysalueilta pumppaamojen kautta tulevien kuivatusvesien osuus Kyrönjoen virtaamasta Hanhikoskella oli vuosina 1999-2003 pääosin alle 5 %, mutta ylitti kuitenkin usein 10 % (kuva 85). Keskimäärin kuivatusvesien osuus oli noin 2,7 % ja suurimmillaan 19,8 %. Kuivatusvesien osuudet on kuitenkin laskettu olettaen, että pumppaamot eivät vaikuta kuivatusvesien kulkeutumiseen nopeuteen pengerrysalueilta Kyrönjokeen, ja tuloksissa esiintyy samankaltaisia virhelähteitä kuin laskettaessa Seinänsuon ja Kuokkajärven virtaamaosuuksia:

1. **Pumppaamojen virtaamat** laskettiin Kainastonluoman ja Haapajyrän valumatietojen perusteella ja pumppaaminen voi olla vaikuttanut kuivatusvesien kulkeutumismuutoksiin.
2. **Pengerrysalueiden kuivatusvedet** virtaavat lähinnä pumppaamojen ja Hanhikosken välisestä etäisyydestä riippuvalla viiveellä Hanhikoskelle, mitä ei voitu ottaa huomioon laskuissa.
3. **Kaikki virtaamatiedot ovat päiväkeskiarvoja**, joten niissä ei näy etenkin Kyrösjärven ja Pitkämön vuorokausisäännöstelystä aiheutunut päivien sisäinen vaihtelu. Todelliset kuivatusvesien osuudet ovat todennäköisesti vaihdelleet laskennallisten %-osuuksien ympärillä.



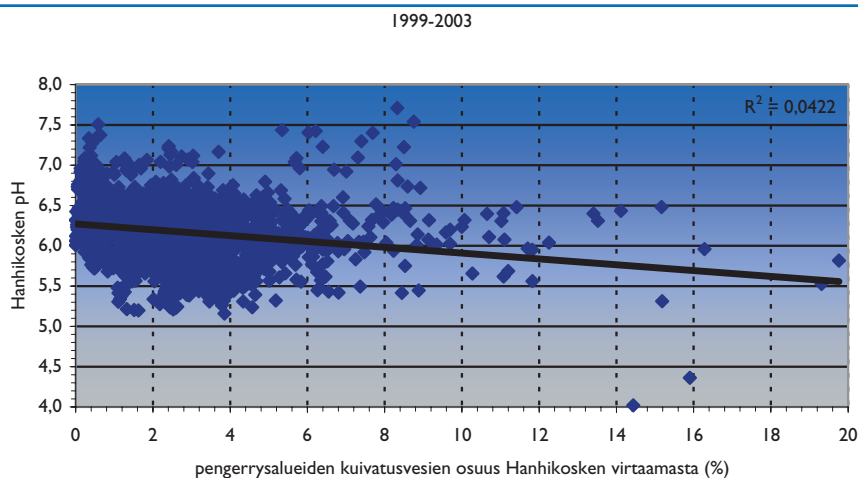
Pengerrysalueiden kuivatusvesien osuus oli vuosina 1999-2003 suurimmillaan yleensä keväällä ja alkukesällä (kuva 86). Kuivatusvesien osuus Kyrönjoen vedestä kasvaa usein silloin, kun Kyrönjoen virtaama ei vielä ole ehtinyt nousta yläjuoksulta tulevilla vesillä, mutta pengerrysalueiden virtaama on noussut sateiden tai nopean lumensulamisen vuoksi. Tällöin pumppaamot nopeuttavat kuivatusvesien päätymistä jokeen. Tulvan laskiessa kuivatusvesien osuus virtaamasta usein kasvaa jälleen, kun pengerrysalueilta edelleen pumpataan runsaasti kuivatusvesiä, jotta viljelyn edellyttämä kuivatusvyvyys saadaan palautettua. Vaikeimmat tilanteet syntyvät usein loppukevään ja alkukesän aikana, jolloin pumppaamovesien osuus voi olla jopa 20 % pääuoman virtaamasta. Hutun ja Koskenniemen (1998) mukaan ennen pumppaamojen käyttöönottoa alimmista maakerroksista purkautuvat happamat vedet virtasivat jokeen vasta tulvan loppuvaiheessa, jolloin laimennussuhde oli alhainen. Tämä ilmiö näyttää edelleen jatkuneen, vaikka pumppaamojen arvioitiin mahdollistavan vesien pumppaamisen jokeen jo siinä vaiheessa, kun virtaama on vielä suuri ja laimennussuhde siten suurempi (kts. kuva 88). Vertailua ennen pumppaamoiden käyttöönottoa vallinneeseen tilanteeseen vaikeuttaa se, että automaattisen seurannan mittaustulokset ovat jokseenkin luotettavia vasta vuodesta 1998 lähtien, ja tällöin suuri osa pumppaamoista oli jo rakennettu.





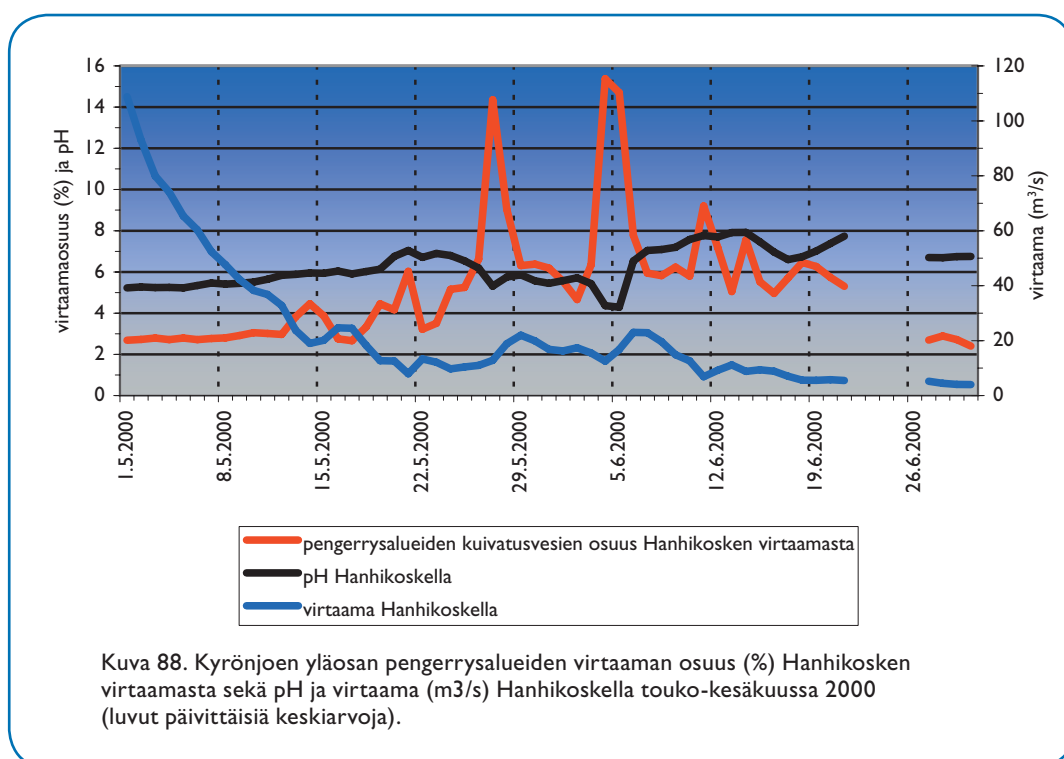
Kuva 86. Kyrönjoen yläosan pengerrysalueiden virtaaman osuus (%) Kyrönjoen virtaamasta Hanhikoskella (minimi, maksimi, keskiarvo ja keskihajonta) eri kuukausina vuosina 1999-2003.

Pumppaamoilta tulevat happamat kuivatusvedet voivat merkittävästi laskea Kyrönjoen veden pH:ta, mikäli niiden osuus Kyrönjoen virtaamasta on suuri. Kuivatusvesien osuuden pääuoman virtaamasta kasvaessa todennäköisyys alhaiselle pH:lle Kyrönjoessa kasvaa. Pengerrysalueiden kuivatusvesien osuus Kyrönjoessa kasvaa alavirtaan Hanhikoskelle saakka pengerrysalueiden osuuden valuma-alueesta kasvaessa, minkä seurauksena myös pH-taso Kyrönjoessa laskee. Kuivatusvesien osuuden kasvaessa Hanhikosken pH laski vuosina 1999-2003 (kuva 87). Kuivatusvesien osuuden ja Hanhikosken pH:n välinen korrelaatio oli melko heikko, mutta erittäin merkitsevä (Pearsonin korrelaatiokerroin  $-0,18$ ,  $n=1617$ ,  $p<0,001$ ). Kuivatusvesissä ja Kyrönjoen vedessä esiintyvä pH:n ja alkaliteetin vaihtelu näkyvät huomattavan suurena vaihteluna kuivatusvesien osuuden ja Hanhikosken pH:n välisessä suhteessa. Aineistoon sovitettuna lineaarisen trendin selitysaste jää siten myös melko alhaiseksi. pH:n vaihteluvälin yläraja laski pengerrysalueiden virtaaman %-osuuden kasvaessa. Osuuden oltua yli 10 % ei havaittu lainkaan yli 6,5 pH-arvoja ja yli 15 % osuuksilla ei juuri havaittu yli 6,0 arvoja. Pengerrysalueiden virtaamaosuuden ollessa alle 1 % ei Hanhikoskella puolestaan havaittu lainkaan alle 5,7 pH-arvoja.

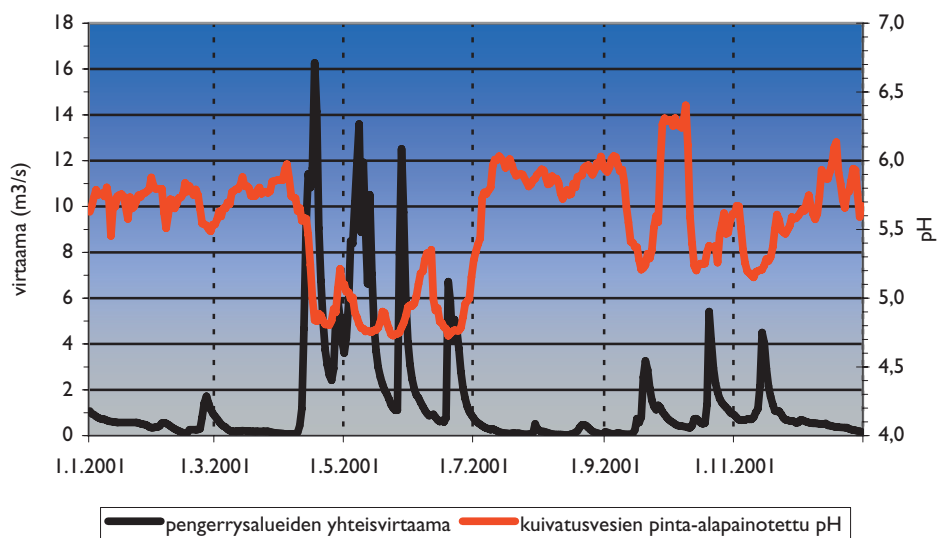


Kuva 87. Kyrönjoen yläosan pengerrysalueiden yhteisvirtaaman %-osuus Hanhikosken virtaamasta suhteessa Hanhikosken veden pH:n päiväkesiarvoihin vuosina 1999-2003 (lineaarisen trendin selitysaste 4,2 %).

Vuosina 1999-2003 automaattisella veden laadun seurannalla havaittiin alle 5,0 pH-arvoja Hanhikoskella touko-kesäkuun vaihteessa 2000 ja joulukuussa 2003. Esimerkiksi keväällä 2000 Kyrönjoen virtaaman laskettua pengerrysalueilta tulleiden kuivatusvesien osuus kasvoi nopeasti ja muodosti kahdesti yli 10 % Hanhikosken virtaamasta (kuva 88). Kuivatusvesien osuuden kasvu pysäytti pH:n nousun Hanhikoskella ja käänsi sen voimakkaaseen laskuun. Automaattisen näytteenoton perusteella pH laski Hanhikoskella alimmillaan jopa noin neljään. Manuaalinäytteenotolla Hanhikoskella ei ole havaittu lainkaan alle viiden pH-arvoja. Vaikka yksittäisissä pH-arvoissa voi olla virheitä, näyttää selvältä, että pumppaamovesien osuuden kasvu laskee nopeasti Hanhikosken pH:ta. Touko-kesäkuussa 2000 otettiin manuaalinäytteet 8.5. ja 20.6. Pajuluoman, Seinänsuun, Tieksin, Munakan, Halkosaaren ja Iskan pumppaamoilta (Sivil ja Tolonen 2002). Manuaalinäytteenoton tulosten perusteella kuivatusvedet olivat erityisen happamia Tieksin, Pajuluoman, Halkosaaren ja Iskan pumppaamoilla, joilla pH vaihteli em. päivinä 3,7-4,5 välillä.



Pengerrysalueilta pumpattavien kuivatusvesien pH laskee nopeasti virtaaman kasvaessa (kuva 89). Kuivatusvesien yhteisvirtaaman ja pH:n (kuuden pumppaamon pinta-alapainotettu keskiarvo) välinen korrelaatio oli kohtalaisen voimakas ja erittäin merkitsevä (Pearsonin korrelaatiokerroin -0,46, n=1617, p<0,001). Pengerrysalueiden yhteen lasketun virtaaman oltua alle 2 m<sup>3</sup>/s vuonna 2001 keskimääräinen kuivatusalueiden pinta-aloilla painotettu pH vaihteli 5,5-6,4 välillä. Kuivatusvesien pH laski huomattavasti virtaaman kasvettua yli 2 m<sup>3</sup>/s. Happamimmillaan kuivatusvedet olivat keväällä. Keväällä suurten virtaamien aikana keskimääräinen pH laski alimmillaan noin 4,7:ään ja syksyllä 5,2:een. pH pysyi pitkään alhaisena vielä sen jälkeen, kun virtaama oli laskenut. pH:n hidaskasvu virtaaman laskettua johtuu nähtävästi pohjaveden pinnan laskun vuoksi tapahtuneesta kuivatusvesien happamoitumisesta. Pohjaveden pinnan laskiessa alunamaiden sulfidit hapettuvat, jolloin niistä muodostuu sulfaatteja. Hapettuneiden kerrosten uudelleen vesittyessä kuivatusvesien pH laskee.

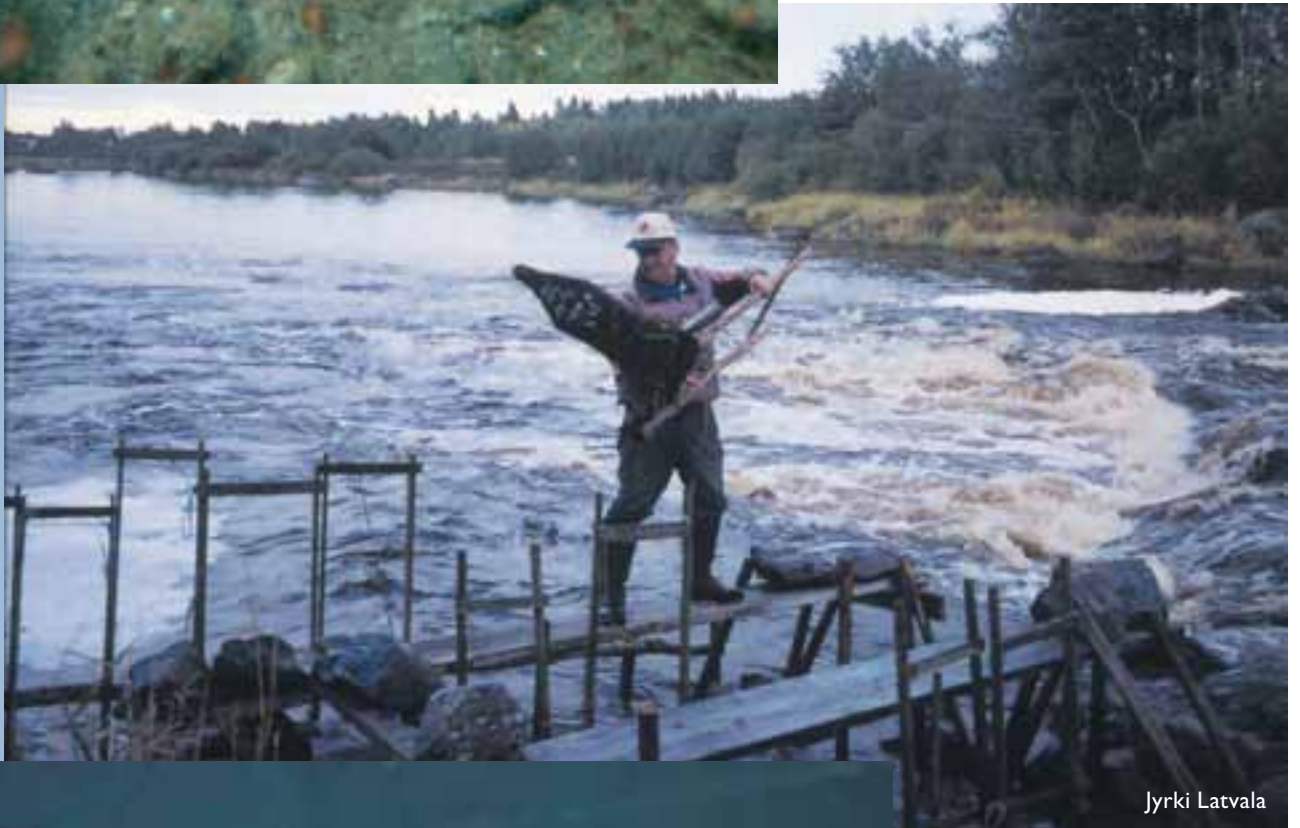


Kuva 89. Pengerrysalueiden pumppaamojen yhteisvirtaama (m<sup>3</sup>/s) ja pumpattujen kuivatusvesien pH (Seinänsuun, Tieksin, Munakan, Pajuluoman, Halkosaaren ja Iskanan päivittäisten keskimääräisten pH-havaintojen pinta-alapainotettu keskiarvo) vuonna 2001.

Haitallisin vaikutus Kyrönjoen veden laatuun pumppaamovesillä on silloin, kun niiden osuus pääuoman virtaamasta nousee loppukevällä ja alkukesällä hyvin suureksi. Tällöin jokiveden puskurikyky on jo valmiiksi alhainen, koska happamia vesiä pääuomaan tulee myös muualta valuma-alueen kuivatulta alunamailta. Näin happamuus, toksisten metallien pitoisuudet ja näiden vaikutukset kumuloituvat alajuoksua kohti siirryttäessä, mikä lisää huomattavasti esimerkiksi kalakuolemien riskiä. Kevät ja alkukesä ovat kriittistä aikaa kalojen lisääntymisen kannalta. Kyrönjokeen nousee kevätkutuisia kaloja, joiden lisääntymisen onnistumiselle happamuudella on huomattava merkitys (kts. luku 8). Kyrönjoella keväällä tai alkukesällä kutevia pyynnin kohdelajeja ovat ahven, särki, lahna, hauki ja nahkiainen. Kalojen mädin hedelmöityminen heikkenee veden pH:n laskiessa ja hedelmöitynyt mäti sekä vastakuoriutuneet poikaset ovat herkkiä alhaiselle pH:lle. Suuri alumiinipitoisuus voimistaa alhaisen pH:n haitallista vaikutusta kaloihin. Vuorinen ym. (1990) havaitsivat happamuudelle herkkien särjen ja lahnan poikasten kuoriutumisen heikentyvän jo pH 5,75:ssä, mikäli labiilin alumiinin pitoisuus oli 400 µg/l. Kyrönjoella on havaittu edelliseen verrattuna jopa yli 10-kertaisia alumiinin kokonaispitoisuuksia (kts. luku 5). Alumiinipitoisuus on Kyrönjoessa suurimmillaan suurten virtaamien ja alhaisen pH:n aikana.



Juha Sarell



Jyrki Latvala



Juha Sarell

# 7. Rapu- ja nahkiaiskannat ja niihin vaikuttavat tekijät

## 7.1

### Aineisto ja menetelmät

#### 7.1.1

#### Rapu

##### Ravustus

Koeravastukset kohdistettiin pääasiassa Ylistaroon Kyrönjoen keskiosan koskille, sillä alueilla tiedettiin esiintyvän jokirapua. Koeravastuksia on tehty Kyrönjoen pääuomassa vuodesta 1986 alkaen vuosittain. Ravustuksissa käytettiin kaksinieluisia Evo-mertaa, jonka havaksen solmuväli on 7 mm. Vuosina 1986-1995 ravustukset toteutettiin 10 merralla ravustuspaikkaa kohden (taulukko 18). Pyyntikertoja oli vuosittain yksi/paikka. Vuosina 1996-2003 käytössä oli enemmän mertoja (taulukko 19) ja pyynti jatkui yleensä useita vuorokausia kullakin ravustuskohteella. Vuosina 1986-1995 ravustettiin vain Ylistaron alueella viidellä paikalla välillä Kirkonkoski-Hanhikoski (kuva 90). Vuosina 1996-2003 ravustettiin yhdeksällä paikalla Isonkyrön, Ylistaron ja Ilmajoen kuntien alueella välillä Ritaalankoski-Peuralankylä. Ne vaihtelivat jonkin verran vuosien välillä. Pyyntipaikoista Ritaalankoski, Perttilänskoski ja Peuralankylä saatiin koko seurantajaksolla vain muutamia rapuja kohtalaisesta pyyntiponnistuksesta huolimatta, joten niiden tuloksia ei tässä raportissa esitetä tarkemmin. Tuloksien raportoinnissa keskitytään Ylistaron koskien rapukantoihin. Vuonna 2002 ravustettiin vain kahdessa kohteessa, sillä joessa havaittiin rapurutto vuonna 1999. Vuoden 2000 saalis jäi jo hyvin pieneksi. Vuonna 2003 pyyntiponnistusta taas lisättiin. Tuloksia on raportoitu aiemmin väliraporteissa (Nissen ym. 2001, Saari 2000, Sivil & Tolonen 2002, Teppo ym. 1999, Tolonen 2002 a ja b, Tolonen 2003 a ja b sekä Tolonen & Sivil 2003).

Aineistosta laskettiin yksikkösaalis yksilöä/merta/pyyntivrk. Pyyntikerta- ja -paikkakohtaista yksikkösaaliin vaihtelua, ja esimerkiksi luottamusvälejä ei voitu aineistosta laskea, sillä mertakohtaisia saalistietoja ei ollut käytössä. Yhtä pyyntipaikkaa ja ajankohtaa kohden voitiin laskea ainoastaan mertakohtaisen yksikkösaaliin keskiarvo.

Vuosina 1997-1999 Kyyränkoskessa, Kirkonkoskessa ja Sitkoskoskessa ravustettiin myös alku- ja keskikesällä tarkoituksena tehdä havaintoja mätiä ja poikasia pyrstön alla kantavista naaraista.

Taulukko 18.

Vuosien 1986-1995 koeravastusten pyyntiponnistukset (mertayötä/paikka).

Pyyntipaikka	Kunta	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Kirkonkoski	Ylistaro	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Kyyränkoski	Ylistaro	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Alapollari	Ylistaro	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Kahilansaari	Ylistaro	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Hanhikoski	Ylistaro	-	10	10	10	10	10	10	10	10	10



Taulukko 19.

Vuosien 1996-2003 koeravusten pyyntiponnistukset (mertayötä/paikka).

Pyyntipaikka	Kunta	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Ritaalankoski	Isokyrö	200	200	200	200	100	100	-	100
Perttiläkoski	Isokyrö	200	200	200	200	100	-	-	-
Kirkonkoski	Ylistaro	600	650	323	400	349	400	-	300
Kyyränkoski	Ylistaro	200	450	400	200	100	-	25	-
Alapollari	Ylistaro	50	200	200	200	100	100	-	100
Kahilansaari	Ylistaro	200	200	198	200	100	-	-	-
Rajamäenkoski	Ylistaro	200	200	204	200	100	125		100
Sitkoskoski	Ylistaro	600	400	543	550	300	200	50	200
Peuralankylä	Ilmajoki	-	-	-	-	-	75	-	100

### Rapusaaliin käsittely

Saaliiksi saaduista ravuista suurin osa mitattiin mm:n tarkkuudella otsapiikin kärjestä suoraksi ojennetun pyrstön päähän. Samoista yksilöistä määritettiin sukupuoli. Osasta mitatusta rapusaaliista tehtiin pituusluokkajakaumat pyyntipaikoittain sukupuolittain ja ajankohdittain eri ikäryhmien tunnistamiseksi. Tällaisia kohtuullisen lyhyeltä ajalta (kuorenvaihdon väliltä) olevia riittävän runsaita saaliita saatiin ainoastaan Kirkonkoskelta ja Kyyränkoskelta vuosina 1997-1998. Näiden näytteiden ikärakennetta pyrittiin tarkastelemaan pituusluokkajakauman avulla sukupuolittain. Ravun kasvu on usein tiheydestä riippuvaa ja eri paikkojen välillä raputiheydet vaihtelivat huomattavasti, joten ikäryhmätarkasteluun tuli valita mahdollisimman runsaat saaliit tietystä lyhyeltä aikajaksolta ja samasta paikasta.

Vuosina 1996-1999 merkittiin pyydettyjä rapuja. Merkintä toteutettiin yksilömerkintänä vedenkestävällä tussilla juoksevin numeroin. Merkinnän jälkeen ravut vapautettiin takaisin pyyntialueelle. Rapukannan kokoa arvioitiin näin merkintätakaisinpyynnillä. Rapukannan koon arvioimisessa käytettiin Chapmanin (1952) kaavaa:

$$N = \frac{Ct \cdot Mt}{R + 1}$$

missä,

N = populaation koko

Ct = kokonaissaalis

Mt = merkittyjä rapuja

R = merkittyjä rapuja saaliissa

Luottamusvälit laskettiin Poisson-jakaumasta.

### Vesistöiden aiheuttamien veden laadun muutosten vaikutusten arviointi

Rapukannan tarkkailussa seurattiin veden laatuarvoista liukoista happea, kiintoainetta, pH:ta, alkaliteettia, rautaa sekä alumiinia. Näiden tiedetään olevan keskeisiä rapun viihtyvyyden kannalta (Tulonen ym. 1999). Rapu sietää lievää rehevöitymistä (Tulonen ym. 1999) ja ravinnepitoisuuksien vaihtelun ei oletettu vaikuttaneen rapukantaan.

Veden laatuhavaintoja on Kyrönjoesta tutkimusjaksolta 1980-luvun puolivälistä vuoteen 2003 vaihtelevasti - veden laatuparametristä riippuen vuosittain 5-10 mitausta. Useilta vuosilta tiedot myös puuttuvat kokonaan. Tässä selvityksessä käsiteltiin Skatilan, Hiirikosken, Palhojaisen, Kirkonkosken, Hanhikosken ja Nikkolan havaintoasemien tietoja. Veden laadun seurannassa on keskeistä seurata tiettyjen raja-arvojen ylittymistä (tai alittumista), jolloin haittoja alkaa vesieliöstössä ilmetä.



Tämän lisäksi tulee ottaa huomioon, että useiden tekijöiden yhteisvaikutus voi olla merkittävämpi kuin yksittäisen veden laatutekijän arvo. Ravun elinympäristö- ja veden laatuvaatimuksia käsitellään muun muassa Rapuvedet tuottaviksi-oppaassa (Tulonen ym. 1999). Näitä veden laatukriteereitä ja etenkin niiden ylittymistä (pH:n kohdalla alittumista) tarkasteltiin ajanjaksolla 1986-2003 sekä selitettiin havaittua rapukannan tilaa niiden perusteella.

Koskikohtaisia ravun yksikkösaaliita verrataan tarkasteluosassa ajankohdittain Kyrönjoen vedenlaatutietoihin sekä Kyrönjoen yläosan vesistötöiden ajoittumiseen.

## 7.1.2

### Nahkiainen

#### Nahkiaisennyinti

Kyrönjokeen nousevaa nahkiaiskantaa seurattiin syksyinä 1997-1999 sekä vähäisessä määrin syksyllä 2000 (taulukko 20, kuva 90). Seurannassa kirjattiin erään Kyrönjoen alaosan Voitilankosken nahkiaisennyntäjän saaliita. Pyynnissä oli tarkkailujaksolla 1-7 nahkiaismertaa. Koeluontoisesti nahkiaisia pyydettiin myös Hiirikosken alapuolelta sekä Ritaalankoskesta. Tuloksia on raportoitu aiemmin väliraporteissa Teppo ym. 1999, Saari 2000, Nissén ym. 2001, Sivil & Tolonen 2002, Tolonen 2002 a ja b, Tolonen 2003 a ja b sekä Tolonen & Sivil 2003.

Taulukko 20.

Nahkiaisennyinti Kyrönjoen velvoitetarkkailussa vuosina 1997-2000 (tarkemmat tiedot väliraporteissa).

Seuranta-ajankohta	Paikka	käytössä olleet merrat (kpl)	pyyntivuorokausia (kpl)	mertavuorokausia (kpl)
23.9.-24.10.1997	Voitilankoski	21	27	191
31.8.-5.11.1998	Voitilankoski	50	37	177
22.9.2.10.1998	Hiirikoski ap.	2	8	8
6.10.-15.10.1998	Ritaalankoski	2	6	6
7.9.-15.11.1999	Voitilankoski	17	41	199
12.10.-25.10.2000	Voitilankoski	4	14	14

#### Nahkiaissaaliin käsittely

Saalisnahkiaisten lukumäärä laskettiin mertaöittäin ja nahkiaisten pituudet mitattiin millimetrin tarkkuudella. Nahkiaissaalis jaettiin pituusluokkiin kudulle nousevasta kannasta ikäryhmien tunnistamiseksi. Lisäksi tarkasteltiin nousuajankohdan ajoittumista vuosina 1997-1999 suhteessa Kyrönjoen virtaamaan vertaamalla vuorokausikohtaista yksikkösaalista virtaamaan.

Voitilankoskesta pyydettyjä nahkiaisia merkittiin vuosina 1997-2001 nousevan kannan koon arvioimiseksi. Merkinnässä käytettiin eri väreisiä muovihelmiä, jotka pujotettiin T-malliseen muovilankaan ja kiinnitettiin merkintäpistoolilla nahkiaisien selkäevän tyveen (ryhmämerkintä). Kannan kokoa arvioitiin merkintä-takaisinpyynnillä seuraavasti:

$M$	missä,
$N=c \cdot \frac{M}{m}$	$N$ = merkinnän mukainen yhteenlaskettu nousumäärä niiltä päiviltä, jolloin merkittyjä saatiin saaliiksi
$m$	$M$ = merkittyjen nahkiaisten lukumäärä
	$m$ = uusintapyynnissä saatujen merkittyjen nahkiaisten kokonaismäärä
	$c$ = uusintapyynnissä saatujen nahkiaisten kokonaismäärä

Kudulle nousevasta kannasta saatiin laskettua arviot vuosille 1997, 1998 ja 2001. Muina vuosina merkintäkoepäpäonnistui muun muassa epäsuotuisien olosuhteiden vuoksi. Nahkiaisien kutukannan nousun intensiteettiä (saalis ja nousevan kannan koko) verrattiin tarkastelussa veden eri laatutekijöihin. Merkinnän aiheuttamaa kuolleisuutta ei testattu.

Nahkiaisien toukkia etsittiin Kyrönjoesta vuosina 1994-1998 vuosittain 8-39 paikasta. Toukkia etsittiin ottamalla lapiolla pohjasedimenttiä näytelinjoilta vesirajasta 0,7-1 metrin syvyyteen. Sedimenttiä otettiin näytteeksi noin 10-15 cm:n paksuinen kerros. Yhden linjan pinta-ala oli 0,17 m<sup>2</sup>. Vuoden 1998 jälkeen toukkakartoituksista luovuttiin heikkojen tulosten takia.



Kuva 90. Kyrönjoen koeravustus- ja nahkiaisienpyyntipaikat.

7.2.

## Tulokset

7.2.1

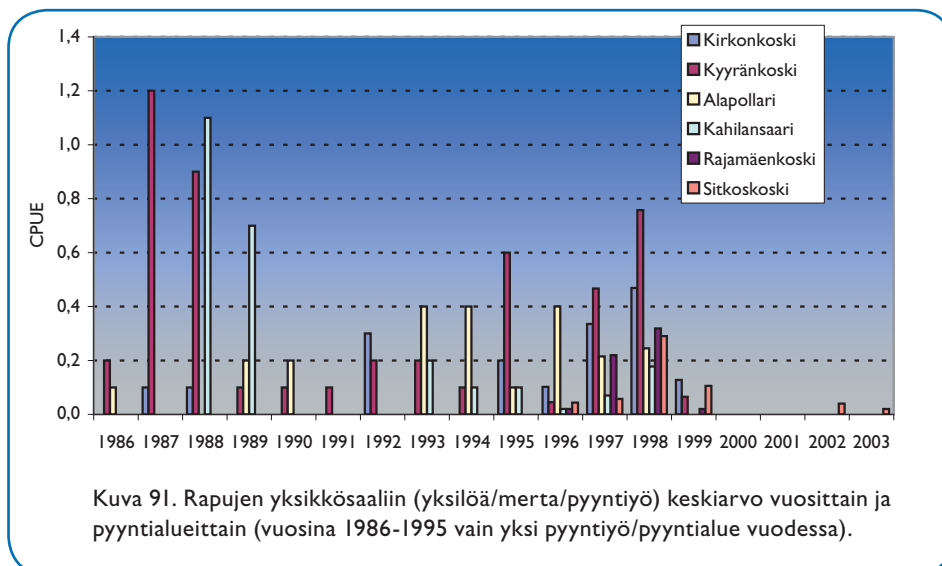
### Rapu

Vuosien 1986-2003 koeravustusten tuottoisimmat pyyntipaikat olivat Kirkonkoski ja Kyyränkoski, joista molemmista saatiin yhteensä yli 500 rapua (taulukko 21). Kaikkien pyyntipaikkojen saaliista noin 2/3 oli koiraita. Yksikkösaaliit (rapua/mer- ta/pyyntiyö) olivat eri paikoilla suunnilleen samaa suuruusluokkaa, mutta yleensä ottaen melko pieniä. Korkeimmillaan yksittäisten pyyntikertojen yksikkösaaliit olivat Kahilansaarta lukuun ottamatta vuonna 1998.

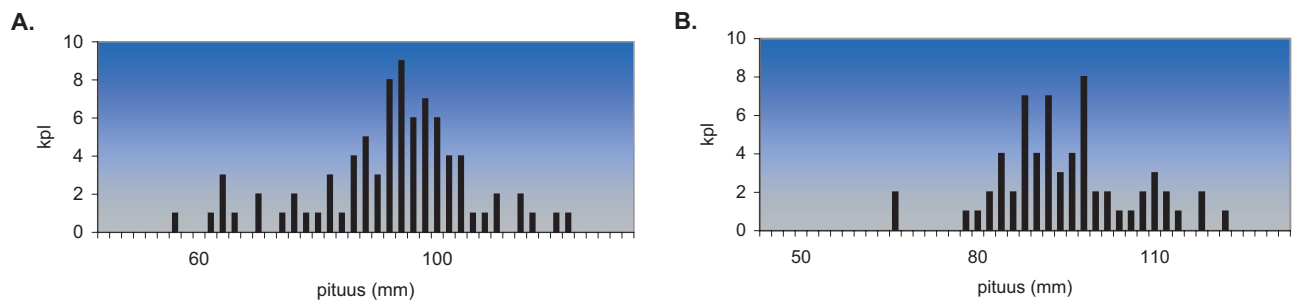
Taulukko 21. Yhteenveto Kyrönjoen rapusaaliista vuosina 1986-2003

	pyyntivuodet	kokonais- saalis kpl	koiraiden osuus	pituus cm	pyyntikertojen keskiarvo	yksikkösaalis maksimi (vuosi)
Kirkonkoski	1987-2000	500	2/3	5,5-13,6	0,25	1,1 (1998)
Kyyränkoski	1986-2002	573	2/3	4,8-12,7	0,41	2,1 (1998)
Alapollari	1986-1998	114	> 1/2	4,6-14,0	0,25	0,44 (1998)
Kahilansaari	1988-1998	73	2/3	6,6-13,6	0,21	1,1 (1988)
Rajamäenkoski	1996-1999	100	2/3	4,8-11,5	0,21	0,5 (1998)
Sitkoskoski	1996-2003	187	2/3	4,9-12,7	0,09	0,5 (1998)

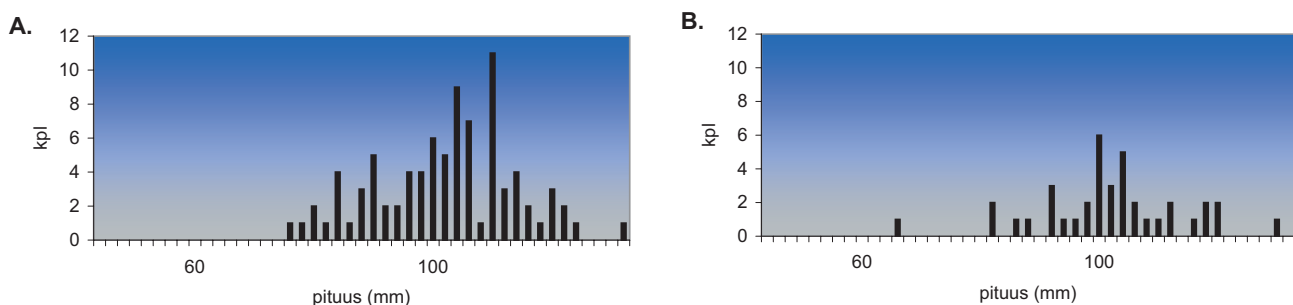
Kyrönjoen rapukanta tutkimusjaksolla oli suurimmillaan 1980-luvun lopulla (kuva 91) ja vaikuttaa heikentyneen 1980 ja 1990-lukujen vaihteessa. Vuosina 1995-1998 yksikkösaalis alkoi olla jo samaa luokkaa kuin 1980-luvun lopulla. Vuonna 1999 jokeen tuli rapurutto, jonka jälkeen kanta romahti.



Vuosien 1997-1998 mertapyynnin rapusaaliin pituusluokkajakaumien perusteella vuonna 1997 Kirkonkoskessa (kuvat 92 ja 93) ja Kyyränkoskessa esiintyi runsaimmin noin 8-10 cm:n pituisia rapuja ja seuraavana vuonna varsinkin Kirkonkoskessa runsaimmin yli 10 cm:n rapuja. Pienimmät ravut olivat noin 5-7 cm:n pituisia.



Kuva 92. Kirkonkosken 1997 rapusaaliin pituusluokkajakaumat (A. koiraat, B. naaraat).



Kuva 93. Kirkonkosken 1998 rapusaaliin pituusluokkajakaumat (A. koiraat, B. naaraat).

Ravun lisääntymistä saatiin varmoja havaintoja vain vuonna 1998, jolloin kesäpyynnissä saatiin yhteensä 23 naarasrapua. Näistä neljällä oli mäti pyrston alla ja merkkejä kuoriutuneesta mädistä oli kahdella. Muina vuosina, jolloin oli kesäpyyntiä (1997 ja 2001), merkkejä lisääntymisestä ei tavattu.

Merkintäpyyntien perusteella vuosina 1996-1998 merralla pyydetävän rapukannan koko oli vuosittain eri ravustuspaikoissa merkinnällä arvioiden 0-1425 yksilöä (taulukko 22). Suurin rapukanta oli Kirkonkoskessa ja Sitkoskossessa vuonna 1998.

Taulukko 22. Arviot rapukannan aikuisten yksilöiden lukumäärästä (kpl) ja niiden 95 % luottamusvälit Kyrönjoen keskiosalla vuosina 1996-1998.

Osa-alue	1996	1997	1998
Ritaalankoski	-	0	0
Perttiläkoski	-	2 (-)	2 (-)
Kirkonkoski	216 (31-8419)	238 (187-312)	1206 (554-1858)
Kyyräkoski	-	298 (223-401)	865 (649-1081)
Alapollari	-	54 (27-117)	286 (89-483)
Kahilansaari	-	35 (5-1345)	910 (700-1120)
Rajamäenkoski	-	62 (24-189)	266 (114-418)
Sitkoskoski	40 (6-1540)	9 (-)	1425 (56-2794)

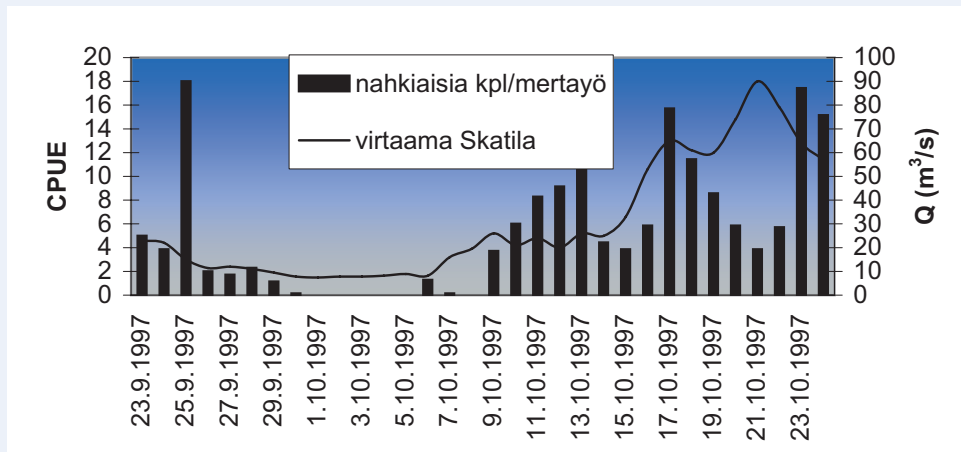
## 7.2.2

### Nahkiainen

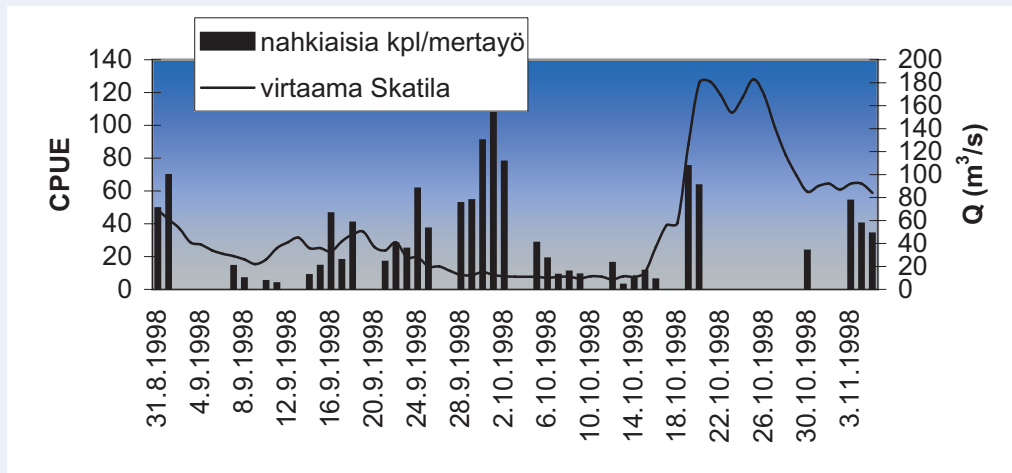
#### Nahkiaisten kutunousu ja sen ajankohta

Nahkiaisia nousi Kyrönjokeen kaikkina seurantavuosina 1997-1999 (kuvat 94-96).

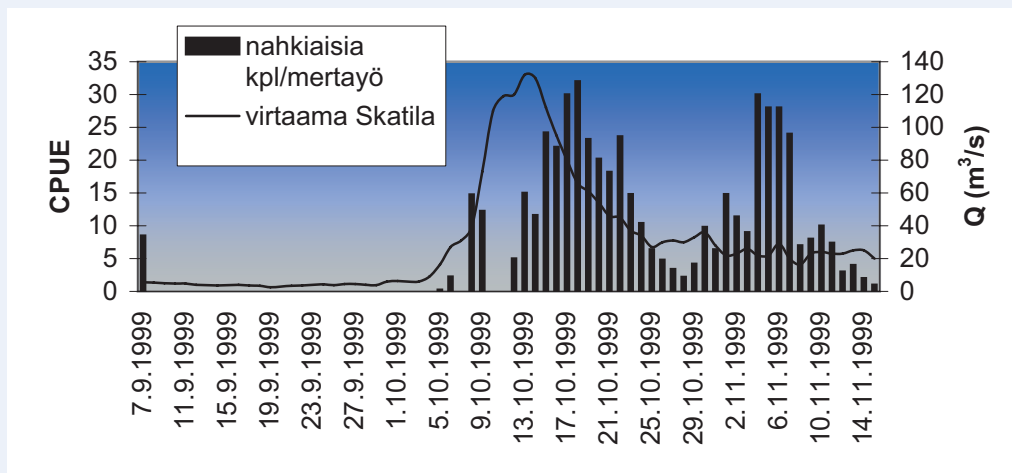
Nahkiaisia saatiin heti elokuun lopulla ja syyskuun alussa, kun seuranta aloitettiin.



Kuva 94. Nahkiaisen yksikkösaalis Skatilassa (yks/merta/yö) ja Kyrönjoen virtaama syksyllä 1997. Seurantajakso ei ollut jatkuva.



Kuva 95. Nahkiaisen yksikkösaalis Skatilassa (yks/merta/yö) ja Kyrönjoen virtaama syksyllä 1998. Seurantajakso ei ollut jatkuva.



Kuva 96. Nahkiaisen yksikkösaalis Skatilassa (yks/merta/yö) ja Kyrönjoen virtaama syksyllä 1999. Seurantajakso ei ollut jatkuva.

Seurantajakso ei ollut yhtenäinen yhtenäkkään vuonna. Vuosina 1997 ja 1999 nahkiaisten nousu oli runsainta lokakuussa, mutta vuonna 1998 nousu näytti painottuvan syyskuulle.

Jokeen nousevien nahkiaisten pituus vaihteli noin 20-39 cm:n välillä (taulukko 23). Nahkiaisten pituusjakaumasta oli kuitenkin mahdotonta erottaa mitään erillisiä ikäryhmiä, sillä jakauma oli varsin yhtenäinen huipun ollessa noin 30 cm:n kohdalla.

Jokeen nousevan nahkiaiskannan kooksi arvioitiin merkinnän perusteella vuonna 1997 noin 20 000 yksilöä (taulukko 23). Vuonna 1998 sen arvioitiin olleen yli 200 000 yksilöä ja vuonna 2001 noin 150 000 yksilöä. Vuosina 1999 ja 2000 merkintä ei onnistunut.

Taulukko 23.  
Kyrönjokeen nousseen nahkiaiskannan tietoja vuosilta 1997-2001.

Vuosi	pyyntiajankohta	keskipituus (cm)	pitouden vaihteluväli (cm)	kannan kokoarvio
1997	23.9-24.10.1997	31,3	25,4-39,0	~20 000
1998	31.8.-5.11.1998	31,0	20,0-40,1	209 350
1999	7.9.-15.11.1999	30,1	22,3-37,9	ei arvioitu
2000	12.10-25.10.2000	ei mitattu	ei mitattu	merkintä epäonnistui
2001	10.9.-9.11.2001	ei tietoa	ei tietoa	148 783

### Toukkakartoitukset

Nahkiaisien toukkia löydettiin yhteensä 11 kpl vuosina 1996-1998 (taulukko 24). Näytepisteitä oli vuosittain 8-39, mutta toukkia löydettiin vain 7:stä pisteestä. Toukat löytyivät Hiirikoskelta, Perttilänkoscelta, Reinilänkoscelta, Palonkylästä ja Härkäkoskelta.

Taulukko 24.  
Kyrönjoen nahkiaisien toukkakartoitusten tulokset vuosilta 1994-1998.

Vuosi	kartoitusalue	näytepisteet (kpl)	toukkia (kpl)	näytepisteet, joilla toukkia havaittiin (kpl)
1994	Skatila-Köykänkoski	17	0	0
1995	Skatila-Köykänkoski	27	0	0
1996	Isonkyrön keskusta-Köykänkoski	11	3	1
1997	Voitila-Munakka	39	4	4
1998	Hiirikoski-Härkäkoski	8	4	2

7.3

## Tulosten tarkastelu

7.3.1

### Rapu

#### Rapukannan tila

Mertapyyntin yksikkösaaliiden perusteella on esitetty arvioita rapukantojen tiheydestä (taulukko 25). Luokittelun mukaan Kyrönjoen rapukanta on seurantajakson aikana ollut harva, parissa tapauksessa korkeintaan kohtalainen. Tässä suhteessa rapukannassa ei tapahtunut muutoksia koko tarkkailujaksolla vuodesta 1986 alkaen, mikäli ei oteta huomioon rapuruttoa vuonna 1999, jonka jälkeen kanta oli erittäin harva.



Taulukko 25.

Yksikkösaaliin perusteella tehty karkea luokittelu rapukannan tiheydestä (Tulonen ym. 1999).

Saalis rapua/merta/yö	Rapukanta
yli 10	erittäin tiheä
4-10	tiheä
1-4	kohtalainen
0,1-1	harva
alle 0,1	erittäin harva

Kun ottaa huomioon, että ravustettavan kannan koko merkintöjen perusteella oli suurimmillaan muutamalla koeravustusalueella noin 1000 yksilön suuruinen (ks. kuitenkin luottamusrajat) ja ravustettava kanta mahdollisesti moninkertaistui vuodesta 1997 vuoteen 1998, tuntuu hieman oudolta, että yksikkösaaliiden perusteella rapukanta oli useimmiten harva tai erittäin harva. Tähän täytyy olla selityksenä se, että kuorenvaihto on tapahtunut hieman eri aikoina eri seurantavuosina ja haitannut kannanarviointia. Vielä todennäköisempää kuitenkin on, että suuret heilahtelut yksikkösaaliissa aiheutuvat vaihtelusta eri vuosiluokkien vahvuuden välillä. Tämä taas aiheutuu siitä, että rapujen lisääntyminen Kyrönjoessa ei onnistu merkittävässä määrin vuosittain.

### Rapukannan lisääntyminen ja istutukset

Kalataloushallinnon istutusrekisterin mukaan rapuja on istutettu Kyrönjoen keskiosalle aikajaksolla 1989-2003 ainoastaan vuonna 1994 (taulukko 26). Tuolloin istutuksissa käytettiin 7-vuotiaita emorapuja. Todellinen istutusmäärä voi kuitenkin olla suurempi, sillä varsinkaan rapuistutuksista ei aina tehdä istutuslomaketta, eikä istutustieto täten välity kalataloushallinnon rekisteriin. Rapuistutukset ovat aina olleet sellaista tietoa, joista ei ole haluttu tiedon leviävän. Ehkä tästä syystä niitä ei usein ilmoiteta kalatalousviranomaisellekaan.

Taulukko 26.

Rapuistutukset kalataloushallinnon istutusrekisterin mukaan.

Istutusaika	Laji	Pituus mm	Paino g	Ikä	Vesistö	Istutuspaikka	kpl
18-elo-94	Rapu	99,00	-	7v	Kyrönjoki	Ylistaron kosket	1282
18-elo-94	Rapu	99,00	-	7v	Kyrönjoki	Isonkyrön kirkonkylän kosket	1282

Toisen tietolähteen (Lax ym. 1998) mukaan myös vuonna 1995 istutettiin 1282 7-vuotiasta emorapua Ylistaroon. Lisäksi vuosina 1992-1993 istutettiin Kurikkaan joen yläjuoksulle yhteensä 14 000 emorapua. Nämä alueet ovat huomattavasti tämän raportin seuranta-alueen yläpuolisella jokiosuudella, eivätkä todennäköisesti ole vaikuttaneet keskijuoksun rapukantoihin. Intensiivisimmän seurantajakson 1996-2003 ajalta ei ole tietoa rapuistutuksista. Tällä oletuksella voidaan olettaa suuren osan 1990-luvun lopun rapusaaliista olevan peräisin luonnollisesta lisääntymisestä. Tiedon saaminen kaikista rapuistutuksista olisi tärkeää, kun arvioidaan rapukannan tilaa ja Kyrönjoen vesistöiden vaikutuksia rapukantaan. Kalataloushallinnon istutusrekisteri on epäluotettavimmillaan todennäköisesti juuri rapuistutusten suhteen.

Näyttö ravun luontaisen lisääntymisen onnistumisesta Kyrönjoella eri vuosina on vähäistä. Varmaa on, että lisääntymistä tapahtuu, mutta se ei ilmeisesti ole kovin runsasta. Pelkällä mertapyynnillä saadaan yleensä pääasiassa aikuisia rapuja ja vielä enimmäkseen naaraita aggressiivisimpia koiraita. Paremmiin asia selviäisiin esimerkiksi sähkökalastuksilla tai poikasimurilla (Tulonen ym. 1999). Vuosina 1997 ja 1998 Kyyränkosken ja Kirkonkosken koeravustussaaliin pituusluokkajakauman perus-

teella saaliissa on useita ikäryhmiä, eikä siitä näyttäisi ainakaan selvästi puuttuvan vuosiluokkia, paitsi tietenkin nuorimmat ikäryhmät, jotka jäävät yleensä pyynnin ulkopuolelle. Pituusluokkajakaumista on havaittavissa myös yksi muita vahvempi vuosiluokka, joka näkyy vuonna 1997 alle 10 cm:n pituisena ja vuonna 1998 noin 10 cm:n pituisena. Tämä on todennäköisesti 1990-luvun alkupuolella syntynyt vuosiluokka, mutta syntyvuoden tarkempi ajoittaminen on mahdotonta.

### **Ravun elinympäristö Kyrönjoessa**

Ravuille ja rapujen elinympäristölle vahingollisia ovat muun muassa jokien perkaukset, ruoppaukset ja pengerrykset, veden korkeuksien ja virtaamien säännöstely, uomien muutokset, metsä- ja suo-ojitukset sekä vesien likaantuminen ja pilaantuminen (Tulonen ym. 1999). Kyrönjoella kaikkia edellä mainittuja ympäristön muutoksia on tapahtunut toistuvasti viimeisten vuosikymmenten aikana. Tästä huolimatta jonkinlainen rapukanta on sinnitellyt joen keskiosan koskialueella Isonkyrön-Ylistaron-Ilmajoen alueella ainakin 1980-luvun lopulta vuosituhannen vaihteeseen.

Kyrönjoen keskijuoksun koskihabitaatit ovat rakenteellisesti periaatteessa hyvää ympäristöä ravuille: kivikkoa, suojapaikkoja, kasvillisuusrantoja. Ongelmat liittyvät siis Kyrönjoessa veden laatuun ja veden määrän vaihteluun.

Rapu on herkkä happamuudelle. Kyrönjoen päähaarassa on lähes vuosittain hyvin happaman veden esiintymisen ajanjaksoja Palhojaisista (Isokyrö) jokisuistoon saakka (Lax, ym. 1998). Kyrönjoen rapukanta on elänyt pääasiassa tämän alueen yläpuolisella jokiosuudella, jolla esimerkiksi pH:n ei vuosien 1985-2003 mittauksissa havaittu laskeneen alle arvon 5. On esitetty, että jos pH on pysyvästi alle 6, (ja alkaliteetti alle 0,05 mmol/l) ei hyviä rapukantoja synny (Tulonen ym. 1999) ja lisääntyminen on heikkoa. Tämä tuntuisi pitävän varsin hyvin paikkansa Kyrönjoen kohdalla: alajuoksulla olosuhteet ovat liian äärevät eikä rapuja esiinny ja keskijuoksullakin Ylistarossa kanta on harva. Vuosina 1992 ja 1997 mitattiin Hanhikoskella melko alhaiset pH:n minimilukemat. Toisaalta vuonna 1992 rapukannan yksikkösaalis oli nousussa aallonpohjasta ja vuosina 1997-98 oli suurimmillaan. Tämä ravustuksen kohteena ollut, aikuisten rapujen osakanta, joka oli syntynyt noin 5 vuotta aikaisemmin, näytti olevan peräisin yhdestä vuosiluokasta (kts. kuvat 92 ja 93), joka on voinut syntyä esimerkiksi vuonna 1991 tai 1993.

Kyrönjoen yläosan vesistötyöt aiheuttivat usean vuoden ajan ajoittain voimakastakin kiintoainekuormitusta. Kiintoaine on saattanut peittää ja täyttää sopivia habitaatteja ja siten ylläpitää rapukantojen heikkoa tilaa esimerkiksi haittaamalla rapujen selviytymistä tai lisääntymistä. Kiintoaineen haitallisuutta lisää myös se, jos korkeita pitoisuuksia esiintyy yhdessä happamuuden kanssa (Tulonen ym. 1998) – kuten juuri Kyrönjoella tapahtuu.

Ravut kestävät kohtuullisen hyvin esimerkiksi savisameudesta aiheutuvaa kiintoainekuormitusta, mutta hienojakoinen orgaaninen aines, jota irtoaa vesistöiden yhteydessä on haitallista (Tulonen 1999). Esimerkiksi Itä-Uudenmaan Taasianjoen perkaushankkeen seurauksena joen jokirapukanta taantui ja käytännössä hävisi 1990-luvun alussa (Lempinen 2005). Pohjois-Pohjanmaan Pyhäjoella havaittiin rapukannan taantuneen ruoppausten yhteydessä alle puoleen alueilla, joilla kiintoainepitoisuus oli 500-600 mg/l ja rautapitoisuus 16-18 mg/l, mutta eivät taantuneet alueilla, joilla arvot olivat 100 mg/l ja 5 mg/l. Mädille ja pienille poikasille kiintoaine ja rauta ovat jo pienemmissä pitoisuuksissa tuhoisia (Tulonen ym. 1998). Rapujen on havaittu hävinneen perkausten yhteydessä aiemminkin, vaikka usein, kuten esimerkiksi Siikajoella, syylliseksi on epäiltykin rapuruttoa. Rapuruton esiintymisestä ei ole kuitenkaan aina ollut näyttöä. On myös huomattava, että huonon veden laadun stressaamina ravut sairastuvat helpommin.

Tekoaltaiden lyhytaikaisäännöstely on ajoittain Kyrönjoessa hyvin voimakasta, millä on kuluttava vaikutus rantavyöhykkeeseen (Koivisto 2002 ja 2004). Rantavyö-

hykkeen kuluminen, samoin kuin vedenpinnan ja virtausnopeuden jatkuva nopea vaihtelu ovat ravuille haitallista. Juokstutusten ja happamien kuivatusvesien laimennussuhteiden vaihtelu aiheuttaa Kyrönjoella lisäksi myös jokiveden happamuuden lievää, mutta lyhyen ajan sisällä tapahtuvaa nopearytmistä vaihtelua. Vaihtelu on voimakkainta Hanhikoskella, mutta tasoittuu alempana. Lyhyen ajan sisällä (esim. vuorokauden aikana) tapahtuva pH:n vaihtelu, vaikka olisikin sinänsä periaatteessa ravun sietokyvyn rajoissa, on haitallista ravuille.

Kyrönjoen yläosan vesistöiden aiheuttaman kiintoainekuormituksen, alunamaiden kuivatuksen aiheuttaman happaman valunnan sekä lyhytaikaissäätötyksen aiheuttamien moninaisten ongelmien voidaan yhdessä katsoa ylläpitäneen Kyrönjoen rapukannan melko heikkoa tilaa estäen sen kehittymistä sille tasolle, mitä keskijuoksun habitaatit muutoin mahdollistaisivat. Valuma-alueen maankäyttö on tehokasta, mikä pahentaa tilannetta entisestään aiheuttamalla kiintoainekuormitusta ja happamien yhdisteiden huuhtoutumista. Vesistötyöt aiheuttivat myös habitaattimuutoksia: vedenpinta Sitkoskoskessa nousi yli kaksi metriä Malkakosken valmistumisen jälkeen. Tämä on hidastanut virtausnopeutta ja lisännyt sedimentoitumista, haitaten siten ravun elinmahdollisuuksia.

1990-luvun alkupuolella Kyrönjoen alajuoksun olosuhteet olivat todennäköisesti riittävät yhden tai kahden vahvan vuosiluokan syntymiselle ja kasvamiselle pyyntikokoisiksi asti. Tällaista tilannetta ei ympäristönmuutoksista johtuen ole ilmeisesti kovin usein Kyrönjoella viime vuosikymmeninä päässyt tapahtumaan ja siitä syystä kanta oli aiemmin ollut heikko. Saman vuosikymmenen lopulla rapurutto romahdutti kannan. On mahdollista, että kanta olisi muutenkin taantunut näiden keskimääräistä vahvempien vuosiluokkien jälkeen. Rapuruton jälkeen vesistöiden vaikutuksia rapukantaan on joka tapauksessa turha arvioida, koska kannan palautuminen pyyntivahvuiseksi kestää kauan, vaikka käytettäisiin siirtoistukkaitakin.

### 7.3.2

## Nahkiainen

### Nahkiaisien luontainen lisääntyminen ja istutukset

Nahkiaisien vastakuoriutuneita toukkia on istutettu vuosina 2000-2001 laajempaan nahkiaishankkeeseen liittyen (taulukko 27). Istutukset tehtiin kesällä nahkiaisien toukkien kannalta sopivaksi katsotuille alueille.

Taulukko 27.

Nahkiaisistutukset Kyrönjokeen kalataloushallinnon istutusrekisterin perusteella.

Istutusaika	Pituus mm	Paino g	Ikä	Vesistö	Istutuspaikka	Kpl
20-kesä-00	7,00	-	vk	Kyrönjoki	Annalankoski	126000
26-kesä-01	6,00	-	vk	Kyrönjoki	Köykänkosken alapuoli	1193000

Nahkiaisistutusten määrä lienee luotettava arvio, sillä nahkiaisien toukkia ei ole ollut yleisesti tarjolla, joten niiden istutus on ollut suuremmassa mittakaavassa mahdollista.

Toukkakartoituksissa löydettiin hyvin vähän nahkiaisien toukkia. Kartoitukset eivät tosin olleet kovin kattavia. Aikuisilla nahkiaisilla on vaellusmahdollisuus virtaamaoloista riippuen ainakin Hiirikoskelle saakka, josta niitä myös mertapyynnillä satunnaisesti saatiin.

Nahkiainen on herkkä muun muassa veden happamuudelle (mm. Myllynen ym. 1997). Kyrönjoen alaosalla pH laskee käytännössä vuosittain lähelle arvoa 5 tai alle sen. Talvella 1998-1999 tehdystä nahkiaisien sumputuskokeesta, jossa seurattiin aikuisten nahkiaisien fysiologista tilaa sekä keväällä mädin hedelmöittymistä neljällä alueella Kyrönjoessa, havaittiin, että nahkiaisien lisääntyminen häiriintyy sitä enem-

män mitä alemmas jokea mennään (Mäenpää ym. 2001). Näin siitäkin huolimatta, että veden laatu oli tyydyttävä koko talven. Keskeisinä nahkiaisen lisääntymistä haittaavana veden laatutekijänä mainittiin alhainen pH ja suhteellisen korkea alumiinipitoisuus, jotka Kyrönjoella ovat pahimmillaan alajuoksulla, jonne nahkiaisen vaellukset Kyrönjoessa käytännössä rajoittuvat. Kun lisäksi ottaa huomioon, että nahkiaisten toukkien tulisi tulla toimeen Kyrönjoen alajuoksulla seuraavat 4-5 vuotta, ovat luontaisen poikastuotannon mahdollisuudet hyvin rajalliset.

#### **Nousevan nahkiaiskannan tila**

Ilmeisen heikosta poikastuotannosta huolimatta nousevan nahkiaiskannan koko arvioitiin kohtalaisen suureksi muun muassa vuosina 1998 ja 2001. Jos kyseessä olisi Kyrönjoessa poikasena eläneet nahkiaisyksilöt nämä olisivat olleet joessa poikasina 1990-luvun alkupuolelta puoliväliin. Tuolta ajalta on kuitenkin vain muutamia toukkahavaintoja kartoituksista. Veden laatu on myös ollut varsinkin joen alajuoksulla heikko vuosittain; tilanne on tosin hiukan parantunut 1990-luvulla verrattuna aikaisempiin vuosiin. Kun ottaa huomioon aiemmin todetut Kyrönjoen veden laadun vaikutukset nahkiaisen lisääntymiseen, on oletettavaa, että kyseinen Kyrönjokeen 1990-luvun lopulla ja vuosituhannen vaihteessa noussut kanta on ainakin suurelta osin peräisin muiden jokien poikastuotannosta.

Nahkiaisen kannalta olennaista olisi myös joen vaellusesteiden poistaminen, sillä ajoittaiset happamuustilanteet seuraamuksineen todennäköisesti jatkuvat Kyrönjoen alajuoksulla jatkossakin. Hiirikosken vaellusesteen poistaminen ja nahkiaisen nousun mahdollistaminen yläpuolisille jokialueille nykyistä suuremmassa määrin voisi olla mahdollista. Tässäkin tapauksessa voi olla mahdollista, että myöhemmässä toukkavaiheessa nahkiaisten siirtyessä vähitellen alavirtaan päin tulee vastaan kriittisiä veden laatutekijöitä. Eli veden laadun paraneminen olisi kuitenkin keskeistä. Myös tekoaltaiden lyhytaikaissäädöllä on todettu olevan tuntuva ja haitallinen vaikutus nahkiaisten toukkien selviytymiseen ja sitä kautta nahkiaiskannan tilaan (Ojutkangas ym. 1985).



Juha Sarell

# 8. Kalasto ja kalastoon vaikuttavat tekijät

8.1

## Aineisto ja menetelmät

8.1.1

### Koekalastukset

#### Poikastuotanto

Kyrönjoen kalanpoikastuotantoa on tutkittu vuodesta 1986 alkaen. Vuonna 1996 nuotan vetotapa ja toistojen (nuotanvetojen) määrä muuttuivat, mistä johtuen ennen vuotta 1996 saadut tulokset eivät ole vertailukelpoisia myöhempien kanssa. Tässä tutkimuksessa käsitellään vain vuosien 1996-2003 heinäkuun lopun ja syyskuun alun välisenä aikana tehtyjen nuotanvetojen tulokset. Kyrönjoen nuottauspaikat alavirrasta ylävirtaan olivat: Majorna, Voitila, Hiirikoski, Isokyrö, Kylänpää, Kitinoja, Alajokisauna ja Peurala (kuva 97). Lisäksi Seinäjoen oikaisu-uoman (Lyly) tulokset (1998-2003) esitetään tässä tutkimuksessa.

Tutkimuksessa käytetyn poikasnuotan reisien pituus oli 5 m, perän pituus 4 m ja nuotan korkeus 2 m. Reisien solmuväli oli 5 mm ja perän solmuväli oli 1 mm. Nuotanveto toistettiin kullakin koepaikalla 15 kertaa rannan vesikasvivyöhykkeessä. Samalla kohdalla vesikasvivyöhykettä vedettiin nuottaa vain kerran, joten toistot ovat toisistaan riippumattomia. Yksikkösaaliina pidettiin kunkin nuotanvedon saalista. Tarkemmat kuvaukset nuotanvedoista löytyvät velvoitetarkkailun vuosiraporteista (Teppo ym. 1999, Nissén ym. 2001, Sivil & Tolonen 2002, Tolonen & Sivil 2003, Tolonen 2003).

#### Suvantojen kalasto

Kyrönjoen suvantoalueiden kalastoa ja siinä tapahtuneita muutoksia tarkasteltiin vuosien 1996-2003 verkkokoekalastusten avulla. Koekalastuspaikat alavirrasta ylävirtaan olivat: Voitila, Hiirikoski, Ritaalankoski, Kylänpää, Kitinoja, Alajokisauna ja Peurala (kuva 97). Lisäksi Seinäjoen oikaisu-uomassa (Lyly) tehtyjen verkkokalastusten tulokset esitetään tässä tutkimuksessa. Suurin osa verkkokalastuksista tehtiin heinäkuun loppupuolen ja syyskuun alkupuolen välisenä aikana. Vuonna 1996 kalastukset kuitenkin tehtiin jo kesäkuun loppupuolella. Voitilan koekalastuspaikan tulokset jätettiin tuona vuonna käsittelemättä, koska todennäköisesti merestä nousseet kalat aiheuttivat vääristymän yksikkösaaliisiin. Voitilan koekalastuspaikan tuloksia ei käsitellä myöskään vuoden 1997 osalta, koska verkkopyynti epäonnistui, eivätkä lasketut yksikkösaaliit luultavasti kuvasta kalakannan kokoa (Kari Saari, Länsi-Suomen ympäristökeskus, suullinen tiedonanto).

Koekalastuksissa käytettiin VEKARY –standardiverkkosarjoja, joissa 30 m pitkien ja 1,8 m korkeiden verkkojen solmuvälit olivat 12, 15, 20, 25, 35, 45, 60 ja 75 (riimu) mm. Verkkosarjoja, jotka koettiin päivittäin, pidettiin useita peräkkäisiä päiviä samoilla koekalastuspaikoilla, koska aineistoa kerättiin myös kalojen ikä- ja kasvututkimukseen. Yksikkösaaliina tässä tutkimuksessa pidettiin kunkin vuoden pyyntijakson ensimmäisen verkkosarjavuorokauden saalista. Tarkemmat kuvaukset pyynneistä löytyvät velvoitetarkkailun vuosiraporteista (Nissén ym. 2001, Sivil & Tolonen 2002, Tolonen & Sivil 2003, Tolonen 2003).





Jyrki Latvala



Liisa Maria Rautio



Kari Saari



## Koskikalasto

Kyrönjoen eri koskien kalastoa tarkasteltiin heinä-elokuussa vuosina 1996-1997 ja 1999-2003 tehtyjen sähkökalastusten avulla. Vuoden 1998 aineistoa ei otettu mukaan, koska tuolloin sähkökalastukset tehtiin lokakuussa ja kalatiheydet olivat todennäköisesti tästä syystä alhaisia verrattuna muihin vuosiin. Tutkimukseen valittiin sellaiset kosket tai virtapaikat, joista aineistoa oli saatavilla mahdollisimman monelta vuodelta (taulukko 28, kuva 97). Malkakosken pato nosti vedenkorkeutta Sitkoskoskella huomattavasti, minkä vuoksi koskea ei kalastettu enää vuosina 2002 ja 2003.

Taulukko 28.

Kyrönjoen vuosittaiset sähkökoekalastuspaikat. Rastilla on merkitty vuodet, joilta aineistoa oli saatavilla (vuoden 1998 aineistoa ei käsitelty, ks. teksti).

	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	n
Voitila	x	x		x	x	x	x	x	7
Hiirikoski	x	x		x	x	x	x	x	7
Ritaalankoski	x	x			x		x	x	5
Perttilänkoski	x					x	x	x	4
Kirkonkoski	x	x		x	x	x	x	x	7
Rajamäenkoski	x	x		x		x	x	x	6
Sitkoskoski	x	x		x	x	x			5
Koskenkorvan pato		x		x	x	x	x	x	6
n	7	7	-	6	6	7	7	7	

Eri vuosina ja eri paikoissa valitut koealat sähkökalastettiin epäsäännöllisesti joko yhden tai useamman poistopyyntikerran menetelmällä. Vertailtavuuden parantamiseksi valittiin tähän tutkimukseen kustakin paikasta vain ensimmäisen poistopyynnin saaliit. Eri koskissa sähkökalastettiin vuosittain pääsääntöisesti yksi koeala. Koealojen pinta-alat vuodesta ja paikasta riippuen olivat 44-801 m<sup>2</sup> (keskiarvo 218 m<sup>2</sup>). Kalastuksissa käytettiin FA 2 tai Lugab –sähkökalastuslaitteistoja ja joissain tapauksissa sulkuverkkoja. Kalatiheys laskettiin jakamalla kunkin koealan saalis sen pinta-alalla. Tarkemmat kuvaukset sähkökalastuksista löytyvät velvoitetarkkailun vuosiraporteista (Nissén ym. 2001, Sivil & Tolonen 2002, Tolonen & Sivil 2003, Tolonen 2003).



Kuva 97. Kyrönjoen koekalastuspaikat.



## Tilastollinen käsittely

### Kyrönjoen kalasto

Kyrönjoen koekalastussaaliin tilastollinen tarkastelu tehtiin kalojen lukumäärään perustuen. Eri koekalastuspaikkojen välisiä eroja kalatiheyksissä ja yksikkösaaliissa tarkasteltiin Kruskal-Wallis testillä. Mikäli eroja ilmeni, tehtiin Mannin-Whitneyn testillä parittaiset vertailut. Ei-parametrisiä menetelmiä käytettiin, koska aineisto useimmissa tapauksissa ei logaritimuunnosten jälkeenkään, lukuisten lähellä nol- laa olevien havaintojen johdosta, noudattanut normaalijakaumaa (Kolmogorowin-Smirnovin testi,  $p < 0,05$ ). Samasta syystä pylväsdiagrammikuvissa yksikkösaalis- ja kalatiheystiedot on ilmoitettu mediaaneina. Tutkimusjaksolla esiintyvää trendiä tarkasteltiin Spearmanin järjestyskorrelaatiokertoimella. Pearssonin korrelaatiokerrointa käytettiin vain näytepaikoittain normaalijakautuneessa verkkokalastus- ja sähkökalastusaineistoissa. Tilastolliseen tarkasteluun otettiin mukaan soveltuvin osin Laxin ym. (1998) raportoitavat sähkökalastustulokset vuodelta 1995.

### Koskikalayhteisöjen monimuuttuja-analyysit

Kyrönjoen eri koskien kalayhteisöjen eroja ja yhteisössä tapahtuneita muutoksia selvitettiin NMDS-monimuuttujamenetelmällä (Ei-metrinen moniulotteinen skaalaus: Non-metric MultiDimensional Scaling). Analyysit tehtiin niille koskille, joista oli saatavissa sähkökalastusaineistoa kolmelta tai useammalta vuodelta vuosilta 1995-2003. Analyysit tehtiin kunkin paikan ensimmäisen sähkökoekalastuskerran kalatiheyksille ( $\text{kp1}/\text{m}^2$ ). Aiemmin mainittujen sähkökoekalastuspaikkojen (taulukko 28, kuva 97) lisäksi mukaan otettiin Annalankoski, jossa oli kalastettu kolmena vuotena. Analyysihin käytettiin  $\log(x+1)$ -muunnettua aineistoa, jotta yksilömääriltään runsaslukuisena esiintyvät lajit eivät saisi liikaa painoarvoa. Harvinaiset lajit (alle 5 % näytteistä esiintyvät) pidettiin mukana analyysissä. Vuonna 1998 sähkökalastettiin vasta lokakuussa, minkä vuoksi kyseisen vuoden näytteet poistettiin kaikista analyysistä. Myös taimen poistettiin analyysistä, sillä se esiintyy Kyrönjoen pääuomassa nykyisin vain istutettuna, eikä siten kuvasta luontaisen kalayhteisön muutoksia.

NMDS ajettiin ensin alustavasti suurimmalla mahdollisella akselien määrällä (6). Koeajon perusteella päädyttiin varsinaisessa testissä kaksiulotteiseen ajoon. Analyysissä käytettiin Sørensenin etäisyysmittaa (tunnetaan myös Czekanowski -mittana ja Bray-Curtis -mittana), joka soveltuu erityisen hyvin ekologisten lajiaineistojen analysointiin, koska se painottaa poikkeavia havaintoja (outliers) suhteellisen vähän, ja toimii myös heterogeenisten aineistojen kanssa. Aineiston sisältämän ekologisen rakenteen tilastollista vahvuutta testattiin suhteuttamalla oikealla aineistolla tehtyjen sadan ajon stressiarvot Monte Carlo -permutaatioiden (myös sata ajoa) avulla satunaistettujen aineistojen antamiin stressiarvoihin.

MRPP-testillä (Multi-response permutation procedures) tutkittiin poikkesivatko kosket tai toisaalta vuodet toisistaan koskikalaston yhteisörakenteen perusteella. Ensimmäisessä tarkastelussa yksittäisen ryhmän muodostivat siis kunkin kosken kaikkina tutkimusvuosina kerätyt näytteet. Toisessa tarkastelussa tutkittiin taas tutkimusvuosien välisiä eroja eli selvitettiin, onko Kyrönjoen koskien kalaston koostumus muuttunut kokonaisuutena vuosien saatossa. Analyysi tehtiin samalle  $\log(x+1)$ -muunnetulle yksilötiheysaineistolle kuin NMDS-analyysikin. Analyysit tehtiin Sørensenin etäisyysmittaa käyttäen, harvinaiset lajit mukana pitäen.

IndVal-analyysillä (Indicator species analysis) testattiin yksittäisten kalalajien indikaattoriarvoa eli sitä, mikä on kunkin yksittäisen lajin merkitys koskien tai toisaalta vuosien välisten yhteisörakenteiden eroissa. IndVal -ajot tehtiin yksilötiheysaineistolle Sørensenin etäisyysmittaa käyttäen ja edelleen harvinaiset lajit mukana pitäen.

IndVal on suunniteltu alkuperäistä aineistoa hyödyntäväksi, joten ajot tehtiin ilman muunnoksia.

### **Kalaston esiintymisen vaihtelua selittävät tekijät**

Yksikkösaaliiden vaihtelua selittäviä tekijöitä tarkasteltiin askeltavalla regressioanalyysillä. Sähkökalastusaineiston (kaikki koepaikat yhdistetty) osalta selittävien tekijöiden vaikutuksia kalatiheyksiin tarkasteltiin korrelaatiomatriisin (Spearman) avulla, koska tiheysestimaatteja oli vain yksi/vuosi. Sähkökalastusaineiston analyysistä jätettiin pois seisovan veden parvikalat, koska niiden kannan kokoa kuvaavat paremmin verkko- ja poikasnuottakalastusten tulokset. Askeltava regressioanalyysi tehtiin jokaiselle koekalastuspaikalle erikseen, etteivät paikkojen väliset fysikaaliset (esim. kosken alapuoli-suvanto, virrannopeus) ominaisuudet ja kalojen merivaelluksen vaikutus aiheuttaisi ylimääräistä vaihtelua ja (epäaitoja) pseudokorrelaatioita. Analyysi tehtiin myös erikseen eri kalalajeille, mutta tulokset esitetään yhdistettynä koska tulokset olivat hyvin samankaltaisia eri lajeilla.

Verkkokoekalastusaineisto muunnettiin  $\log(x+1)$  -muunnoksella normaalijakautuneeksi. Nuotta-aineistoa ei saatu muunnoksilla normalisoitua ja se analysoitiin muuntamattomana. Regressioanalyysin tulokset esitetään malleihin (paikat ja lajit yhdistetty) mukaan otettujen selittävien muuttujien korrelaatiokertoimien keskiarvoina. Lisäksi esitetään, monessako mallissa kukin muuttuja oli mukana. Happamuuden vaikutuksia poikastuotantoon tarkasteltiin lisäksi vertaamalla kunkin alkukesän kuukauden minimi pH:ta ja loppukesällä tehtyjen poikasnuottausten yksikkösaaliita korrelaatiokertoimen avulla.

Yksikkösaaliiden vaihtelua selittäviksi muuttujiksi regressioanalyysiin valittiin ajankohtaa, kevään alkua, veden lämpötilaa, virtaamaoloja, tulvia, happamuutta, rehevyyttä ja kiintoainekuormitusta kuvaavia muuttujia. Ajankohtaa kuvasivat koekalastuspäivän juokseva numero ja niiden päivien lukumäärä pyyntipäivään mennessä, joina veden lämpötila oli ollut yli 5°C (kasvukauden pituus). Kevään saapumista mitattiin sen päivän juoksevalla numerolla, jolloin vedenlämpö saavutti 5°C. Vedenlämpöä kuvattiin niiden päivien lukumäärällä pyyntipäivään mennessä, joina lämpötila oli yli 20°C, ja kasvukauden (ks. yllä) keskiarvolla (poikasnuottausten osalta kesä-heinäkuun keskiarvolla). Virtaamaoloja kuvattiin koekalastushetken virtaamalla ja virtaaman vuosimediaanilla (poikasnuottausten osalta kesä-heinäkuun mediaanilla). Tulvia kuvattiin kevään maksimivirtaamalla. Happamuutta kuvattiin sähkökalastus- ja koeverkkoaineistoissa kevään pH -minimillä ja aritmeettisellä vuosikeskiarvolla. Poikasnuottausten osalta happamuutta kuvattiin huhti-heinäkuun pH -kuukausiminimeillä ja näiden kuukausien aritmeettisellä keskiarvolla. Rehevyyttä kuvattiin fosforikeskiarvolla (toukokuusta koekalastuksiin) ja kiintoainekuormaa kevään kiintoainemaksimilla.

Veden lämpötilatiedot saatiin Kyrönjoen suistosta (Tottesund) muutaman päivän välein tehdyistä mittauksista. Oletuksena on, että suiston lämpötilat heijastelevat lämpötilaoloja joessa. Virtaamatiedot saatiin Skatilasta (alajuoksu) ja Hanhikoskelta (keskijuoksu). Selittäväksi muuttujaksi valittiin sen mittauspisteen tulos, kumpi on lähempänä kulloinkin kyseessä olevaa koekalastuspaikkaa. Lyhytaikaissäännösteilyn vaikutuksia ei tässä tutkimuksessa voitu erotella muista. Veden laatuparametrit saatiin Ympäristöhallinnon Hertta-tietokannasta, jossa näytteenottopaikkoja olivat alavirrasta ylävirtaan: Skatila, Hiirikoski, Kirkonkoski, Hanhikoski ja Nikkola. Selittäviksi muuttujiksi otettiin koekalastuspaikkaa lähinnä olevan veden laadun havaintopaikan tulokset.

Selittävät muuttujat olivat keskenään korreloituneita, mikä hankaloittaa tulosten tulkintaa. Muuttujien keskinäistä korrelaatiota tarkasteltiin pääkomponenttianalyysillä (varimax rotaatio) ja korrelaatiomatriisin avulla. Erityisesti virtaama korreloimien muuttujien kanssa (ks. myös Lax ym. 1998). Virtaaman kasvaessa kiintoai-

nekuorma kasvoi ja pH aleni. Nuotta-aineistossa lisäksi koekalastuspäivän juokseva numero kasvoi virtaaman kasvaessa. Tämän lisäksi aikainen kevät ja tulvat ovat yhteydessä toisiinsa, samoin kuin luonnollisesti koekalastuspäivän juokseva numero ja kasvukauden pituus sekä päivien lukumäärä, jona vedenlämpö ylitti 20°C ja lämpötilan keskiarvo.

### **Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutukset: ylä- ja alapuolisten alueiden vertailu**

Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutuksia tutkittiin tarkastelemalla kalaston muutoksia sekä vesistötöiden vaikutusalueella että ylävirran vertailupaikoilla vuosina 1996-2003. Ennen-jälkeen tarkastelua ei voitu tehdä, koska vesistötyöt alkoivat jo vuonna 1996. Lisäksi jo tätä ennen oli tehty valmistelevia töitä ja aikaisempiin hankkeisiin liittyviä töitä. Vaikutus- ja vertailupaikoille laskettiin Spearmanin korrelaatio-kertoimet, joissa muuttujina olivat vuosi ja kalalajikohtaiset yksikkösaaliit tai tiheydet. Näin pyrittiin löytämään kalastossa tutkimusjaksolla mahdollisesti tapahtuneita muutoksia. Muutoksia tarkasteltiin myös laskemalla vaikutus- ja vertailualueiden yksikkösaaliiden keskiarvojen (sähkökalastusaineiston osalta tiheyksien) erotukset kunakin tutkimusvuonna. Erotukset laskettiin vähentämällä vaikutusalueen yksikkösaalis vertailualueen vastaavasta kunakin vuonna. Näin saadut negatiiviset arvot kuvaavat tilannetta, jossa vertailualueella yksikkösaaliit ovat suurempia ja positiiviset arvot päinvastaista tilannetta. Laskemalla erotuksien korrelaatiot tutkimusjaksolle pyrittiin löytämään mahdollisista muutostrendeistä kertovia säännönmukaisuuksia. Vertailupaikoiksi koeverkko- ja poikasnuotta-aineistoissa valittiin Alajokisauna ja Peurala (verkkoaineistossa myös Seinäjoen Lyly). Vaikutuspaikoiksi valittiin Kylänpää ja Kitinoja. Sähkökalastusaineistossa vertailupaikkana toimi Koskenkorvan pato ja vaikutuspaikkoina Sitkoskoski ja Rajamäenkoski.

## 8.2

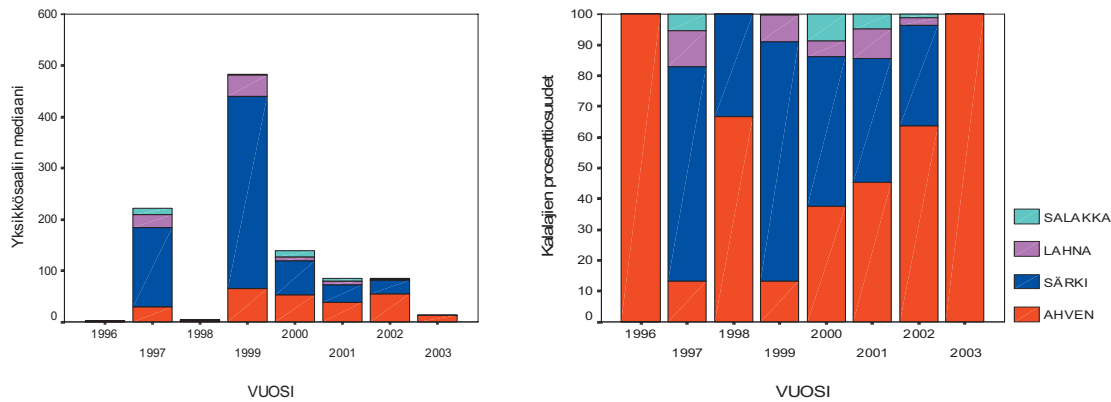
### **Tulokset**

#### 8.2.1

#### **Kyrönjoen kalasto**

##### **Poikastuotanto**

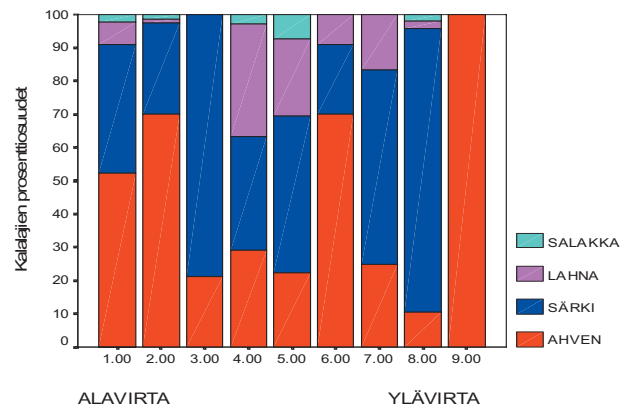
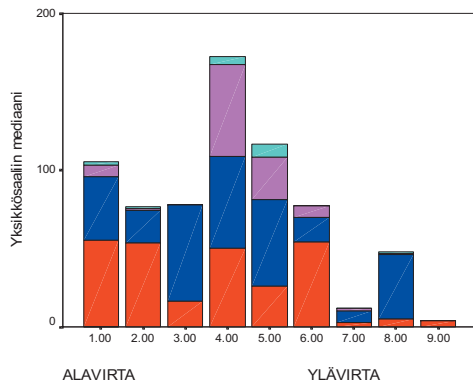
Poikasnuottauksen lukumääräinen yhteissaalis koostui suurimmaksi osaksi särjen (47%), lahnan (22%), ahvenen (17%) ja salakan (11%) poikasista. Kiiskeä ja haukea saatiin yhteensä alle puoli prosenttia koko saaliista ja muita lajeja vielä tätä vähemmän. Kyrönjoen poikasnuottasaalis vaihteli tutkimusjaksolla voimakkaasti. Vuosina 1996, 1998 ja 2003 yksikkösaalis oli pieni ja tuolloin saaliiksi saadut kalanpoikaset olivat pääasiassa ahvenia. Vuosina 1997 ja 1999 saatiin erityisen runsaasti kalanpoikasia. Särkien osuus oli noina vuosina huomattava. Tultaessa 2000-luvulle ahvenen osuus Kyrönjoen kalanpoikasyhteisössä näyttää tasaisesti kasvavan särjen osuuden pienentyessä (kuva 98). Keskiarvoja mediaanien sijaan tarkastellessa vuosien 2001 ja 2003 kalanpoikastuotanto näyttää olleen merkittävästi muita vuosia korkeampi. Samoin kalalajien prosenttiosuudet näyttävät erilaisilta: esimerkiksi vuosien 1996 ja 2003 saalis koostui keskiarvojen perusteella myös särkikaloista, eikä pelkästään ahvenesta. Tämä johtuu keskiarvon herkkyydestä yksittäisille, suuria arvoja saaville havainnoille. Minkään lajin ei havaittu taantuneen tutkimusjaksolla ( $p > 0,05$ ). Ahven ( $r=0,19$ ), salakka ( $r=0,14$ ) ja yhteisyksikkösaalis ( $r=0,12$ ) näyttäisivät lievästi lisääntyneen heikkojen, mutta tilastollisesti merkitsevien ( $p < 0,001$ ) korrelaatioiden perusteella.



Kuva 98. Kyrönjoen poikasnuottausten yksikkösaaliin (yks./nuotanveto) mediaanit ja kalalajien mediaaneista lasketut prosentiosuudet tutkimusjaksolla. Kaikki koekalastuspaikat yhdistetty.

Poikasnuottaussaaliit joen eri osissa vaihtelivat huomattavasti. Suurimmat yksikkösaaliit saatiin useimmiten keskijuoksulta. Erityisesti Isossakyrössä yksikkösaaliit olivat korkeita. Vähäisiä yksikkösaaliita on saatu erityisesti yläjuoksulta Alajokisaunasta ja Seinäjoen Lylystä. Myös kalanpoikasyhteisöt joen eri osissa poikkesivat toisistaan. Ahvenen osuus poikasyhteisöstä ja yksikkösaaliit olivat korkeita erityisesti Kyrönjoen alajuoksulla. Seinäjoen Lylyssä ahvenen osuus oli myös suuri. Särkikalajien osuus ja yksikkösaaliit olivat korkeita tutkimusalueen keski- ja yläosissa. Särjen yksikkösaaliit olivat suurimmat Hiirikoskella ja Isossakyrössä, kun taas salakan- ja lahnan poikasia saatiin erityisesti Isostakyröstä ja Kylänpäästä. Myös hauen poikasia saatiin edellä mainituilta paikoilta runsaimmin. Kiisken yksikkösaaliit olivat korkeimmat alajuoksun alimmalla, Majornan näytepaikalla (kuva 99). Keskiarvoja tarkasteltaessa näyttävät särkivaltaisen Hiirikosken yksikkösaaliit olleen erityisen korkeita. Myös Alajokisaunan yksikkösaaliit olivat näin tarkastellen korkeita. Kitinojalla ahvenen poikasten osuus taas oli selvästi pienempi keskiarvojen kuin mediaanien perusteella tarkastellessa.

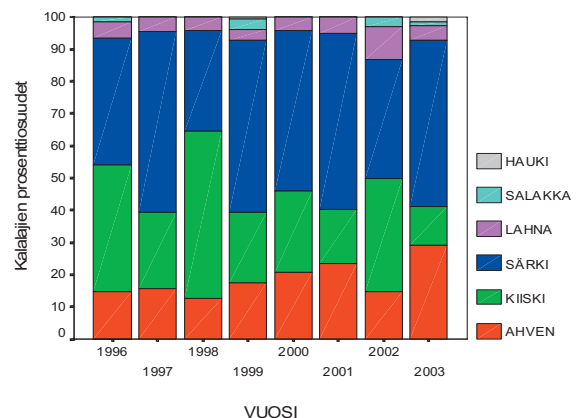
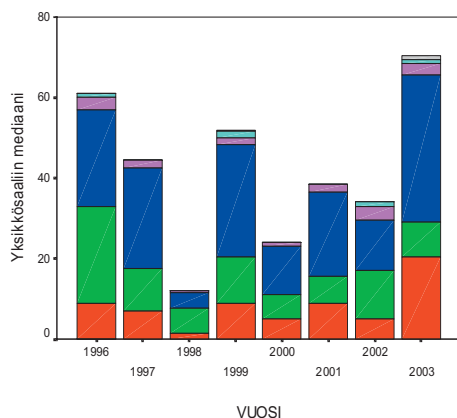
Toisten lajien poikastuotanto kasvoi ja toisten väheni tutkimusjaksolla. Kaikkien kalalajien poikasten yhteisyksikkösaalis lisääntyi melko voimakkaasti erityisesti alajuoksulla Majornassa ( $r=0,45$ ), Voitilassa ( $r=0,37$ ) ja Hiirikoskessa ( $r=0,37$ ) ( $p<0,001$ ). Myös yläosalla Peuralassa havaittiin lievää kasvua ( $r=0,24$ ,  $p=0,008$ ). Yksikkösaalis pieneni ainoastaan Kitinojalla ( $r=-0,23$ ,  $p=0,014$ ). Ahvenen poikaset olivat runsastuneet samoilla paikoilla kuin yhteisyksikkösaaliit ( $r=0,34-0,59$ ,  $p<0,001$ ). Muutokset särjen poikasten yksikkösaaliissa olivat tilastollisesti merkitseviä vain Majornassa, jossa ne olivat runsastuneet ( $r=0,34$ ,  $p<0,001$ ), ja Kitinojalla, jossa särki oli taantunut ( $r=-0,60$ ,  $p<0,001$ ). Lahnan poikaset olivat lievästi runsastuneet samoilla näytepaikoilla, joissa sen yksikkösaaliitkin olivat suurimmat (Isokyrö:  $r=0,25$ ; Kylänpää:  $r=0,20$ ,  $p<0,05$  ja Majorna:  $r=0,40$ ,  $p<0,001$ ). Salakan poikasten yksikkösaaliit kasvoivat Kyrönjoen alajuoksulla Majornasta Isokyröön ( $r=0,20-0,36$ ,  $p<0,03$ ). Hauen poikaset olivat merkittävästi lisääntyneet poikasnuottasaaliissa vain Hiirikoskessa ( $r=0,20$ ,  $p=0,03$ ) ja kiisken vain Majornassa ( $r=0,33$ ,  $p<0,001$ ). Alajokisaunan ja Seinäjoen Lylyn näytepaikoilla muutoksia ei havaittu minkään lajin poikasilla.



Kuva 99. Kyrönjoen poikasnuottauksien yksikkösaaliin (yks./nuotanveto) mediaani ja kalalajien mediaaneista lasketut prosenttiosuudet eri näytepaikoilla. Näytepaikat ovat: (1) Majorna, (2) Voitila, (3) Hiirikoski, (4) Isokyrö, (5) Kylänpää, (6) Kitinoja, (7) Alajokisauna, (8) Peurala, (9) Seinäjoen Lyly. Kaikki koekalastusvuodet (1996-2003) yhdistetty.

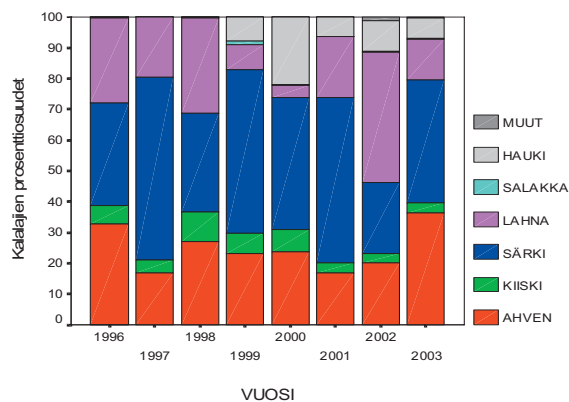
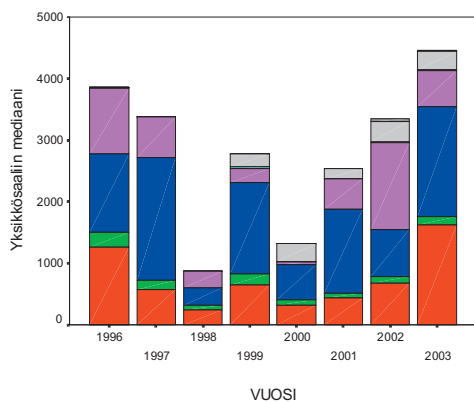
### Suvantojen kalasto

Verkkokalastusten lukumääräinen yhteissaalis koostui suurimmaksi osaksi särjestä (48%), ahvenesta (19%), kiiskestä (18%), lahnasta (7%) ja salakasta (6%). Verkkokalastuksien yksikkösaalis vaihteli vuosien välillä, mutta vaihtelu oli vähäisempää kuin poikasnuotta-aineistossa. Erityisesti vuonna 1998 yksikkösaaliit olivat alhaisia, kun taas suuria yksikkösaaliita saatiin vuosina 1996, 1999 ja 2003. Kyrönjoen kalayhteisössä ei tutkimusjaksolla näytä tapahtuneen merkittäviä muutoksia, kiisken osuus tosin on hieman pienentynyt ja ahvenen lievästi kasvanut (kuva 100). Yhteisyksikkösaaliissa ei havaittu muutoksia, mutta ahvenen ( $r=0,2$ ), lahnan ( $r=0,24$ ) ja salakan ( $r=0,22$ ) yksikkösaaliit kasvoivat lievästi ( $p<0,05$ ). Kalojen massoista laskettujen yksikkösaaliiden vaihtelu eri vuosina oli samansuuntaista kuin kalojen lukumääristä laskettujen. Kalayhteisön koostumus tosin näytti erilaiselta, sillä suurikokoiset lajit, kuten lahna, hauki ja osin ahven korostuivat erityisesti pienikokoisen kiisken kustannuksella (kuva 101).



Kuva 100. Kyrönjoen verkkokoekalastusten yksikkösaaliin (yks./ verkkosarjavuorokausi) mediaani ja kalalajien mediaaneista lasketut prosenttiosuudet tutkimusjaksolla. Kaikki koekalastuspaikat yhdistetty.

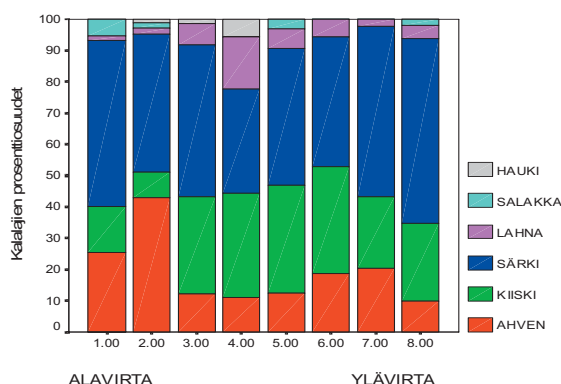
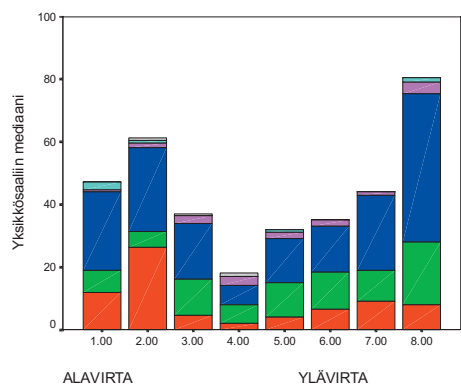




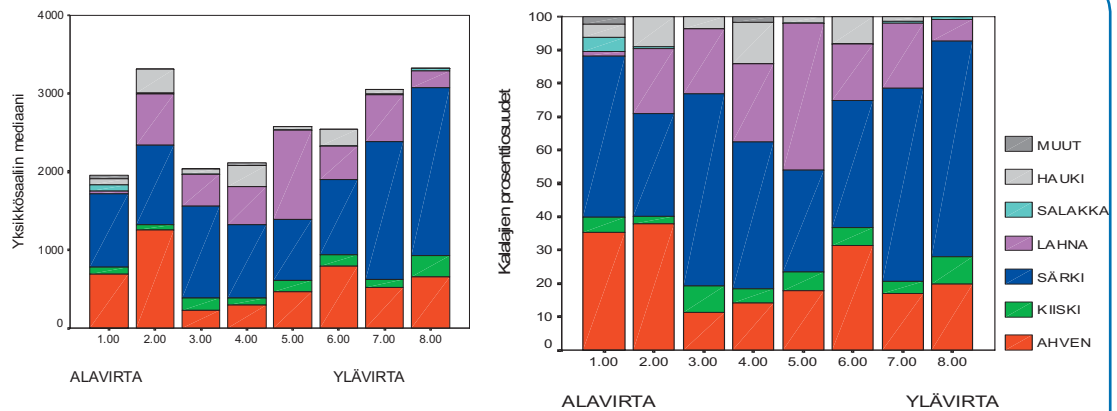
Kuva 101. Kyrönjoen verkkokoekalastusten yksikkösaaliin (g/verkkosarjavuorokausi) mediaani ja kalalajien mediaaneista lasketut prosenttiosuudet tutkimusjaksolla. Kaikki koekalastuspaikat yhdistetty.

Suurimmat verkkokoekalastuksen yksikkösaaliit saatiin useimmiten tutkimusalueen ala- ja yläjuoksulta, erityisesti Hiirikoskesta ja Seinäjoen Lylystä. Pienimmät yksikkösaaliit saatiin Kylänpäästä. Myös kalayhteisössä oli eroja joen pituussuunnassa: alavirrassa ahvenen osuus oli suuri ja kiiskan pieni. Keskijuoksulla lahnan ja hauen osuudet olivat korkeimmillaan. Särjen osuus joen eri osien kalayhteisöissä oli tasaisempi (kuva 102). Yksikkösaaliissa näkyi sama ilmiö. Erotuksena oli ainoastaan se, että hauen ja lahnan yksikkösaaliit olivat samansuuruisia joen eri osissa, vaikka näiden lajien osuudet olivatkin keskijuoksulla korkeimmillaan. Salakan yksikkösaaliit olivat alajuoksulla korkeita. Kalojen massaista laskettujen yksikkösaaliiden vaihtelu eri näytepaikoilla oli samansuuntaista lukumääristä laskettujen kanssa. Paikkojen välinen yksikkösaaliin vaihtelu oli tosin vähäisempää massojen perusteella. Kalayhteisökoostumuksessa, kuten vuosien välisessä tarkastelussakin, lahnan, hauen ja osin ahvenen osuudet kasvoivat erityisesti pienikokoisen kiiskan kustannuksella (kuva 103).

Toiset kalalajit taantuivat ja toiset runsastuivat tutkimusjaksolla. Alajuoksun Voitilassa yhteisyksikkösaalis ( $r=0,67$ ) ja lahnan yksikkösaalis ( $r=0,65$ ) olivat kasvaneet ( $p<0,05$ ). Hiirikoskella kiiski ( $r=-0,74$ ) ja ahven ( $r=-0,61$ ) olivat vähentyneet ( $p<0,05$ ). Yläjuoksulla Peuralassa hauki oli runsastunut ( $r=0,76$ ,  $p=0,01$ ) ja Seinäjoen Lylyssä lahnan ( $r=0,64$ ) sekä salakan ( $r=0,62$ ) yksikkösaaliit olivat kasvaneet ( $p<0,02$ ). Muiden lajien osalta ja muilla näytepaikoilla ei tilastollisesti merkitseviä muutoksia havaittu.



Kuva 102. Kyrönjoen verkkokoekalastuksien yksikkösaaliin (yks./verkkosarjavuorokausi) mediaani ja kalalajien mediaaneista lasketut prosenttiosuudet eri näytepaikoilla. Näytepaikat ovat: (1) Voitila, (2) Hiirikoski, (3) Isokyrö, (4) Kylänpää, (5) Kitinoja, (6) Alajokisauna, (7) Peurala, (8) Seinäjoen Lyly. Kaikki koekalastusvuodet (1996-2003) yhdistetty.



Kuva 103. Kyrönjoen verkkokoekalastuksien yksikkösaaliin (g/verkkosarjavuorokausi) mediaani ja kalalajien mediaaneista lasketut prosenttiosuudet eri näytepaikoilla. Näytepaikat ovat: (1) Voitila, (2) Hiirikoski, (3) Isokyrö, (4) Kylänpää, (5) Kitinoja, (6) Alajokisauna, (7) Peurala, (8) Seinäjoen Lyly. Kaikki koekalastusvuodet (1996-2003) yhdistetty.

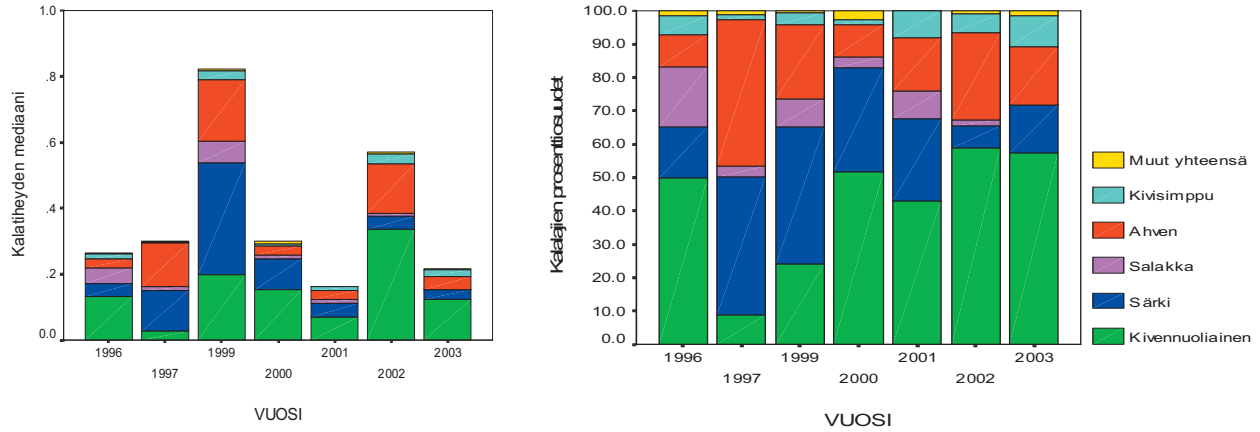
### Koskikalasto

Kyrönjoen sähkökoekalastusten saalis kalatiheydestä laskettujen osuuksien perusteella koostui suurimmaksi osaksi kivenuoliaisesta (33%), särjestä (24%), salakasta (18%) ja ahvenesta (17%). Kivisimpun tiheys oli 6% kokonaistiheydestä ja muiden lajien (made, hauki, kiiski, seipi, säyne ja lahna) osuudeksi jäi yhteensä alle 2%. Kalatiheys koskissa oli korkea etenkin vuosina 1999 ja 2002. Keskiarvoja tarkastellen Kyrönjoella näytti myös vuonna 1996 olleen korkea tiheys, johtuen erityisen suuresta salakattiheydestä Hiirikoskessa. Kalayhteisössä näyttää tapahtuneen muutoksia siten, että vuosina 1997 ja 1999 kivenuoliaisen osuus oli pieni, kun taas ahvenen ja särjen osuudet olivat tuolloin korkeita. Särjen ja salakan osuudet koskien kalayhteisössä näyttäsivät pienentyneen tutkimusjaksolla (kuva 104). Salakan osalta tiheydet olivatkin pienentyneet ( $r=-0,40$ ,  $p=0,005$ ), mutta muilla kalalajeilla ei tilastollisesti merkitseviä muutoksia havaittu. Kalojen massoihin perustuvat tiheydet eri vuosina olivat samansuuntaisia yksilömäärään perustuvien tiheyksien kanssa (kuva 105).

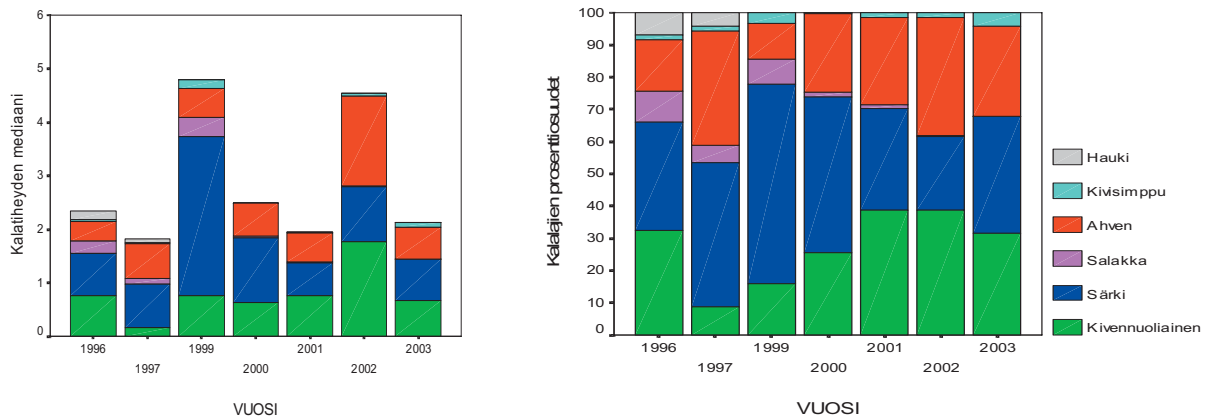
Kosket poikkesivat toisistaan kokonaiskalatiheyden suhteen (kuva 106), mutta ero ei ollut suuresta hajonnasta johtuen tilastollisesti merkitsevä ( $p=0,66$ ). Kivenuoliaisten tiheys oli suurin Ritaalankoskella, Perttilänkoskella ja Koskenkorvan padolla. Näissä paikoissa särjen tiheys puolestaan oli alhaisimmillaan. Kivisimppua ei esiintynyt lainkaan Kyrönjoen alajuoksulla. Myös Ritaalan- ja Sitkoskoskella sen tiheys oli alhainen, kun taas Perttilänkoskella se oli muita korkeampi. Ahvenen ja salakan tiheyksissä ei havaittu eroja koskien välillä ( $p>0,29$ ). Kalayhteisön koostumus vaihteli huomattavasti koskien välillä. Kivenuoliaisen osuus oli suurin niissä koskissa, missä sen tiheyskin oli korkein. Särkivaltaisina kalayhteisö puolestaan oli alavirran Voitilankoskella. Kalojen massoja tarkasteltaessa alavirran särkivaltaisuus edelleen korostui ja pääasiassa alavirrassa esiintyvä seipi näkyi Voitilankosken kalastossa noin 5% osuudella (kuva 107). Harvalukuisempi kivisimppu muodosti merkittävän osan kalastosta vain Koskenkorvan padolla, Perttilän-, Kirkon-, ja Rajamäenkoskella (kuva 106 ja 107).

Toiset kalalajit taantuivat ja toiset runsastuivat tutkimusjaksolla. Perttilänkosken yhteiskalatiheys ( $r=0,98$ ) ja kivenuoliaistiheys ( $r=0,98$ ) kasvoivat voimakkaasti ( $p=0,002$ ), kun taas alavirrassa Voitilankoskella kivenuoliaistiheys laski ( $r=-0,71$ ,

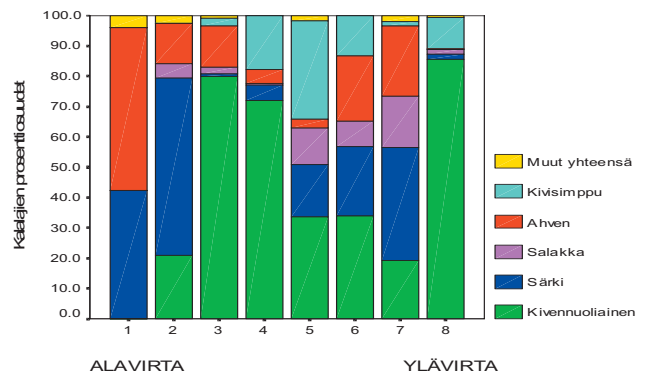
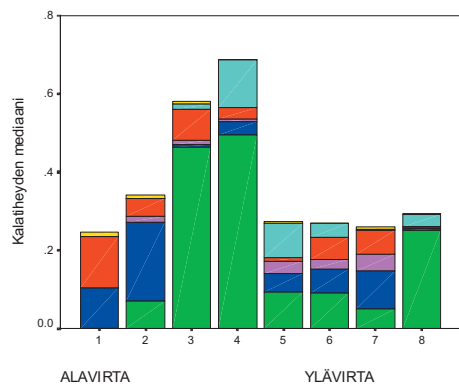
p=0,03). Salakan tiheys laski Kirkonkoskella ( $r=-0,98$ ,  $p<0,001$ ). Muilla koskilla ei tilastollisesti merkitseviä muutoksia kalatiheyksissä havaittu.



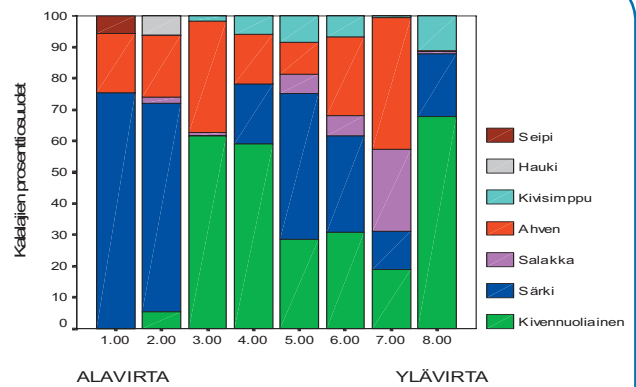
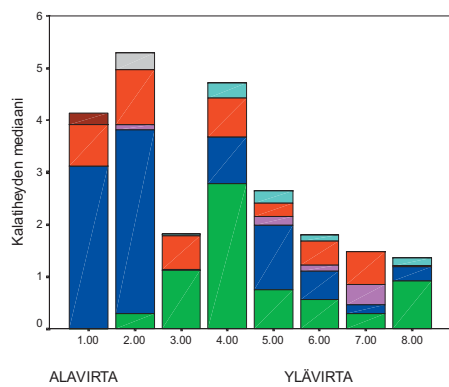
Kuva 104. Kyrönjoen sähkökoekalastusten kalatiheyden (yks./m<sup>2</sup>) mediaani ja kalatiheyksien mediaaneista lasketut prosenttiosuudet tutkimusjaksolla. Huomaa, että aineistosta puuttuu vuosi 1998. Kaikki koekalastuspaikat yhdistetty.



Kuva 105. Kyrönjoen sähkökoekalastusten kalatiheyden (g/m<sup>2</sup>) mediaani ja kalatiheyksien mediaaneista lasketut prosenttiosuudet tutkimusjaksolla. Huomaa, että aineistosta puuttuu vuosi 1998. Kaikki koekalastuspaikat yhdistetty.



Kuva 106. Kyrönjoen sähkökoekalastuksien kalatiheyden (yks./m<sup>2</sup>) mediaani ja kalatiheyksien mediaaneista lasketut prosenttiosuudet eri näytepaikoilla. Näytepaikat ovat: (1) Voitilankoski, (2) Hiirikoski, (3) Ritaalankoski, (4) Perttilänpöytä, (5) Kirkonkoski, (6) Rajamäenkoski, (7) Sitkoskoski ja (8) Koskenkorvan pato. Kaikki koekalastusvuodet yhdistetty.



Kuva 107. Kyrönjoen sähkökoekalastuksien kalatiheyden (g/m<sup>2</sup>) mediaani ja kalatiheyksien mediaaneista lasketut prosenttiosuudet eri näytepaikoilla. Näytepaikat ovat: (1) Voitilankoski, (2) Hiirikoski, (3) Ritaalankoski, (4) Perttilänpöytä, (5) Kirkonkoski, (6) Rajamäenkoski, (7) Sitkoskoski ja (8) Koskenkorvan pato. Kaikki koekalastusvuodet yhdistetty.

## 8.2.2

### Koskikalayhteisöjen monimuuttuja-analyytit

Kyrönjoen koskikalastoyhteisöjen rakenteelliset erot olivat erittäin selviä, mitä osoittaa permutaatiotestin antama erittäin pieni merkitsevyysarvo (taulukko 29).

NMDS -analyysin tuottama kaksiulotteinen ordinaatiokuva ilmentää aineiston sisältämiä voimakkaita ekologisia rakenteita eli yhteisörakenteen vaihtelua paikkojen välillä (kuva 108). Havainnot ryhmittäytyivät akselistossa melko selvästi, ja yleensä vain yksittäiset havainnot olivat poikkeavia. Mitä kauempaan havainnot sijaitsevat toisistaan akselistossa, sitä erilaisempi niiden lajisto oli. Ryhmittäytyminen akselistossa vastasi melko hyvin koskien sijaintia yläjuoksu-alajuoksu -gradientilla. Kyrönjoen alin koski, Voitilankoski sijoittui ordinaatiokuvan oikeaan reunaan melko alas. Gra-

Taulukko 29.

NMDS -ajon stressiarvot suhteessa akselien määrään (p = satunnaistettujen ajojen osuus, joiden stressi pienempi tai yhtä suuri kuin havaittu stressi).

Akseli	Stressiarvo aineistossa (100 ajoa)			Stressiarvo Monte Carlo- testissä (100 ajoa)			p
	min	keskiarvo	max	min	keskiarvo	max	
1	29,14	50,89	56,98	34,88	51,11	57,67	0,0099
2	15,81	19,74	40,41	20,23	24,77	40,42	0,0099

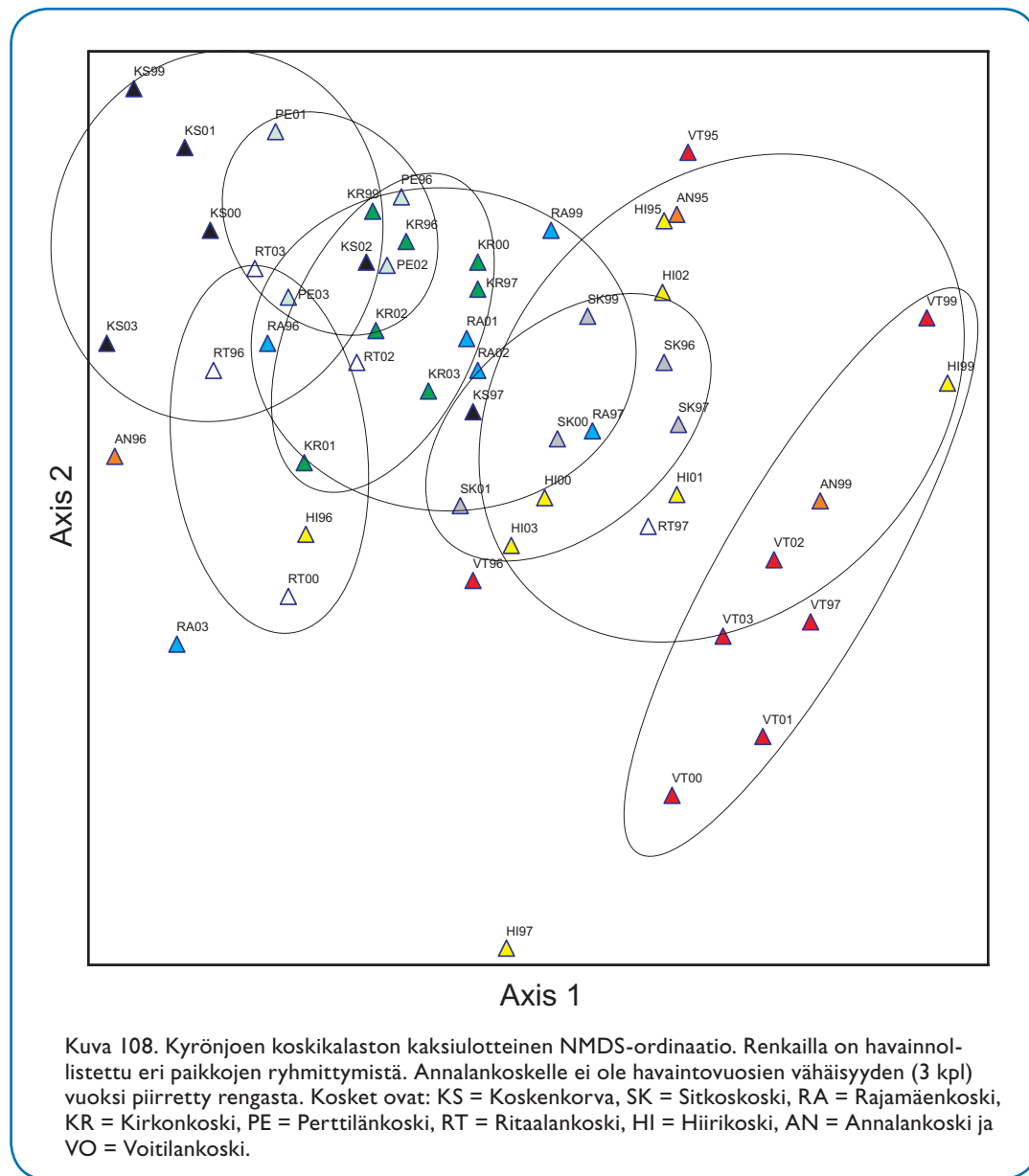
dientin toiseen päähän, vasempaan yläkulmaan taas ryhmittyi ylin havaintopaikka eli Koskenkorva. Hiirikosken havaintojen vuosittainen vaihtelu oli Voitilaa suurempaa havaintojen sijoittuessa Voitilasta vasemmalle kohti kuvan keskustaa. Kolmas alajuoksun koski, Annalankoski ryhmittyi samantyyppisesti kuin Voitila ja Hiirikoski. Koskenkorvan ja Hiirikosken väliin ryhmittyivät keskiosan kosket siten, että Perttiläkoski ja Ritaalankoski olivat lähinnä Koskenkorvaa. Kirkonkoski oli melko tiiviisti ryhmittyneenä näiden tuntumassa. Rajamäenkoski oli samassa ryhmässä, mutta vuosien välinen vaihtelu oli suurempaa. Sitkoskoski sijoittui Rajamäenkosken ja Hiirikosken väliselle alueelle. Joen pituusgradienttiin verrattuna havaittiin, että Sitkoskoski sijoittui huomattavasti lähemmäs alajuoksua kuin sen maantieteellinen sijainti edellyttäisi. Kirkonkosken verrattuna myös Rajamäenkoski oli hieman "alempana", kun taas Ritaalankoski ja Perttiläkoski olivat "ylempänä".

Näytteiden sijoittumisen vuosittainen vaihtelu ordinaatiokuvassa kertoo lajiston vaihtelusta eri vuosien välillä. Suurinta vaihtelua oli Hiirikoskessa ja pienintä Kirkonkoskessa ja Perttiläkoskessa (kuva 108). Vuosien välillä oli selvää vaihtelua, mutta se oli samansuuntaista kaikilla koskilla, eli havaintopaikkojen sijainti toisiinsa nähden pysyi pääosin samanlaisina. Selviä koskikohtaisia kehityssuuntia ei näin ollut tutkimusjaksolla nähtävissä, vaan vuosien väliset muutokset olivat samankaltaisia kaikilla paikoilla. Vuodet olivat ryhmittyneet toisiinsa nähden siten, että vuosien 1995, 1997 ja 1999 näytteet olivat keskimääräistä enemmän oikealla ja vastaavasti vuosien 1996, 2000 ja 2003 näytteet keskimääräistä enemmän vasemmalla.

Aineisto ryhmittyi koskien perusteella hyvin voimakkaasti (MRPP:  $A=0,202$ ;  $p < 0,001$ ), mikä kertoo koskien välisistä suurista eroista kalayhteisöjen rakenteessa. Eniten vuosien välistä vaihtelua oli Annalankoskella, Voitilassa ja Hiirikoskella eli ylipäätään alajuoksulla. Vähiten vaihtelua taas oli Perttiläkoskella, Kirkonkoskella ja Sitkoskoskella.



Pia Nikkonen



Aineiston ryhmittyminen oli voimakasta myös vuosien perusteella (MRPP:  $A=0,068$ ;  $p = 0,005$ ), mikä kertoo selvistä, koko jokea koskettavista eroista yhteisörakenteessa eri vuosien välillä. Suurinta vaihtelua lajistossa oli vuosina 1996 ja 1999 ja vähäisintä vuosina 1995 ja 2002. Kun vuosi 1995, jolloin oli kalastettu vain kolmella alimmalla koskella, jätettiin pois, oli ryhmittyminen enää vain suuntaa antavaa ( $A = 0,035$ ;  $p = 0,066$ ). Voidaankin havaita, että merkittävä osa aineiston sisältämästä vaihtelusta sisältyi vuoteen 1995, johtuen koekalastusten sijoittumisesta ainoastaan alajuoksun koskiin. Kaiken kaikkiaan ryhmittyminen oli siis heikompaa vuosien kuin paikkojen perusteella. Koskikalaston rakenteelliset erot ovat siis suurempia eri koskien kuin eri vuosien välillä.

Indikaattorianalyysin (IndVal) löytämät koskikohtaiset indikaattoriarvot eri lajeille olivat yleensä melko matalia (taulukko 30). Kivenuoliainen ja kivisimppu luonnehtivat Perttilänkoskea ja seipi Voitilaa. Lisäksi suuntaa antavia indikaattoriarvoja saivat ahven (Sitkoskoski), kivisimppu (Koskenkorva), salakka (Annalankoski) sekä särki (Hiirikoski). Yleisinä trendeinä lajiston indikaattoriarvoissa näyttäisi olevan, että ahven ja särkikalat indikoivat alajuoksua ja toisaalta koskihitaatiltaan pienialaisia nivamaisia koskia (Sitkoskoski, Rajamäenkoski). Tästä poikkeuksena oli lahnan esiintyminen Kirkonkoskessa. Alimmassa koskessa, Voitilassa, näkyi myös meren vaikutus lähinnä seipin ja mateen esiintymisenä. Virtavesikalat, kivenuoliainen ja



kivisimppu, indikoivat keskijuoksun koskia ja Koskenkorvaa siten, että kivisimpun esiintymisen painopiste oli ylempänä joessa kuin kivenuoliaisen.

Taulukko 30.

Lajikohtaiset indikaattoriarvot (IndVal-analyysi) kullekin koskelle sekä Monte Carlo –permutaatiotestiin perustuva lajikohtainen merkitsevyysarvo. Kosket ovat: KS = Koskenkorva, SK = Sitkoskoski, RA = Rajamäenkoski, KR = Kirkonkoski, PE = Perttilänkoski, RT = Ritaalankoski, HI = Hiirikoski, AN = Annalankoski ja VO = Voitilankoski. Tilastollisesti merkitsevät lajit lihavoitu.

	KS	SK	RA	KR	PE	RT	HI	AN	VO	p
ahven	1	20	15	3	4	9	14	11	19	0,600
hauki	0	2	1	10	1	2	16	9	3	0,520
<b>kivenuoliainen</b>	16	4	7	7	<b>31</b>	10	6	6	4	<b>0,020</b>
<b>kivisimppu</b>	23	1	11	19	<b>43</b>	2	0	0	0	<b>0,010</b>
salakka	1	12	7	4	3	2	11	24	3	0,420
särki	1	9	11	5	1	1	36	17	16	0,240
made	3	0	0	1	0	0	5	0	11	0,610
kiiski	1	3	0	0	0	1	13	0	9	0,580
lahna	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0,750
säyne	0	12	0	0	0	0	0	0	5	0,490
<b>seipi</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>63</b>	<b>0,010</b>

Vuosien välisiä lajistollisia eroja testattaessa löytyi vain kaksi merkittävää indikaattorilajia: kivenuoliainen ja salakka, jotka molemmat luonnehtivat vuotta 1995 (taulukko 31). Muille vuosille tilastollisesti merkittäviä indikaattorilajeja ei löytynyt. Indikaattoriarvot olivat muutenkin melko pieniä. Arvoista kuitenkin havaitaan, että vuonna 1995 tavattiin muita vuosia korkeampia arvoja myös muiden lajien osalla. Särki- ja ahvenkalojen indikaattoriarvot vaihtelivat tutkimusjakson aikana muutoin melko satunnaisesti. Sen sijaan kivenuoliaisen indikaattoriarvot olivat keskimääräistä korkeampia tutkimusjakson alussa ja toisaalta lopussa. Myös kivisimpun indikaattoriarvo nousi jonkin verran jakson loppuvuotona.

Taulukko 31.

Vuosien ryhmittelyä testaavan IndVal –analyysin lajikohtaiset indikaattoriarvot kullekin vuodelle sekä Monte Carlo –permutaatiotestiin perustuva lajikohtainen merkitsevyysarvo.

	1995	1996	1997	1999	2000	2001	2002	2003	p
ahven	4	3	24	31	5	2	19	5	0,090
hauki	10	3	5	3	3	10	0	8	0,940
kivenuoliainen	32	10	2	6	7	11	14	10	0,030
kivisimppu	0	7	4	11	2	10	20	7	0,300
salakka	57	4	2	15	1	2	10	0	0,010
särki	30	2	7	34	6	5	5	3	0,500
made	19	0	0	9	0	0	3	0	0,320
kiiski	15	0	2	9	1	1	0	0	0,470
lahna	0	0	0	0	17	0	0	0	0,140
säyne	0	0	7	8	0	0	0	0	0,950
seipi	22	0	0	2	0	1	1	1	0,180

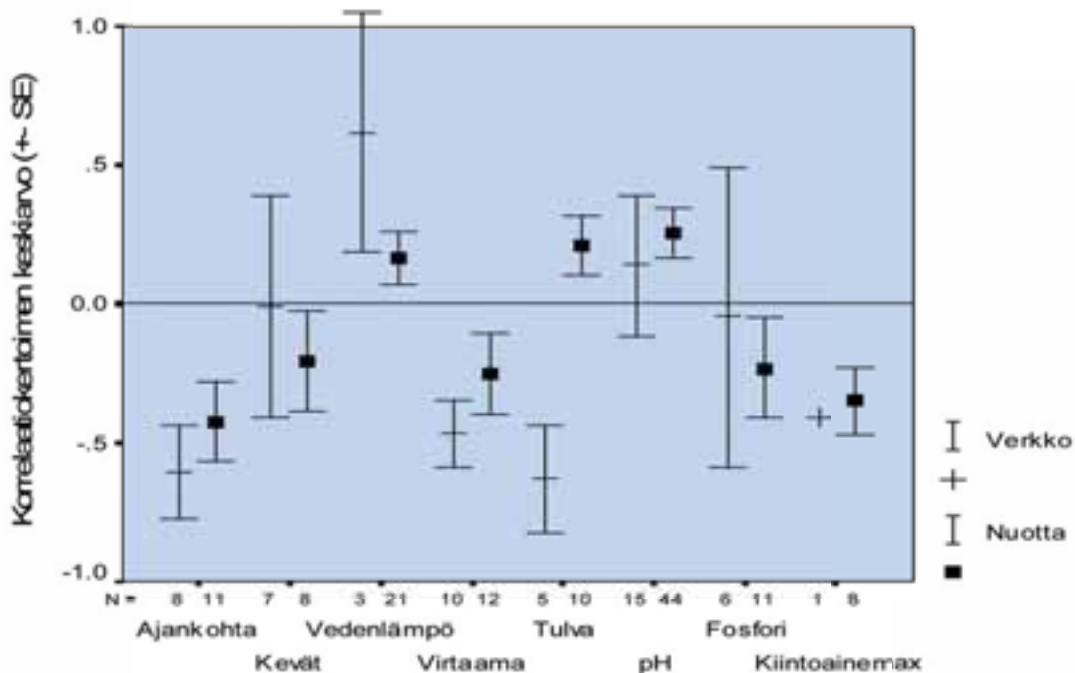
### 8.2.3

#### Kalaston esiintymisen vaihtelua selittävät tekijät

##### Poikastuotanto ja suvantojen kalasto

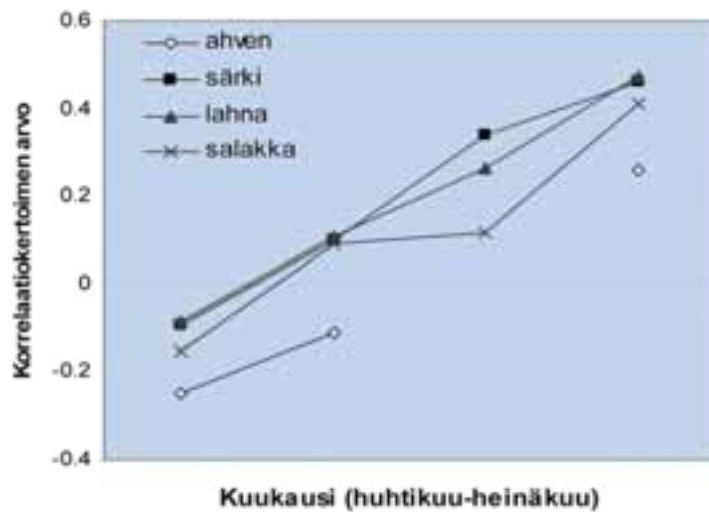
Tärkeimmät poikastuotantoa ja suvantojen kalaston koostumusta Kyrönjoella säätelevät tekijät olivat regressiomallien perusteella happamuus ja virtaama (kuva 109). Happamuuden lisääntyessä ja/tai virtaaman kasvaessa yksikkösaaliit pienenevät. Veden

lämpötila näytti vaikuttavan etenkin kalanpoikasten yksikkösaaliisiin. Tulvan vaikutus oli erilainen koeverkko- ja poikasnuotta-aineistojen yksikkösaaliita selittävänä tekijänä: koeverkkosarja-aineistossa tulva vähensi saaliita ja poikasnuottausaineistossa se taas lisäsi niitä. Ajankohta vaikutti yksikkösaaliisiin puolestaan siten, että mitä myöhemmin koekalastukset tehtiin, sitä pienemmät olivat saaliit. Kiintoainemaksimin ja yksikkösaaliiden yhteys näytti olevan negatiivinen, eli kiintoainekuormituksen kasvu pienensi yksikkösaaliita. Analyysi ei tosin ottanut kiintoainemaksimia mukaan malleihin kovin usein (kuva 109). Regressiomallien selitysasteiden keskiarvot olivat koeverkkosarja-aineistossa 0,57 (SD 0,25) ja poikasnuotta-aineistossa 0,38 (SD 0,18).



Kuva 109. Näytepaikoittain ja kalalajeittain laskettujen askeltavien regressioanalyysien malleihin valitsemat yksikkösaaliiden vaihtelua selittävät muuttujat, niiden korrelaatioiden keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet koeverkkosarja- ja poikasnuotta-aineistoissa. Vaaka-akselin alapuolella on ilmoitettu, montako kertaa (N) kyseinen muuttuja on tullut valituksi malleihin. Selittäviä muuttujia on yhdistetty (ks. aineisto ja menetelmät). Selityksiä: ajankohta, arvon kasvaessa koekalastuspäivä on myöhemmin syksyllä; kevät, veden lämpenemispäivän (>5°C) juokseva numero. Regressioanalyysissä käytetty merkitsevyystaso:  $p < 0,05$ .

Kesän poikasnuottausten yksikkösaaliit odotetusti kasvoivat, mikäli kesän (kesäheinäkuu) happamuusolot olivat suotuisat. Sen sijaan kevään (huhti-toukokuu) pH-minimiarvojen ja yksikkösaaliiden korrelaatiot olivat yllättäen negatiivisia, eli mitä alhaisempi oli kevään pH, sitä korkeampi oli yksikkösaalis. Varsinkin särkikaloiilla näkyi herkkyys erityisesti kesänaikaiselle veden happamuudelle (kuva 110).



Kuva 110. Loppukesällä tehtyjen poikasnuottausten yksikkösaaliiden ja tutkimusjakson pH –kuukausiminimien välinen riippuvuus kevätkutuisilla kalalajeilla. Ahvenen yksikkösaaliin ja kesäkuun minimi pH:n välinen riippuvuus ei ollut tilastollisesti merkitsevä ( $p > 0,05$ , muut  $p < 0,01$ ). Kaikki näytepaikat ja vuodet yhdistetty.

### Koskikalasto

Kivenuoliaisen ja kivisimpun esiintymisen vaihtelua Kyrönjoen koskilla selittivät parhaiten pH ja kiintoainemaksimi. Happamuuden ja kiintoainemaksimin kasvaessa pieneni näiden kalojen tiheys (taulukko 32). Muilla tekijöillä ei havaittu tilastollisesti merkitseviä vaikutuksia esiintymiseen.

Taulukko 32.

Kalatiheyden ja sen vaihtelua selittävien muuttujien väliset korrelaatiokerrointen arvot Kyrönjoen koskissa. Taulukossa on esitetty vain tilastollisesti merkitsevät korrelaatiot (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ). Kaikki näytepaikat ja -vuodet yhdistetty.

Muuttuja	Kivenuoliainen	Kivisimppu
Ajankohta		
Kevät		
Veden lämpötila		
Virtaama		
Tulva		
Pinta-ala		
Fosfori		
pH	0,51**	0,58**
Kiintoainemax	-0,36*	-0,41*

#### 8.2.4

### Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutukset: ylä- ja alapuolisten alueiden vertailu

Vesistötöiden vaikutus- ja vertailualueille kalalajeittain lasketut yksikkösaaliiden ja tiheyksien vuosien väliset korrelaatiot poikkesivat vain harvoin toisistaan. Särjen poikastuotanto vaikutusalueella taantui ( $r = -0,23$ ,  $p < 0,001$ ), mutta lahnan lisääntyi

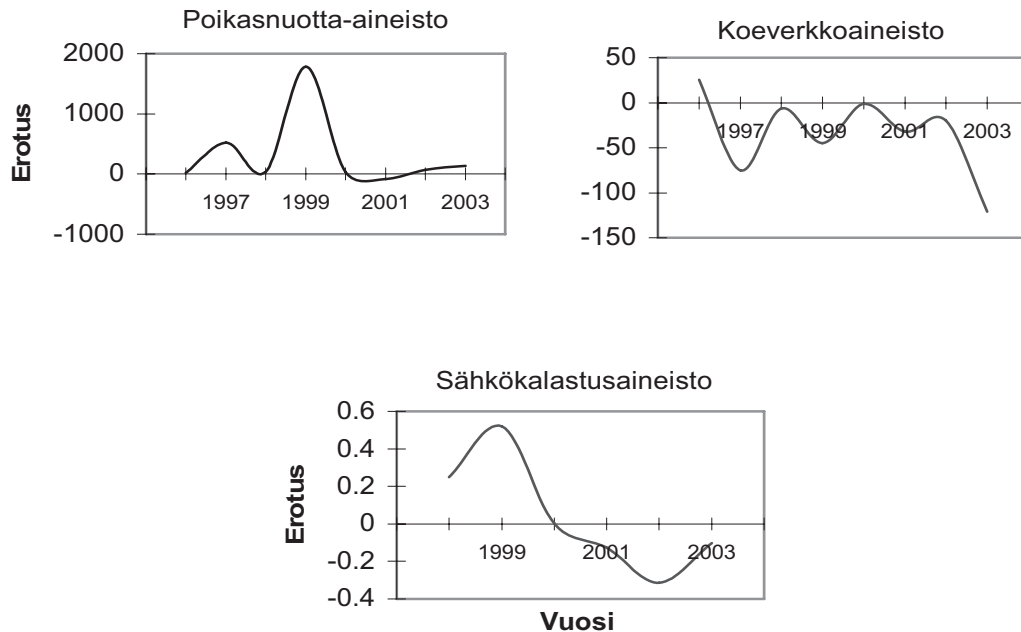
( $r=0,18$ ,  $p=0,007$ ). Vertailualueella ainoa muutos oli ahvenen runsastuminen ( $r=0,18$ ,  $p=0,005$ ). Suvantojen kalastossa vaikutusalueella ei havaittu muutoksia, mutta vertailualueella sekä lahna ( $r=0,38$ ) että hauki ( $r=0,39$ ) runsastuivat ( $p<0,02$ ). Koskikalastossa ei ollut tilastollisesti merkitseviä muutoksia.

Vaikutusalueen yksikkösaalis suhteessa vertailualueen yksikkösaaliiseen pieniä lähes poikkeuksetta, osoittaen kalaston taantuneen vesistötöiden vaikutusalueella töiden aloittamisen jälkeisinä vuosina (taulukko 33, kuva 111). Muutokset eivät tosin lyhyestä ajasta ja suuresta hajonnasta johtuen olleet tilastollisesti merkitseviä, jos riskitaso pidetään normaalina ( $p<0,05$ ). Osa korrelaatiokertoimien arvoista oli kuitenkin melko voimakkaasti negatiivisia.

Taulukko 33.

Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutus- ja vertailualueen yksikkösaaliiden (sähkökalastusaineistossa kalatiheys) erotuksista tutkimusjaksolle lasketut korrelaatiokertoimen arvot ( $r$ ) ja riskitasot ( $p$ ). Erotus on laskettu vähentämällä vaikutusalueen (työalue + alapuolinen alue) yksikkösaalis vertailualueen (yläpuolinen alue) vastaavasta kunakin vuonna (1996-2003). Näin arvojen muuttuminen pienemmiksi osoittaa vertailualueen kalaston runsastumista vaikutusalueeseen verrattuna ja päin vastoin.

	Poikasnuotta		Koeverkko		Sähkökalastus	
	r	p	r	p	r	p
Yhteensä	-0,17	0,69	-0,50	0,21	-0,78	0,07
Ahven	-0,10	0,82	-0,35	0,39		
Särki	-0,39	0,34	-0,36	0,39		
Lahna	-0,02	0,97	-0,66	0,08		
Salakka	-0,23	0,59	-0,45	0,27		
Kiiski	-0,12	0,78	0,18	0,67		
Hauki	-0,08	0,84	-0,68	0,06		
Kivenuoliainen					0,00	1,0
Kivisimppu					-0,49	0,33



Kuva III. Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutus- ja vertailualueen kaikkien kalalajien yhteisyksikkösaaliiden erotukset tutkimusjaksolla eri koekalastusmenetelmillä. Erotukset on laskettu vähentämällä vaikutusalueen (työalue + alapuolinen alue) yksikkösaalis vertailualueen (yläpuolinen alue) vastaavasta kunakin vuonna. Näin arvojen muuttuminen pienemmiksi osoittaa vertailualueen kalaston runsastumista vaikutusalueeseen verrattuna ja päinvastoin.

## Tulosten tarkastelu

### Kyrönjoen kalasto

Kyrönjoessa, sen suistossa ja edustan merialueella esiintyy tai on tavattu peräti 60 kalalajia (Hudd ym. 1984). Kyrönjoen vesistöä on rakennettu voimakkaasti ja joki kärsii myös suuresta ravinnekuormituksesta ja ajoittaisista happamuusongelmista. Kalastossa nämä muutokset näkyvät rehevöitymistä ja happamoitumista sietävien kalalajien runsastumisena ja herkkien lajien taantumisenä. Muun muassa lohikalat ovat hävinneet pääuomasta muun muassa heikon veden laadun ja nousuesteiden takia, lukuun ottamatta alajuoksun uhanalaista vaellussiikakantaa.

Tutkimusjaksolla lukumääräisesti suurimman osan, lähes puolet, Kyrönjoen suvantojen kalastosta muodosti särki. Ahvenen osuus oli vajaa viidennes. Lahnaa esiintyi erityisesti poikasnuottauksien saaliissa ja kiiskeä erityisesti koeverkkopyynnissä. Koskipaikoilla kolmanneksen kalastosta muodosti varsinainen virtavesilaji, kivenuoliainen. Toinen varsinainen virtavesilaji, kivisimppu, oli huomattavasti tätä harvalukuisempi. Koskista tavattavista seisovan veden lajeista yleisin oli särki, noin neljänneksen osuudella, sekä salakka ja ahven vajaan viidenneksen osuudella.

Yksikkösaaliit vaihtelivat melko voimakkaasti eri vuosina. Lisäksi eri koekalastusmenetelmät antoivat osin ristiriitaista tietoa vuotuisesta kalakannan koosta. Kyrönjoen kalakanta näyttäisi olleen suuri vuonna 1997 ja erityisesti vuonna 1999, jolloin kaikilla koekalastusmenetelmillä saatiin paljon kalaa. Vuosina 1996 ja 2003 poikasnuottasaalis oli pieni, mutta koeverkkosaalis suuri. Vuonna 1998 taas kalaa saatiin erityisen vähän sekä poikasnuotalla että koeverkoilla. Sähkökalastusaineistossa vuoden 2002 kalatiheys oli korkea, vaikka muiden koekalastusmenetelmien saalis oli tavanomainen. Laxin ym. (1998) mukaan myös vuosina 1987 ja 1994 esiintyi huomattavan runsaasti kalanpoikasia.

Koko Kyrönjoen kalastossa ei näyttäisi tapahtuneen merkittäviä muutoksia tutkimusjaksolla. Ahvenen, salakan ja lahnan kannat ovat lievästi vahvistuneet, kuten myös kaikkien kalojen yhdistetty poikastuotanto. Taantumista ei koko tutkimusalueen mitassa havaittu, ainoastaan sähkökalastusaineiston mukaan kuitenkin salakka olisi taantumassa, tosin menetelmä ole paras mahdollinen parvikalojen kannan kojojen arviointiin.

Kalayhteisön koostumus vaihteli poikasnuotta-aineistossa siten, että yhteisyksikkösaaliin kasvaessa särjen osuus kasvoi ja ahvenen vastaavasti pieneni. Yhteisyksikkösaaliin laskiessa tilanne oli päinvastainen. Särjen ja ahvenen lisääntymisen onnistumisen ympäristövaatimukset ovat osittain erilaiset. Ahvenen sietää happamampaa vettä kuin särki (esim. Kauppi ym. 1990). Särjen poikasten puuttuminen taas hyödyttää ahvenen poikasia lajien välisen kilpailupaineen pienentyessä (Persson 1986). Ahvenen poikastuotanto vaihteli vähemmän kuin särjen, mikä luultavasti johtuu ahvenen paremmasta happamuuden sietokyvystä siten, että ahvenelle kriittinen minimi pH -arvo alittuisi harvemmin (ks. myös Hudd & Kålx 1997). Verkkokalastusaineistossa ei vastaavaa yksikkösaaliiden ja kalalajiosuuksien vuorottelua havaittu. Sähkökalastusaineistossa erityisen silmiinpistävää oli kivenuoliaisen alhainen osuus vuosina 1997 ja 1999. Juuri noina vuosina särjen ja ahvenen osuudet olivat korkeimmillaan.

Jokien kalayhteisöissä havaitaan usein suurta vuosien välistä vaihtelua. Vaihtelu voi olla erityisen voimakasta rakennetuissa vesistöissä, joissa ympäristöolosuhteet (mm. lämpötila ja virtaama) vaihtelevat enemmän kuin luonnontilaisessa vesistöissä (Calow & Petts 1994; Matthews 1998). Vaihtelu saattaa joskus kuitenkin olla harhaa,

ja johtua osittain koekalastusmenetelmän ja kunkin vuoden erityisolosuhteiden vaikutuksesta. Niinpä onkin hyvä tarkastella kalalajien prosenttiosuuksia eri vuosina. Jos osuudet eivät merkittävästi vaihtelevat, voidaan arvella kalakannan koon pysyneen suhteellisen vakaana, vaikka yksikkösaaliit vaihtelisivatkin (Matthews 1998). Tämän kaltainen tarkastelu, kuten tässä tapauksessa myös suora yksikkösaaliiden tarkastelu, osoittavat Kyrönjoen kalakannan olleen koeverkkopyyntien perusteella vakaampi, mutta poikastuotannon vaihdelleen vuosien välillä voimakkaasti. Kalanpoikasten puskurikyky erilaisia ympäristöhäiriöitä, Kyrönjoella etenkin happamuutta vastaan on heikompi kuin vanhempien kalojen (Wootton 1990; Hudd & Kålx 1997). Tämä selittää juuri poikasnuottauksen saaliin voimakkaan vaihtelun.

Poikasnuottauspaikkojen saaliissa havaittiin mielenkiintoinen ilmiö. Kyrönjoen keskijuoksulla esiintyi eniten kalanpoikasia, vaikka Lax ym. (1998) olivat havainneet vuosina 1986-1995 keskiosien, erityisesti Isonkyrön, olleen heikointa lisääntymisaluetta. Lax ym. (1998) selittivät Kyrönjoen keskiosan silloiset alhaiset poikastiheydet lyhytaikaisäänöstelyyn, happamien valumavesien ja merestä tulevien vaelluskalojen puuttumisen vaikutuksiksi. Kuitenkin, jälkikäteen arvioituna, oli Isossakyrössä Kyrönjokeen laskevan Lehmäjoen silloisilla perkauksilla luultavasti suuri haitallinen vaikutus alueen poikastuotantoon. Perkausten aikana Lehmäjoen pH laski pitkiksi ajoiksi 4 ja 4,5 välille samalla, kun kiintoainepitoisuudet ja toksisen liukoisen alumiinin pitoisuudet nousivat erittäin korkeiksi (Lax ym. 1998). Perkausten päätyttyä kuormitus on hiljalleen laskenut ja olosuhteet pääuomassa ovat parantuneet. Keski-osien, etenkin Isonkyrön näytepaikan merkitys Kyrönjoen kalapoikastuotannossa on muuttunut nyt huomattavaksi. Lehmäjoen vesi on tosin edelleenkin ajoittain erittäin hapanta, johtuen alunamaiden suuresta osuudesta valuma-alueella (Erviö 1975). Laxin ym. (1998) aineistossa oli vähemmän nuottauspaikkoja ja toistoja (nuotanvetoja)/paikka kuin tässä tutkimuksessa, millä saattaa myös olla vaikutusta tuloksiin.

Kyrönjoen keskijuoksulla rantavyöhykettä ei ole muokattu siinä määrin kuin sen ala- ja yläpuolisilla alueilla, mikä voi selittää alueen suuremmat kalanpoikasten yksikkösaaliit. Jokien valuma-alueen ja jokiluiskien voimakas maankäyttö vähentää kasvillisuutta, mikä lisää pintavaluntaa ja eroosiota, mistä syntyvä kiintoaine voi peittää kalojen kutupaikat tai itse mädin (Berkman & Rabeni 1987; Cowx & Welcomme 1998). Vesistötyöt hävittävät usein joen yhteydessä olevat tulvaniityt, jonne vesi tulva-aikoina nousisi. Monimuotoiset tulvaniityt ovat joen kalanpoikastuotannolle erittäin tärkeitä alueita, ja muutokset näissä alueissa heijastuvat voimakkaasti joen kalastoon (Schlosser 1982, 1991; Zalewski ym. 2001). Myös tulvien estäminen ja vesistön säännöstely sinänsä voi vähentää kalanpoikastuotantoa. Tulvasuojelu estää veden nousemisen luonnontilaisillekin tulvaniityille, minkä seurauksena kalojen monimuotoiset lisääntymis-, ruokailu- ja suojapaikat menetetään (Schlosser 1991). Tulvien merkitys näkyi myös tässä tutkimuksessa, jossa havaittiin tulvien lisäävän kalanpoikastuotantoa. Mikäli vesistötyöt eristävät joen sen luonnontilaisista tulva-alueista ja rantavyöhykkeestä, vaikuttavat ne haitallisesti joen kalastoon, etenkin kalanpoikastuotantoon. Kyrönjoen keskiosilla ei ole tehty vesistötyöitä ja alueen poikastuotanto onkin nyt runsasta.

Vanhempien kaloja saatiin koeverkoilla myös voimakkaasti muokatuista paikoista, kuten Seinäjoen Lylystä, joka on keinotekoinen uoma. Hieman yllättäen kuitenkin näitä suurempia, koeverkkosaaliissa esiintyviä, kaloja oli vähiten keskiosien hyvillä poikasalueilla. Sähkökalastusaineistossa ei tilastollisia eroja näytepaikkojen kokonaiskalatiheyksissä havaittu. Keskijuoksulla Ritaalankoskelta Perttiläkoskelle näyttäisi kuitenkin olevan korkeammat kalatiheydet kuin muualla. Nämä paikat ovat lähellä Isoakyröä, missä poikastuotanto oli korkea.

Kalalajien esiintymisessä oli vaihtelua joen eri osien välillä. Tutkimusalueen keskiosissa, missä tavattiin eniten kalanpoikasia, kalayhteisö oli poikasnuottauksen perusteella särkikalavaltainen. Erityisesti lahnan poikasten osuus oli alueella korkea.



Kiiskan ja ahvenen poikasia tavattiin pääasiassa alajuoksulta, mutta ahvenen poikasten osuus oli korkea myös Kitinojalla, kuten myös Lax ym. (1998) havaitsivat, ja Seinäjoen Lylyssä. Myös koeverkkoaineiston perusteella alajuoksulla esiintyi ahventa enemmän kuin muualla, mutta kiiskan osuus oli päinvastoin suurempi mielumminkin ylä- kuin alajuoksulla. Koeverkkopyynteissä esiintyi lahnaa samoilla paikoilla kuin sen poikasiakin, eli keskijuoksulla. Haukea näyttäisi esiintyvän myös erityisesti keskijuoksulla. Varsinaiset koskikalat (kivenuoliainen ja kivisimppu) esiintyvät pääasiassa tutkimusalueen keskiosissa ja toisaalta aivan ylhäällä, Koskenkorvan padolla. Kivisimppu puuttui kokonaan alajuoksulta, minkä havaitsivat aiemmin myös Lax ym. (1998). Kivisimpun tiedetään olevan herkkä happamuudelle (Mason 1991) ja sen tiheys tässä tutkimuksessa korreloi melko voimakkaasti juuri pH:n kanssa. Muut kuin koskikalat esiintyivät sähkökalastussaaliissa lähinnä alajuoksulla ja Sitkoskoskella.

Kyrönjoen eri osissa on tutkimusjaksona tapahtunut muutoksia kalayhteisöissä. Sekä poikasnuotta- että koeverkkoaineisto osoittavat, että alajuoksun kalakanta on vahvistumassa. Erityisesti ahvenkanta näyttäisi kasvavan tuolla alueella, mutta samoin myös särki-, salakka-, lahna- ja kiiskikanta, riippuen siitä, mitä koekalastuspaikkaa tai -menetelmän tuloksia tarkastelee. Ainoina poikkeuksina tästä on koeverkkoaineistossa ahvenen ja kiiskan väheneminen Hiirikoskessa ja sähkökalastusaineistossa kivenuoliaisen väheneminen Voitilankoskessa. Alaosan kalaston yleisesti ottaen suotuisan kehityksen selityksenä voi olla ympäristön palautuminen 1990-luvun alkupuolen vesistöiden jäljiltä tai veden pH:n asteittainen muuttuminen korkeammaksi. Kyrönjoen alaosan ja suiston kalakantojen vahvistumisen havaitsivat jo aiemmin Hudd ym. (1997) ja Lax ym. (1998). Trendi näytti edelleen jatkuvan, kivenuoliaisen väheneminen tästä selittämättömänä poikkeuksena. Kyrönjoen yläosan vesistötyöt aloitettiin tämän tutkimuksen kestäessä ja onkin mahdollista, että töiden vaikutusalueella olevalla Kitinojalla havaittu yhteisyksikkösaaliin ja särjen poikasten väheneminen voi johtua juuri näistä töistä. Kitinoja oli yhdeksästä paikasta ainoa, jossa poikasnuotta-aineiston yksikkösaaliit laskivat tutkimusjaksolla. Työalueen yläpuolisilla Peuralan ja Lylyn koeverkkokalastuspaikoilla yksikkösaaliit sen sijaan kasvoivat paikasta riippuen hauen, lahnan ja salakan osalta. Tutkimusalueen keskivaiheilla, Perttilänskoskessa, havaittiin poikkeuksellisen voimakas yhteis- ja kivenuoliaistihedeyden kasvu sähkökalastussaaliissa.

Särjen ja ahvenen esiintymistä voidaan käyttää Kyrönjoen tilan arviointiin happamuuden suhteen. Alavirrassa, jossa pH on alempi, esiintyy mielummin ahvenen kuin särjen poikasia. Ahven kestää paremmin happamuutta ja näin voisikin ajatella happamuuden rajoittavan särjen poikasten esiintymistä alavirrassa (vrt. Kauppi ym. 1990). Toisaalta, sähkökalastusten perusteella alavirta näyttäisi olevan särkivaltainen, ja koeverkkoaineistossa särjen osuus näyttää tasaiselta. Vanhemmat särjet ja ahvenet sietävätkin paremmin alavirran hapanta vettä. Alavirran epäedullisista olosuhteista kärsivät särjen poikasten ohella myös koskikalat, kivisimppu ja kivenuoliainen.

Tiivistetysti voidaan sanoa Kyrönjoen tutkimusalueen kalakannan olleen tutkimusjaksolla mielumminkin kasvamassa kuin vähenemässä, mikä johtunee osittain alavirran kalaston, erityisesti ahvenen, runsastumisesta tutkimusjaksolla. Erityisen suuria koekalastussaaliita saatiin hellekesinä 1997 ja 1999. Tutkimusalueen keskiosissa esiintyi paljon kalanpoikasia, mutta vanhemmat, koeverkkopyyntien saaliissa esiintyvät kalat olivat pääasiassa joko tutkimusalueen ylä- tai alaosissa.

Keskiosa on Kyrönjoen parasta poikastuotantoaluetta, sillä vesirakennustöitä ei ole alueella tehty, yläosan vesistöyöalueelle on jonkin verran matkaa ja sivujokien perkauksistakin alkaa olla aikaa. Veden laadun suotuisuudesta (happamuuden suhteen) puolesta kertoo alueen särkikalavaltaisuus verrattuna esimerkiksi alavirtaan, jossa happamuutta sietävä ahven muodostaa suuren osan kalastosta. Alavirrassa on lisäksi kalojen kasvu hitaampaa kuin keskijuoksulla (Tolonen 2002), mistä tavataan

korkeimmat kalapoikasmäärät. Tämäkin kielii keskijuoksun paremmista elinolosuhteista ainakin herkässä vaiheessa oleville kalanpoikasille.

### 8.3.2

#### Koskikalayhteisöjen muutokset

Kyrönjoen koskikalayhteisöt ryhmittivät selvästi ylä-alajuoksu -suunnassa. Tämä on luonnollista, sillä joen eliöyhteisöt ja lajikoostumus muuttuvat yläjuoksulta alajuoksulta siirryttäessä joen koon kasvaessa (Vannote ym. 1980). Yläosan Koskenkorva sijoittui akseliston toiseen päähän ja alajuoksun Voitila muiden alajuoksun koskien kanssa toiseen päähän. Väliin jäivät keskiosan kosket. Voitilassa näkyi merestä nousevien kalojen vaikutus, ylä- ja keskiosan koskia puolestaan luonnehtivat virtakalat. Myös eri vuosien välillä oli yhteisörakenteessa vaihtelua, mutta se oli kaikilla koskilla samansuuntaista. Tutkimusjaksolla ei Kyrönjoen kalastossa esiintynyt mitään erityisen selvää kehityssuuntaa, toisin kuin esimerkiksi pohjaeläimistön kohdalla on havaittu (Teppo ja Paavola 2004). Eri koskien lajisto ei myöskään juurikaan muuttunut toisiinsa nähden. Kuitenkin, vaikka indikaattoriarvot olivat melko heikkoja, luonnehti kivennuoliasen esiintyminen jonkin verran jakson alku- ja loppuvuosia ja kivisimpun loppuvuosia, mikä saattaisi kertoa olosuhteiden olleen heikoimmillaan jakson puolivälissä, havaittiinhan molempien lajien olevan herkkiä happamuudelle ja kiintoainekuormitukselle.

Kyrönjoen yläosan vesistöiden vaikutukset koskikalastoyhteisöissä näkyivät luontaisen ylä-alajuoksu -suuntaisen muutoksen (Vannote ym. 1980) rikkoutumisena työalueella ja sen alapuolella sijaitsevien Sitkoskosken, Rajamäenkosken ja Kirkonkosken kohdalla. Näillä alueilla ovat vesistöiden aiheuttamat veden laadun muutokset, esimerkiksi sameuden ja kiintoainepitoisuuden kasvu, olleet suurempia kuin alempana. Rajamäenkosken sekä toisaalta alajuoksun koskien yhteisörakenteen vuosittainen vaihtelu oli myös huomattavan suurta eri vuosien välillä verrattuna muihin paikkoihin. Tämä on tyypillistä rakennetuille vesistöille, joissa kalalajisto voi muuttua nopeasti ja epäennustettavastikin (Calow & Petts 1994; Matthews 1998). Alajuoksulla muutokset selittyvät kuitenkin mitä varmemmin happamuuden vuosittaisella vaihtelulla.

Monimuuttujamenetelmien käyttöä kalastoaineistolla jokiympäristön muutoksien selvittämisessä vaikeuttaa kalalajien vähäinen määrä. Tyypillinen kalalajien määrä Kyrönjoen koskissa on 3-6, kun esimerkiksi pohjaeläinlajeja voi olla useita kymmeniä. Tämän vuoksi paikkojen ja vuosien välisen vaihtelun on oltava kalayhteisöissä melko suurta ja johdonmukaista ennen kuin tilastollisesti merkittäviä eroja havaitaan. Tämä vaikeuttaa myös koski- ja vuosikohtaisten indikaattorilajien löytymistä. Lisäksi on huomattava, että vesistön tilaa heikentävät ympäristömuutokset ovat Kyrönjoella alkaneet jo kauan sitten. Nykyinen kalasto sietää paremmin muuttuneita olosuhteita, ja näin ollen muutokset jo taantuneessa kalakanassa ovat pienempiä, kuin mitä mahdollisesti muuten olisi ilmennyt.

### 8.3.3

#### Kalaston esiintymisen vaihtelua selittävät tekijät

Virtaaman kasvaessa, pH:n laskiessa ja kiintoaineen lisääntyessä yksikkösaaliit Kyrönjoessa pienenivät. Näistä pH on selvästi tärkein yksikkösaaliiden vaihtelua selittävä tekijä (ks. myös Hudd ym. 1997; Hudd & Kålx 1997). Happamuuden merkitys korostuu edelleen, kun verrataan kalojen kuoriutumisaikojen pH:n kuukausiminimejä loppukesän nuotanvetojen yksikkösaaliisiin. Mitä pidemmälle kesä etenee, ja siis mitä useampi kalanpoikanen on kuoriutunut ja joutunut alttiiksi happamalle vedelle, sitä

selvemmin happamuus vaikuttaa yksikkösaaliisiin. Tämä ei ole ihme, kun tiedetään vastakuoriutuneiden kalanpoikasten, erityisesti särkien ja lahnojen, olevan herkkiä happamuudelle (Almer ym. 1974; Kauppi ym. 1990; Tuunainen ym. 1990). Erikoista oli alkukevään (huhtikuu) alhaisen pH:n ja kesän poikasnuottasaaliin positiivinen yhteys, eli mitä alhaisempi oli pH keväällä, sitä korkeampi oli yksikkösaalis kesällä. Vaikka riippuvuus ei ollut kovin voimakas, saattaisi ilmiö selittyä sillä, että voimakas ja aikainen kevättulva huuhtoo maaperään edellisen kuivan kauden aikana varastoituneen happamuuden pois ennen kutuaikaa ja näin kesän happamuusolot olisivat kalanpoikasten kannalta suotuisimmat.

Kiintoainemaksimi oli Kyrönjoella tärkeämpi kalanpoikasten, kuin koeverkko-pyyntin yksikkösaaliita selittävänä muuttujana. Tämä on ilmeistä, koska kiintoaine vaikuttaa haitallisesti peittämällä mädin ja estämällä sen hapensaannin (esim. Wootton 1990). Virtaama voi vaikuttaa yksikkösaaliisiin suoraan esimerkiksi heikentämällä pyydystettävyyttä. Happamuus ja kiintoaine vaikuttivat varsinaisten koskikalojen, kivennuoliaisen ja kivisimpun, tiheyksiin samansuuntaisesti kuin koeverkko- ja poikasnuotta-aineistojen yksikkösaaliisiin. Koskikalastossa korrelaatiokertoimet eivät olleet merkitseviä muille muuttujille, kuin pH:lle ja kiintoaineelle. Tämä edelleen korostaa näiden ympäristömuuttujien haitallisia vaikutuksia kalastoon.

Koekalastusajankohta ja veden lämpö vaikuttivat myös yksikkösaaliisiin. Mitä myöhemmin koekalastukset tehtiin, sitä pienempiä yksikkösaaliita saatiin. Nuotta-aineiston osalta ajankohta oli kuitenkin korreloitunut virtaaman kanssa, kun nuottausajankohtaa on jouduttu siirtämään myöhemmäksi korkean virtaaman takia. Vedenlämpö näyttäisi vaikuttavan enemmän kalanpoikasten, kuin suurempien kalojen yksikkösaaliisiin. Mitä lämpimämpää vesi oli, sitä suuremmat olivat yksikkösaaliit. Tämä selittynee kalojen kasvun lämpötilariippuvuuden kautta (esim. Wootton 1990).

Tulvan vaikutus Kyrönjoen poikasnuottausten ja koeverkkopyyntin yksikkösaaliisiin oli vastakkainen. Kalanpoikasia esiintyi sitä enemmän mitä suurempi oli kevättulva, mutta koeverkkosaaliit vastaavasti taas pienenivät. Kalanpoikasten osalta on luonnollista, että tulvavuosina kutualueiden pinta-ala kasvaa, kun vesi nousee olemassa oleville tulvaniityille, ja siten poikasiakin voi syntyä enemmän. Yleensä voimakkaasti rakennetuissa vesistöissä sopivat poikas- ja kutupaikat voivat olla poikastuotannon minimitekijöitä ja tulvavuosina kalojen tavoittamat uudet kutupaikat saattavat tuottaa huomattavan määrän kalapoikasia (ks. Schlosser 1991). Mäti säilyy hedelmöitymishetkeä ja kuoriutumishetkeä lukuun ottamatta varsin hyvin myös happamassa vedessä (Kauppi ym. 1990). Näin ollen tulvan ja pH-minimin ajoitukset ovat erityisen tärkeitä kalayhteisöä sääteleviä tekijöitä. Verkkopyyntin yksikkösaaliiden ja tulvien yhteys jäi epäselväksi. On mahdollista, että aikuisia kaloja voi voimakkaaseen kevättulvaan liittyvä alhainen pH vahingoittaa tai jopa tappaa, kuten Kyrönjoen alajuoksulla ja suistossa on aiemmin havaittu (esim. Hudd ym. 1984).

Kaikki koekalastuspaikat sijaitsevat lyhytaikaissäännöstelyä harjoittavien Pitkämön ja Kyrkösjärven voimalaitosten alapuolella. Tässä tutkimuksessa sen vaikutuksia ei pystytty tarkemmin erottelemaan muista tekijöistä. Lyhytaikaissäännöstely on ajoittain varsin voimakasta, minkä vuoksi sillä on vaikutusta kalojen elinolosuhteisiin. Juoksutukset kuluttavat rantavyöhykettä (Koivisto 2002, 2004), mikä vähentää kalanpoikasille sopivien habitaattien määrää ja heikentää niiden laatua. Kalanpoikasten ongelmia pahentaa suojapaikkojen vähäisyys morfologialtaan yksipuolisella peratulla osuudella. Lyhytaikaissäännöstelyn on havaittu usein hankaloittavan myös kalojen lisääntymistä, kun kutupaikan olosuhteet heikkenevät (Cowx & Welcomme 1998). Kyrönjoella myös juoksutusten ja pengerrysalueiden pumppaamoiden käytön aiheuttama kuivatusvesien laimennussuhteiden vaihtelu aiheuttaa ajoittain voimakasta ja nopeaa pH:n vaihtelua, joka lisää kalojen stressiä ja energiankulutusta (vrt. Wootton 1990 ja Matthews 1998).

Tiivistetysti voi sanoa, että Kyrönjoen kalanpoikastuotanto on suuri sellaisina vuosina, kun pH on etenkin kesäaikaan korkea, virtaama on kevättulvaa lukuun ottamatta pieni, kiintoainekuorma on pieni ja veden lämpötila on korkea. Koeverkkopyynnin yksikkösaalis käyttäytyy samoin, mutta kevättulva voi vähentää saalista eikä kiintoaine ole niin merkityksenkäs tekijä. Koskikalajien esiintymistä näyttävät säätelevän pääasiassa pH ja kiintoaine. Regressiomallien selitysasteet jäivät tosin verraten alhaisiksi, mikä saattaa luonnollisen vaihtelun lisäksi johtua ylimääräisestä vaihtelusta, mikä syntyy, kun veden laadun, -lämmön ja virtaaman mittauspisteet eivät olleet aina koekalastuspaikkojen välittömässä läheisyydessä. Tulokset kuitenkin melko selvästi osoittavat miten eri tekijät vaikuttavat Kyrönjoen kalakantaan.

#### 8.3.4

### Kyrönjoen yläosan vesistöiden vaikutukset

Tutkimusjakson alussa Kyrönjoen yläosalla aloitettiin vesistötyöt, joiden vaikutuksia kalakantaan tutkittiin vertaamalla töiden vaikutusalueiden kalastoa yläpuolisten alueiden kalastoon. Jo edellä esitetystä koskittain ja kalalajeittain tehdyistä korrelaatioista nähtiin, että vesistöiden vaikutusalueella olevalla Kitinojan näytepaikalla kalanpoikasia tavattiin vuosittain yhä vähemmän. Erityisesti särjen poikaset olivat tuolla alueella taantuneet. Ainoa laji, jonka yksikkösaaliit olivat edes lievässä nousussa vaikutusalueella, oli lahna. Kivenuoliaisen selvää vähenemistä ei havaittu, vaikka Seinäjoella tehtyjen vesistöiden yhteydessä laji taantui (Teppo ym. 2002). Kyrönjoen yläosan vesistöiden yläpuolisella vertailualueella taas useiden lajien yksikkösaaliit kasvoivat tutkimusjaksolla. Suvannoissa ja/tai koskissa nousivat ahvenen, lahnan, hauen ja salakan yksikkösaaliit. Myös kalanpoikasten yhteisyksikkösaalis kasvoi vesistöiden yläpuolisessa Peuralassa. Eroa havainnollistavat lisäksi yksikkösaaliiden erotuksista lasketut korrelaatiot, jotka lähes poikkeuksetta osoittavat vesistöiden vaikutusalueen vuotuisten yksikkösaaliiden vähentyneen tutkimusjaksolla pienemmiksi vertailualueeseen verrattuna.

Ennen yläosan vesistöitä olevalta ajalta ei ollut aineistoa käytettävissä, joten tarkastelu jouduttiin tekemään vertaamalla vesistöiden kestäessä saatuja yksikkösaaliita eri alueiden kesken. Tämä on ennen-jälkeen asetelmaa tehottomampi tapa havaita kalayhteisössä mahdollisesti tapahtunut muutos (Schmitt & Osenberg 1996). Vaikka tässä käytetyillä menetelmillä havaitut muutokset eivät usein olleet tilastollisesti merkitseviä, on niiden osoittama yleinen trendi selvä. Töiden alapuolisella vaikutusalueella kalasto on taantunut suhteessa vertailualueeseen. Vertailualueella tutkimusjakson yksikkösaaliit ovat mieluumminkin nousseet kuin laskeneet ja vaikutusalueella ne ovat joko vailla selvää suuntaa tai jopa laskeneet. Tämä osoittaa vesistöillä olleen kalataloudellisia, joskin tämän aineiston perusteella varsin lieviä, haitallisia vaikutuksia.



Karl-Erik Storberg

## 9. Yhteenvedo

### Vesistötyöt Kyrönjoen yläosan alueella

Kyrönjoen - Etelä-Pohjanmaan suurimman joen - valuma-alueen pinta-ala on 4920 km<sup>2</sup> ja pääuoman pituus 127 km. Jokivarsia reunustavat laajat viljelylakeudet, kun taas valuma-alueen latvoilla on metsää ja suurelta osin ojitettuja soita. Järviä on vähän. Latvahaarojen yhdyttyä Kyrönjoen pääuoma virtaa yläosallaan Suomen laajimman tulva-alueen halki, jonka tulvasuojelu toteutettiin vuosina 1980-2003 Rintalan pengerrysten ja Kyrönjoen yläosan vesistötöiden avulla. Hyötyalaltaan yhteensä 6309 ha hankkeisiin kuuluivat jokivarren pengertäminen luiskia kaivamalla yhteensä noin 24 km matkalla, 22 tulvapumppaamon rakentaminen, näihin liittyvien tulouomien ja eristysojien kaivaminen sekä viimeisenä toteutettu Malkakosken padon rakentaminen. Yhteensä töiden aikana on kaivettu massoja noin 1,7 miljoonaa m<sup>3</sup>. Myös vesistöalueen muita osia on rakennettu tulvasuojelun tarpeisiin. Laajamittaisimmat työt käynnistyivät Kyrönjoen vesistöaloussuunnitelman valmistuttua vuonna 1965 ja niihin ovat kuuluneet muun muassa joen alaosan ja sivujokien perkaukset ja pengerrykset, pumppaamot, eristysojat, Seinäjoen oikaisu-uoma, neljä tekoallasta sekä näihin liittyvät täyttö- ja tyhjennysuomat, säännöstelypadot ja lyhytaikaisäännöstelyä harjoittavat voimalaitokset. Kyrönjoki on yksi Suomen rakennetuimpia vesistöjä.

Kyrönjoen virtaamien, veden laadun ja ekologisen tilan muutoksia ja niihin vaikuttaneita tekijöitä tarkkailtiin vuosien 1975-2003 aineiston perusteella. Tavoitteena oli arvioida erityisesti Rintalan pengerrysten ja Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutuksia Kyrönjoen pääuomassa. Malkakosken padon valmistumisen (2003) jälkeistä tilannetta tarkasteltiin vain suppeasti, koska tietoa on olemassa vasta lyhyeltä ajalta. Raportti liittyy Kyrönjoen yläosan vesistötyön lupaehtojen tarkistamista koskevaan hakemukseen ja siinä hyödynnetään myös erillisraporttien tulokset. Erillisinä on raportoitu kalastustiedustelut (Keskinen ym. 2000 ja 2003 sekä Keskinen 2005), tulokset kalojen kasvun tarkkailusta (Tolonen 2002, Alaja 2005), pohjaeläimistön tarkkailusta (Teppo ja Paavola 2004), kasvillisuus- ja habitaattiselvityksistä (Koivisto 2002 ja 2004), tekoaltaiden tilasta ja kehityksestä (Koivisto ym. 2005) sekä vesisammalten raskasmetallipitoisuuksien seurannasta (Mäenpää 2004). Raportissa hyödynnettiin myös aikaisempien raporttien tuloksia, näistä keskeisimpänä Lax ym. (1998).

### Virtaamat

Kyrönjoen keskivirtaama alajuoksulla jaksolla 1975-2003 oli 42 m<sup>3</sup>/s, keskiylivirtaama 292 m<sup>3</sup>/s ja keskialivirtaama 3,3 m<sup>3</sup>/s. Suurin jaksolla havaittu virtaama oli 493 m<sup>3</sup>/s ja alin 0,4 m<sup>3</sup>/s. Virtaamat vaihtelivat voimakkaasti sateisten ja kuivien vuosien välillä ilman varsinaista kehityssuuntaa. Korkeimmillaan virtaama oli keväällä huhtitoukokuussa. Toinen, yleensä matalampi tulvakausi oli syksyllä loka-marraskuussa, mutta tulvia esiintyi muinakin vuodenaikoina. Alimmillaan virtaamat olivat yleensä keskitalvella ja -kesällä. Tutkimusjakson aikana kevättulvat ovat jonkin verran aikaisuneet, syystulvat siirtyneet myöhemmäksi ja talvikauden virtaamat kasvaneet. Muutokset kertovat pääosin ilmastonmuutoksesta, mutta myös tekoaltaiden virtaamia tasaavasta käytöstä. Tekoaltaiden täyttö ja tyhjennys on kasvattanut talvivirtaamia ja vähäisemmässä määrin myös kesän alivirtaamia.

Kyrönjoen tekoaltaiden lyhytaikaisäännöstely aiheutti pääasiassa talvisin suuria ja nopeita virtaaman muutoksia varsinkin pääuoman yläosalla. Hanhikoskella vuorokausisäännöstely aiheutti 1,5-2-kertaisia ja viikkosäännöstely 2-4-kertaisia eroja ylimpien ja alimpien virtaamien välillä. Juoksutusten aiheuttama virtaaman vaihtelu näkyi alajuoksua myöten. Vaikutus oli selvin talvella, mutta näkyi myös kesällä, mikäli virtaama oli riittävä. Malkakosken padon avulla pyrittiin lieventämään lyhyt-





Unto Tapio



Unto Tapio



Liisa Maria Rautio



aikaissäännöstelyn vaikutuksia, mutta on vielä ennen aikaista arvioida, missä määrin pato on virtaamiin vaikuttanut.

Rintalan pengerrysten ja Kyrönjoen yläosan vesistöiden vaikutuksia virtaamiin ei pystytty käytettävissä olevalla aineistolla selvittämään. Luiskien perkaamisen aiheuttama uoman vedenjohtokyvyn lisääntyminen ja tulva-alueiden häviäminen on todennäköisesti jonkin verran kasvattanut alapuolisia virtaamia huippuvirtaamien aikaan. Kokonaisuuden kannalta vaikutus on luultavasti kuitenkin pienempi kuin tekoaltaiden tulvavirtaamia pienentävä vaikutus.

### **Veden laadun ja ekologisen tilan kehitys ja siihen vaikuttavat tekijät Kyrönjoen pääuomassa**

Kyrönjoen veden laatua ja ekologista tilaa on heikentänyt vuosikymmeniä jatkunut voimakas haja- ja pistekuormitus, kuivatuilta alunamailta tuleva happamuus ja toksiset metalliyhdisteet, vesistötyöt sekä tekoaltaiden lyhytaikaissäännöstely. Veden laatua luonnehtivat ruskea väri, sameus, korkeat ravinne- ja kiintoainepitoisuudet sekä ajoittaiset, alajuoksua kohden pahentuvat happamuusongelmat. Heikoimmillaan Kyrönjoen tila oli 1970-luvulla, jolloin sitä heikensivät laajat alunamaiden peruskuivatukset, voimakas pistekuormitus ja vesistötyöt. Nyt on menossa hidas palautuminen noista ajoista, jota voimakkaana jatkuva hajakuormitus ja happamuuden huuhtoutuminen sekä intensiteetiltään vähäisemmät (uudet ja täydennys-) kuivatukset ja vesistötyöt ovat hidastaneet. Taajamien jätevesikuormitus on vähentynyt viime vuosikymmeninä, mutta sen, samoin kuin haja-asutuksen kuormituksen merkitys on edelleen alivirtaamakausina merkittävä. Kyrönjoen voimakkaat ja nopeat virtaamanvaihtelut kärjistävät veden laadun ongelmia: sameus ja happamuus ovat pahimmillaan tulva-aikoina, kun taas rehevyys ja hygieniaongelmat korostuvat alivirtaamajaksoina. Kyrönjoen pääuoman veden laatu vuosina 2000-2003 luokiteltiin välttäväksi.

Litorina-meren aikana syntyneiden alunamaiden kuivatus aiheuttaa vesistöjen voimakasta happamoitumista. Kyrönjoen valuma-alueen alunamaiden kuivatus viljelytarkoituksiin alkoi jo satoja vuosia sitten, mutta suurin osa happamuuden huuhtoutumisesta on tapahtunut muutaman viime vuosikymmenen aikana. Happamuustilanne pahenee yläjuoksulta alajuoksulle siirryttäessä happaman kuormituksen vaikutusten kumuloituessa. Jokiveden pH laskee jyrkästi virtaamien kasvaessa. Pahimmillaan tilanne on yleensä kevättulvien tai pitkän sadejakson loppuvaiheessa, kun suurin osa jokiveden puskurikapasiteetista on käytetty, samalla kun happamien kuivatusvesien osuus virtaamasta kasvaa. Happamien jaksojen aikana nousevat myös monien metallien, kuten alumiinin pitoisuudet huomattavan korkeiksi. Vesieliölle korkeat pitoisuudet ovat toksisia, mikä on ajoittain näkynyt esimerkiksi kalakuolemalla alajuoksulla.

Vuosina 1975-2003 Kyrönjoen veden laadussa havaittiin osin lievää myönteistä kehitystä. Fosforipitoisuudet laskivat hitaasti, ilmentäen kuitenkin edelleen voimakasta rehevöitymistä. Myös kiintoainepitoisuudet laskivat, sen sijaan typpipitoisuudet kasvoivat selvästi. Kyrönjoen kuljettamat kiintoaine-, ravinne- ja sulfaattimäärät olivat huomattavia ja niissä esiintyi suurta vuosivälisestä vaihtelua. Valtaosa koko vuoden ainevirtaamasta saattoi kulkeutua muutaman tulvaviikon aikana. Fosfori- ja kiintoainevirtaamat näyttivät hieman vähentyneen tutkimusjakson aikana, sen sijaan typpikulkeuma kasvoi selvästi. Happamuudessa havaittiin hienoista vähentymistä pääuoman ylä- ja vähäisemmässä määrin myös keskiosalla, sen sijaan alajuoksulla tilanne pysyi suurin piirtein ennallaan. Happamuus ja happamien jaksojen aikana esiintyvät korkeat metallipitoisuudet ovatkin pysyneet paremmista jaksoista huolimatta Kyrönjoen suurimpana ongelmana. Säätekijöiden merkitys on suuri: esimerkiksi 1990-luvun lauhoina talvina kevättulvat jäivät normaalia pienemmäksi, mikä lievensi kevästä happamuutta. Kuitenkin vuonna 2004 oli jälleen vaikeita happa-

muusongelmia. Happamia yhdisteitä on kuivattujen alunamaiden maaperässä vielä runsaasti jäljellä, minkä vuoksi happamuus tulee vielä pitkään olemaan Kyrönjoen suurin ongelma.

Vesi Malkakosken yläpuolisessa suvantojaksossa ei kerrostunut ennen padon valmistumista, mutta alhaisella virtaamalla kiintoainetta sedimentoitui vähäisessä määrin. Virtaaman noustessa kiintoainepitoisuudet kasvoivat johtuen pääosin yläpuoliselta valuma-alueelta tulevasta kuormituksesta. Happipitoisuudet olivat jokivedelle alhaisia.

Huolimatta uuden tekniikan ja ohjelmien käyttöönottoon liittyneistä sisäänajo-ongelmista saatiin automaattisella veden laadun seurannalla runsaasti uutta tietoa erityisesti Kyrönjoen veden laadun lyhytaikaisvaihtelusta ja niihin vaikuttavista tekijöistä. Lyhytaikaisen veden laadun vaihtelun ekologinen merkitys on suuri, ja tällainen vaihtelu jää normaalilla näytteenotolla havaitsematta. Tekoaltaiden lyhytaikaissäätö aiheutti kiintoainepitoisuuden, sameuden ja välillisesti pH:n suuria lyhytaikaisia vaihteluja. Juoksutus irrottaa kiintoainetta, mikä aiheuttaa joessa juoksutusaallon mukaisesti etenevän sameuspulssin. Happamuuden nopea ja voimakas, vuorokauden aikana jopa yli 0,5 pH-yksikköä oleva vaihtelu johtuu tekoaltaista juoksutettavan ja toisaalta alunamailta tulevien kuivatusvesien laimennussuhteiden muutoksista. Happamien kuivatusvesien osuus joen virtaamasta kasvaa, kun juoksutuksia vähennetään ja päinvastoin. Juoksutusten rytmittämä pH:n vaihtelu näkyi heikentyneenä aina alajuoksulla asti. Lyhytaikaissäätöilyn vaikutuksesta oli pH:n ja virtaaman riippuvuus talvisin toisenlainen kuin Kyrönjoella yleensä, eli virtaaman noustessa myös pH nousi.

Kyrönjoen ekologinen tila on heikentynyt pitkään jatkuneen kuormituksen ja ympäristönmuutosten myötä. Monet vaateliaimmat lajit ovat taantuneet tai hävinneet, samalla kun habitaattien monimuotoisuus on vähentynyt. Luonnontilaista jokea rantavyöhykkeineen on jäljellä vain vähän: erilainen maankäyttö ja tulvasuojelurakenteet ovat vähentäneet monimuotoisuutta suurimmalla osalla Ilmajoen ja jokisuun välistä jokiuomaa. Noin kolmasosa tästä, noin 100 km pitkistä osuudesta, on pengerrytetty ja myös pengertämättömien töyräiden päällä on yleensä tie, asutusta tai viljelyksiä. Puustoa on melko vähän, tyypillisimmin koskipaikkojen ympäristössä. Vähiten puustoa on joen keskijuoksulla. Vesikasvillisuus on tyypillistä reheville, tummavetisille ja hitaasti virtaaville alankojoille: runsaimpina esiintyvät hitaasti virtaavilla osuuksilla yleiset järvikorte, ulpukka ja uistinviita. Koskihabitaatit ovat monimuotoisempia ja niissä esiintyi runsaasti esimerkiksi näkinsammalia. Kyrönjoen eliöyhteisöissä tapahtui nopeita ja suuria muutoksia, mikä on tyypillistä rakennetuille ja kuormitetuille jokivesistöille. Eliöstö voi myös palautua häiriön jälkeen nopeasti olosuhteiden parantuessa: esimerkiksi pohjaeläimistön kolonisointi oli nopeaa, koska vaateliaampaa lajistoa oli säilynyt yläjuoksulla. Pitkäikäisimmillä kaloilla taas muutokset ovat hitampia: ongelmina ovat leviämisseet, lajiston häviäminen sekä heikko vedenlaatu. Vesistöarakentaminen on koko Kyrönjoen vesistön mittakaavassa ollut luonteeltaan melko jatkuvaa toimintaa useiden vuosikymmenien ajan. Ekosysteemin kannalta jatkuva stressi on ongelma, sillä se ylläpitää joen heikkoa ekologista tilaa ja ehkäisee sen kohentumista, koska eliöstöllä ei ole aikaa toipua häiriöiden välissä. Vesistöarakentaminen yksipuolistaa vesistöä myös pysyvästi rakenteellisesti. EU:n vesipuidedirektiivi edellyttää hyvän ekologisen tilan saavuttamista vesistöissä. Kyrönjoen hoitosuunnitelmassa onkin keskitytty happamuuteen, rehevyyteen ja rakenteellisiin ongelmiin.

Isonäkinsammalien versojen alumiini-, rauta-, kupari- ja nikkelpitoisuudet kasvoivat asteittain Kauhajoen Harjankoskelta Kyrönjoen alajuoksulle siirryttäessä kuvaten alunamailta huuhtoutuvan kuormituksen kumuloitumista. Sen sijaan kadmiumin ja sinkin pitoisuudet versoissa eivät kasvaneet, mikä mahdollisesti johtuu siitä, että kyseiset metallit kertyvät heikosti sammaliin happamissa oloissa. Vuosien välillä oli

myös eroja: erityisesti vuosina 1998 ja 2000 havaittiin versoissa korkeita nikkeli- ja rautapitoisuuksia ja vuonna 1998 myös korkeita alumiinipitoisuuksia.

Kyrönjoen koskien pohjaeläimistön lajimäärä pienenee selvästi yläjuoksulta Kauhajoen Harjankoskelta pääuoman alajuoksulle siirryttäessä. Happamuudelle herkät lajit, kuten monet nilviäis-, koskikorento-, päivänkorento- ja vesiperhoslajit häviävät asteittain jokea alemmas mentäessä. Pohjaeläimistö kuitenkin elpyi vuosina 1981-2002 jakson alun erittäin huonosta tilanteesta, johtuen happamuushaittojen (ainakin väliaikaisesta) lieventymisestä. Tällöin monet happamuudelle herkät lajit onnistuivat levittäytymään kohti alajuoksua. Merkittävin lajiyhteisöihin vaikuttava tekijä onkin happamuus, mutta myös kiintoainekuormituksen, sameuden ja typpipitoisuuden kasvulla oli haitallinen vaikutus. Pohjaeläinyhteisössä esiintyy suuria vuosien välisiä vaihteluja lajikoostumuksessa, mikä on tyypillistä kuormitetuille ja rakennetuille jokivesistöille. Heikoin tilanne oli Hiirikoskella, missä veden johtaminen voimalaitosuomaan aiheuttaa talvella koskessa pohjan jäätymistä ja kesällä kuivumista.

Kyrönjoen rapu- ja nahkiaiskannat ovat heikkoja. Kiintoainekuormitus ja etenkin happamuus on estänyt käytännössä rapujen menestymisen Isonkyrön alapuolella, vaikka alueen habitaatit ovat sinänsä ravulle sopivia. Isonkyrön yläpuolella on ollut heikko kanta, jossa on ollut muutamia vahvoja vuosiluokkia. Rapurutto vuonna 1999 hävitti tutkimusalueen rapukannan olemattomiin. Nahkiaisten nousuun Kyrönjokeen vaikutti virtaama: mikäli virtaama oli korkea, nousi jokeen melko runsaasti nahkiaisia, mutta virtaaman ollessa alhainen jäi nousevien nahkiaisten määrä vähäiseksi. Kyrönjoen nahkiaiset ovat peräisin pääosin muista joista, sillä Kyrönjoessa syntyneiden toukkien määrä havaittiin vähäiseksi. Nahkiaiskannan kehittymistä haittaavat happamuus, lyhytaikaisäännöstely ja monet nousuesteet.

Kyrönjoen keskijuoksulla ja yläosan suvannoissa esiintyi runsaasti rehevöitymisestä hyötyviä särkikalaja, kun taas happamuutta paremmin sietävän ahvenen osuus lisääntyi alajuoksulla. Koskikalastossa yleisin laji oli kivenuoliainen, jota oli varsin runsaasti keski- ja yläosan koskilla. Kivisimpun esiintyminen oli selvästi vähäisempää. Alajuoksun koskilla sekä nivamaisilla koskilla esiintyi runsaasti myös seisovan veden kaloja. Alimmilla koskilla myös merikalajien vaellukset vaikuttivat lajistoon. Pääuoman keskiosa sekä suvanto-osuuden yläpuolinen osa on joen pääuoman kalastoltaan rikkainta aluetta etenkin koskikalaston suhteen. Poikastuotannossa havaittiin myös tulvien ja luonnontilaisen litoraalin tuotantoa lisäävä merkitys. Kyrönjoen kalastossa ei näyttäisi tapahtuneen merkittäviä muutoksia tutkimusajanjaksolla, tosin ahvenen, salakan ja lahnan kannat näyttäisivät alajuoksulla lievästi vahvistuneen. Joen nykyinen kalasto kestää vallitsevia olosuhteita, vaikka vuosittaiset heilahtelut kalayhteisöjen rakenteessa, vuosiluokkien koossa ja etenkin poikastuotannossa ovat suuria. Tärkeimpiä vaikuttavia tekijöitä ovat veden happamuus, virtaamat, lämpötila ja kiintoainekuormitus. Happamuus yhdessä muiden tekijöiden kanssa aiheutti heilahduksia kalakantoihin, jotka olivat voimakkaimpia kuormitukselle/happamuudelle altistuvilla alueilla. Happamuuden kasvu vähensi erityisesti särkikalajien poikastuotantoa: ilman happamuusongelmia Kyrönjoen kalasto olisikin luultavasti vielä enemmän särkikalavaltainen kuin nyt.

Kyrönjoen vaikutuspiirissä olevasta vesialueesta kalataloudellisesti tärkein on suisto ja sen edustan merialue. Tärkeimmät saalislajit alueella ovat ammattikalastajilla kuore ja silakka sekä vapaa-ajan kalastajilla ahven ja hauki. Ammattikalastuksen ja -kalastajien sekä saaliin määrä alueella on kuitenkin tasaisesti pienentynyt. Jokialueen kalastus on virkistyskalastusta, joka on kuitenkin melko vilkasta. Eri lajien saaliissa oli vuosien välistä vaihtelua, mutta ilman selviä trendejä. Suurimmat muutokset Kyrönjoen ja sen edustan kalastossa ovatkin tapahtuneet jo aiemmin, kun esimerkiksi suiston madekannat ovat voimakkaasti taantuneet. Kalastuksen on ollut pakko sopeutua näihin muutoksiin.

### **Rintalan pengerrysten ja Kyrönjoen yläosan vesistöiden vaikutus veden laatuun**

Kyrönjoen yläosan vesistötyöt hidastivat Kyrönjoen veden laadun paranemista. Vaikutukset vuosina 1998-2003 ilmenivät veden laadun häiriötilanteiden, eli varsinkin kiintoainepitoisuuspiikkien voimistumisena ja aikaisempaa tiheämpänä esiintymisenä. Vesistötyöt lisäsivät pitoisuuksia voimakkaasti etenkin talvisin ja keväisin. Piikkien välisinä aikoina veden laadun kehitys oli kuitenkin samansuuntaista ylä- ja alapuolisen alueen välillä, eli tason muutosta ei tapahtunut. Sateisina vuosina, jolloin tehtiin laajoja kaivutöitä jokiluiskilla, oli töiden aiheuttama kuormitus ajoittain hyvin runsasta. Ongelmallisimpia olivat tilanteet, jolloin vastakaivetut luiskat jäivät ensi kertaa tulvan alle. Toisaalta, kuivina vuosina, jolloin työt olivat vähäisempiä, jäi eroosio selvästi vähäisemmäksi. Kiintoaineen ja fosforin huuhtoutuminen kaivetuilta luiskilta on osaltaan aiheuttanut Kyrönjoessa samentumista, liettymistä ja rehevöitymistä. Vaikka kuormituspiikit olivat luonteeltaan lyhytaikaisia, kasvoi niiden voimakkuus ja esiintymistiheys verrattuna aikaan ennen rakennustöitä. Vuosikausia toistuvasti - vaikkakin vain suhteellisen lyhytaikaisina - esiintyessään häiriöt merkitsevät ekosysteemille jatkuvaa stressiä. Töiden vaikutuksia voidaan tässä mielessä pitää pitkäkestoisina, ei vain lyhytaikaisina ja ohimenevinä. Myös työmäärältään vähäisempi Malkakosken padon rakentaminen heikensi ajoittain huomattavasti Kyrönjoen veden laatua: esimerkiksi vuoden 2002 kiintoainekuorma oli vielä kilometrien päässä työmaan alapuolella 1,5-kertainen työmaan yläpuoliseen kuormaan verrattuna. Pitoisuuden kasvu oli suurinta ennen tulvaa melko alhaisen virtaaman aikana, jolloin myös lupaehtoja ylitettiin. Tulvasuojellun alueen merkitys sedimentaatioalueena hävisi pengerrysten seurauksina, mutta toisaalta samalla alueelta tulvan mukana tapahtuva huuhtoutuminen vähentyi. Veden laadun erot töiden yläpuolisen ja vaikutusalueen välillä näyttivät palautuvan ennalleen vesistöiden päätyttyä, mutta tulvasuojelun pitkäaikaisvaikutuksista veden laatuun on toistaiseksi liian vähän tietoa.

Happamuustilanne kehittyi töiden yläpuolisella alueella hieman alapuolista suotuisemmin. Rintalan alueen ja Kyrönjoen yläosan kuivatusvedet happamoittivat Kyrönjokea: pääuoman pH alkoi laskea, kun alueen kuivatusvesien osuus saavutti noin 10% Hanhikosken virtaamasta. Pahimmat tilanteet syntyivät yleensä loppukevään ja alkukesän aikana, jolloin kuivatusvesien osuus Hanhikosken virtaamasta saattoi olla lähes 20%. Happamuuspulssin eteneminen oli havaittavissa alajuoksua myöten. Tilannetta on vaikea verrata ennen pumppaamoja vallinneeseen tilanteeseen, koska täsmällisen seurannan mahdollistavia automaattiasemia ei tällöin vielä ollut. Lähes kaikkien pengerrysalueiden vesi oli erittäin hapanta ja useiden metallien pitoisuuksien osalta vahvasti toksista, mikä heikensi pääuoman vedenlaatua ja ekologista tilaa. Happamuus Kyrönjoen yläosan tulvasuojellulla alueella on hitaasti vähentynyt sulfaattien huuhtoutuessa pois. Samaan aikaan peltojen painuminen alueella kuitenkin lisää kuivatustarvetta, mikä pitää yllä happamuuden huuhtoutumista. Kuivatusvesien laatu pysyikin heikkona koko tutkimusjakson ajan. Kuivatusvesien pH laski nopeasti esimerkiksi rankkasateiden jälkeen, mikä näkyi nopeasti myös pääuomassa. Perussyypä happamuuteen on alunamaiden tehokas kuivatus – pumppaamojen ei sinänsä voida katsoa lisänneen happamuutta, muttei toisaalta vähentäneenkään sitä. Jokeen pumpattava vesi on nyt kuitenkin paikallisesti happamampaa kuin aiemmin, koska eristysojia pitkin yläpuolisen valuma-alueen vähemmän happamat vedet laskevat jokeen eri paikassa kuin aiemmin. Näin jokeen syntyvät happamien vesien pulssit voivat olla paikallisesti haitallisia. Pumppaamojen suurin merkitys on kuitenkin välillinen: ne mahdollistavat pengerrysalueiden aikaisempaa nopeamman kuivatuksen keväällä ja sadejaksojen jälkeen. Viljelyn lisääntynyt varmuus mahdollistaa tehokkaamman viljelyn ja tarpeen vaatiessa kuivatussyvyyden kasvattamisen. Näin edellytykset happamuuden synnylle paranevat, mikä lisää vesistön happamoitumisriskiä. Pahimmat riskitilanteet syntyvät loppukevällä - alkukesällä, kun happamien

kuivatusvesien osuus joen virtaamasta nousee suureksi, samalla kun pääuoman veden puskurikyky laskee. Tämä lisää voimakkaasti happamoitumista ja kalakuolemien riskiä, sillä ajankohta on kriittinen kevätkuuisten kalojen poikastuotannon kannalta. On kuitenkin toistaiseksi epäselvää, kuinka tulvasuojelu vaikuttaa happamuuden huuhtoutumiseen tai huuhtoutumisen ajoittumiseen pitkällä aikavälillä. Erilaisten happamuuden vähentämismenetelmien teho on toistaiseksi ollut rajallinen.

Vedenpinnan nosto Malkakosken yläpuolella muutti suvantojakson veden laatua kesällä voimakkaasti rehevöityneen järven suuntaan. Vesi altaassa ei tosin edelleenkään kerrostunut, mutta rehevyystaso nousi selvästi, samalla kuin happipitoisuudet laskivat. Orgaanisen aineksen hajoaminen ja ammoniumtypen hapettuminen tehostui pidentyneen viipymän takia, mikä on heikentänyt happitilannetta. Muutokset näkyivät ainakin Hanhikoskella asti. Jätevesikuormituksen merkitys rehevyystasoon näyttääkin voimistuneen. Talvella muutoksia ei havaittu, vaan joen veden laatu seurasi täysin yläpuolisista tekoaltaista juoksutettavan veden laatua. Havaitut kesäaikaiset muutokset hyödyttävät rehevöitymistä ja järvimäisiä olosuhteita suosivia lajeja virtavesiä suosivien kustannuksella. Kalastossa hyötyvät etenkin särkikalat, sen sijaan alhaiset happipitoisuudet haittaavat vaateliaampien kalalajien ja ravun viihtymistä.

Lyhytaikaissäätötyön ja pumppaamoiden käytön rytmikka aiheuttaa pääuoman pH:n nopeaa ja haitallista vaihtelua, joka on suurimmillaan lyhytaikaissäätötyön ollessa voimakkaimmillaan. Pumppaamoiden käyttöönoton vaikutusta ilmiöön voitiin tutkia vain automaattisen seurannan käyttöönoton jälkeiseltä ajalta. Näin ei voida tietää, onko tulvasuojelu muuttanut tilannetta. Luultavasti tilanne on ollut samankaltainen myös aikana, jolloin vesi on virrannut kuivatusalueilta pääuomaan vapaalla virtauksella. On kuitenkin mahdollista, että pumppaamot aiheuttavat happaman veden pulsseja joessa tilanteissa, jolloin virtaama on lyhytaikaissäätötyön vuoksi minimissään samalla, kun pumppaamot käyvät maksimiteholla. Tätä ei pystytty puutteellisen virtaama-aineiston perusteella selvittämään.

### **Rintalan pengerrysten ja Kyrönjoen yläosan töiden vaikutus ekologiseen tilaan**

Vesistötyöt ja tekoaltaiden lyhytaikaissäätötyö aiheuttivat yhdessä rantavyöhykkeen eroosiota, joka oli pahimmillaan jyrkkärantaisilla osuuksilla Ylistaron yläpuolella. Kaivetuilla luiskilla havaittiin samoilla paikoilla paikasta ja vuodesta riippuen sekä eroosiota että kasaantumista. Toistuvat kuormituspiikit ja toisaalta habitaattien yksipuolistuminen ja/tai laadullinen heikentyminen ovat ekosysteemille ongelmallisia, sillä ne estävät vaateliaampien lajien esiintymisen tai leviämisen, mikäli olosuhteet häiriöiden välillä sen muuten sallisivat. Toisaalta toiset, häiriöitä sietävät lajit voivat runsastuakin. 24 km pitkän jokiosuuden pengertämisen aiheuttamat suurelta osin pysyvät muutokset jokiluiskien morfologiaan vähensivät habitaattien monimuotoisuutta ja ekologista merkitystä. On vielä epäselvää, missä määrin Malkakoski ja toisaalta perattujen luiskien alaosaan perustetut rantatasanteet kompensoivat tätä muutosta.

Kaivetuille luiskille istutettiin kasvillisuusmättäitä, joiden kasvu ja leviäminen onnistui kohtuullisesti. Kasvillisuus vähensi eroosiota ja toisaalta pidatti joen mukana kulkeutunutta ainesta ainakin jonkin verran. Toisaalta mättäiden väleissä tai alueilla, joilla mättäiden kasvu oli heikompa, eroosio oli voimakasta. Malkakosken pinnan nosto on muuttanut yläpuolisen alueen kasvillisuutta: vanhat kasvillisuusvyöhykkeet ovat jääneet veden alle ja uudet ovat vasta syntymässä. Vesikasvillisuus on toistaiseksi niukkaa ja yksipuolista, lähes pelkkää vesitatarta.

Sammalten versojen kohonneet metallipitoisuudet esiintyivät samoina vuosina, joina yläosan vesistötyöt aiheuttivat voimakasta kiintoainekuormitusta. Metalleja on mahdollisesti kertynyt versoihin pinnalle takertuneen kiintoaineen mukana. On kuitenkin huomattava, että versojen metallipitoisuudet kuvastavat koko yläpuolisen valuma-alueen alunamailta tulevaa kuormitusta, jonka suuruus taas riippuu olen-



naisesti sateiden aiheuttaman huuhtouman suuruudesta. Varsinaisten kaivutöiden osuutta kohonneisiin pitoisuuksiin onkin vaikea määritellä.

Kiintoainekuormituksen ja sameuden kasvulla oli haitallinen vaikutus pohjaeläinyhteisöihin, mikä kertoo vesistöiden vaikutuksesta. Yhteisöissä tapahtui myös muutoksia, jotka kielivät muun muassa lisääntyneestä orgaanisesta kuormituksesta töiden vaikutusalueella, mutta toisaalta voivat olla osittain seurausta myös pH-olojen lievästä parantumisesta johtuneista lajistomuutoksista. Suuret heilahtelut pohjaeläinyhteisöissä ovat tyypillisiä rakennetuille ja kuormitetuille jokivesistöille.

Kyrönjoen yläosan vesistötyöt vaikuttavat rapujen ja nahkiaisten menestymisen edellytyksiin joessa yhdessä huonon veden laadun, lyhytaikaissäännöstelyn ja nahkiaisten osalta myös noususteiden kanssa. Vesistöiden yhteydessä irtoava hieno kiintoainekas on ravuilla haitallista. Rakennetulla osuudella ravuille sopivien habitaattien määrä on vähentynyt, esimerkiksi Sitkoskosken veden pinnan nousun takia, jota tosin Malkakoski voi joltain osin korvata. Kuivatusalueilta pumpattavien vesien ja lyhytaikaissäännöstelyn rytmikan aiheuttama pH:n nopea vaihtelu on myös molemmille lajeille haitallista, sillä se lisää energiankulutusta ja stressiä. Jatkuva useiden tekijöiden aiheuttama stressi estää sekä rapu- että nahkiaiskantojen kehittymistä Kyrönjoella.

Kyrönjoen yläosan töiden aiheuttama kiintoainekuormitus ja habitaattimuutokset yhdessä lyhytaikaissäännöstelyn ja hajakuormituksen kanssa ylläpitävät Kyrönjoen kalaston heikkoa tilaa ja aiheuttavat voimakasta heilahtelua esimerkiksi poikastuotannossa. Luontainen ylä- alajuoksu suuntainen gradientti kalayhteisössä rikkoontui siten, että kalayhteisöjen heilahdukset olivat suurimpia (happamuudesta kärsivän alajuoksun lisäksi) töiden vaikutusalueella. Happamuuden lisäksi erityisesti kiintoainekuormituksen kasvun havaittiin vaikuttavan haitallisesti koskien kalayhteisöihin. Lähes kaikkien kalalajien yksikkösaaliit suvannoissa, koskissa ja poikastuotannossa pienenevät vesistöiden vaikutusalueella töiden aikana verrattuna yläpuoliseen alueeseen. Vaikka muutokset olivat osittain vähäisiä tai epävarmoja, olivat ne saman suuntaisia, osoittaen kalaston taantumista vaikutusalueella. Myös joen yleisimpien kalojen, ahvenen ja särjen kasvun ja kuntokertoimien havaittiin heikentyneen vaikutusalueella verrattuna yläpuoliseen alueeseen, lisäksi ero näytti olevan kasvamaan päin. Muutosta voivat selittää esimerkiksi ravinnonsaannin vaikeutuminen töiden vaikutusalueella. Jäljellä olevan luonnontilaisen litoraalin merkitys poikastuotannolle havaittiin olevan suuri – eli käänteisesti näiden alueiden häviäminen vähentää poikastuotantoa. Jokialueen ja suiston kalansaaliit vaihtelivat suuresti, mutta säännönmukaisia muutoksia ei havaittu. Kyrönjoen ja sen vaikutusalueen kalasto on muuttunut ympäristömuutosten johdosta jo aiemmin ja kalastajat ovat joutuneet sopeutumaan tähän. Kalastustiedustelujen mukaan kalastajat pitävät kuitenkin vesistö- rakentamista ja lyhytaikaissäännöstelyä yhä kalastusta vaikeuttavina tekijöinä.



Pertti Sevola





Pertti Sevola



Pertti Sevola

# 10. Yleisiä näkemyksiä Kyrönjoen tilan parantamiseksi

## **Jokiluiskien ja tulvapenkereiden eroosion vähentäminen**

Kyrönjoen yläosan vesistötyössä on perkausluiskien eroosiosuojaukseen kiinnitetty huomiota. Vuosina 1997-2001 perattujen jokiluiskien eroosiota on onnistuttu vähentämään istuttamalla uuteen jokiluiskaan mättäitä vanhasta jokiluiskasta. Kasvittomiksi jääneiden mättäiden välit ovat sitä vastoin kuluneet ja monin paikoin osa jokiluiskasta on edelleen kasviton. Jokiluiskien eroosio on tällä hetkellä merkittävintä Munakan rautatiesillan ja Malkakosken välisellä osuudella. Pensaiden ja puuston lisäämistä jokiluiskille ja tulvapenkereille voisi kunnossapitotoimenpiteenä harkita soveltuville alueille kuitenkin vaarantamatta tulvasuojelua. Puuvartiset kasvilajit pidättäisivät kiintoainesta ja sitoisivat maata juurillaan ilman, että juurista on vaaraa penkereille. Eroosion vähentäminen kasvipeitettä ja luonnonkiviä lisäämällä voitaisiin ottaa huomioon uomien kunnossapidossa.

## **Elinympäristön sekä eliölajiston monipuolistaminen ja kunnostustarpeet**

Kyrönjoen yläosan vesistötyö on yksipuolistanut peratun ja pengerreretyn jokiosuuden luiskia ja uomaa elinympäristönä. Jokiluiskat ovat puuttomina hyvin paahteisia, suojattomia elinympäristöjä kasveille ja eläimille. Uoman vesikasvillisuus on vähentynyt selvästi ja lajisto on niukkaa.

Kyrönjoen yläosan vesistötyö on vaikuttanut myös koskien tilaan Malkakosken yläpuolella Sitkoskoskella, jossa vedenpinta on suunnitelmien mukaisesti noussut noin kahdella metrillä. Ennen rapuruttoa Sitkoskoskelta saatiin muihin Kyrönjoen havaintopaikkoihin nähden verrattain hyvin rapuja. Malkakoskea ja sen alapuolista aluetta voitaisiin käyttää korvaavana elinympäristönä hyvin vähälukuiseksi käyneelle ravulle, joka todennäköisesti menetti tulvasuojelutyön myötä Sitkoskosken potentiaalisena elinalueena. Malkakosken yläpuolisella suvanto-osuudella ravun menestyminen voi olla heikkoa alhaisen happipitoisuuden vuoksi. Mahdollisuudet kasvien ja eläinten elinympäristön ja myös lajiston monipuolistamiseksi voitaisiin selvittää Koskenkorvan ja Hanhikosken välisellä jokiosuudella. Selvityksen pohjalta olisi mahdollista laatia kehittämis- ja kunnostussuunnitelmia ja toteuttaa niitä rahoituksen mahdollistamassa laajuudessa.

## **Malkakosken ja sen yläpuolisen suvanto-osuuden tarkkailu**

Vuonna 2003 tapahtuneen Malkakosken käyttöönoton jälkeen yläpuolisen suvanto-osuuden happipitoisuus on kesäisin ollut alhainen. Koska suvanto-osuutta on ollut mahdollista tarkkailla varsin lyhyen ajan eikä alueen tilan kehitys ole vielä pysähtynyt, Malkakosken tarkkailua jatketaan. Suvannon kalaston rakennetta, lisääntymisen onnistumista ja näiden muutosta tarkkaillaan edelleen. Tarkkailulla tulisi selvittää, kuinka suvantoalue soveltuu eri kalalajien elin-, lisääntymis- ja poikasalueiksi ja tapahtuuko kalastossa muutoksia nykyisestä. Koska suvanto-osuudella Kyrönjokeen pumpataan pengerrysalueilta hyvin happamia ja metallipitoisia kuivatusvesiä, voitaisiin kertaluontoisesti selvittää kuivatusveden vaikutukset vesieliöstöön. Kyrönjoen yläosan vesistötyön vaikutusten selvittämiseksi jatketaan vesien tilan, kalatalouden sekä rapu- ja nahkiaiskantojen tarkkailua ohjelmien mukaisesti.

Malkakosken rakentamisessa on pyritty siihen, että koskiuomassa muodostuvat virtausolosuhteet eivät merkittävästi rajoita kalan kulkua. Malkakosken soveltuvuutta kalalajien liikkumiseen on selvitetty kalojen telemetriaseurannoilla ja selvityksiä olisi hyvä jatkaa. Kun nousun mahdolliset ongelmat on selvitetty, voitaisiin tarvittaessa erillisenä kehityshankkeena parantaa tilannetta.

### **Happamuuden torjunta ja pumppaamoiden käytön kehittäminen**

Happamuus on Kyrönjoen tilan parantamisen suurimpia ongelmia. Pääsyy happamuuteen on happamien sulfaattimaiden kuivatuksessa. Rintalan pengerrysalueen kuivatusvesien happamuuden vähentämisestä on tehty kattavia selvityksiä ja uusia menetelmiäkin on kokeiltu. On tarkasteltu menetelmien tehoa happamuuden vähentämiseksi ja arvioitu menetelmien kustannuksia. Tämän hetken tiedon perusteella ensisijainen happamuuden torjuntatoimenpide voisi olla viljelijöiden toteuttaman säätösalaajituksen ja kalkkisuodinoituksen selkeä lisääminen, mutta luvanhaltijan mahdollisuudet näiden toimien edistämiseksi ovat pienet. Koska happamuusongelma on yksi Kyrönjoen merkittävimmistä ympäristöongelmista, sen vähentämiseksi tarvitaan edelleen toimenpiteitä sekä valuma-alueella että vesistöissä. Kaikki alueen toimijat pitää saada osallistumaan happamuuden vähentämiseen ja happamuusongelman hallitsemiseksi tulee edelleen etsiä uusia keinoja tutkimus- ja kehittämistoiminnan kautta.

Myös Kyrönjoen yläosan vesistötyöhön sisältyvien pumppaamoiden ja pengerrysalueiden käyttö vaikuttaa happamuuden syntyyn ja leviämiseen. Kun pengerrysalueilta pumpataan vettä Kyrönjoen virtaaman ollessa vähäinen, Kyrönjoen happamuus kasvaa. Tästä syystä pumppaamoiden samanaikainen käyttö pahentaa happamuustilannetta. Tarkkailutulosten mukaan Kyrönjoen pääuoman pH alkaa huolestuttavasti laskea, kun kuivatusvesien osuus ylittää 10% Hanhikosken virtaamasta. Pengerrysalueiden osuus Kyrönjoen valuma-alueesta on 5 %. Pumpatun vesimäärän happamuuskuormaa ja sen osuutta Kyrönjoen virtaamasta tulisi seurata ja pyrkiä minimoimaan pumpatun vesimäärän osuus. Tähän ongelmaan voidaan teoriassa puuttua joko pumppujen käytön ajoituksella tai lieventämällä vuorokausisäännöstelyä. Pumppujen toimintaa säätämällä kuivatusvesiä voidaan pidättää pengerrysalueiden ojestoihin ainoastaan joitakin tunteja ilman, että vesi nousee haittoja aiheuttaen pelloille. Näin ollen vuorokausisäännöstelyn lieventäminen lienee nykytilanteessa vaikuttavin keino ongelman vähentämiseksi. Kuivatusvesien osuus on ollut suuri erityisesti happamuusongelmien aikaan keväällä ja alkukesällä eli kevätkutuisten kalojen lisääntymisen onnistumiselle herkipäähän aikaan. pH 5,5 on kalatalouden kannalta kriittinen ja jos pH laskee Hanhikoskella alle 5,5, niin jokisuistossa happamuus laskee silloin yleensä alle 5,0. Siten Kyrönjoen tilan kannalta olisi yleisesti tavoiteltavaa, ettei pH laskisi alle 5,5. Kyrönjoen tilan kannalta tulisi pyrkiä siihen, että pumpattavien kuivatusvesien osuus ei ylitä 10% Kyrönjoessa kulloinkin vallitsevasta virtaamasta.

Pumpattujen kuivatusvesien laimentamisesta on saatu hyviä kokemuksia Seinänsuulta, jonne on johdettu laimennusvesiä n. 250 l/s. Tätä laimentamisveden juoksu-tusta Seinänsuun pumppaamolle johtavaan uomaan olisi syytä jatkaa. Myös muiden pumppaamojen kautta pääuomaan johdettavien kuivatusvesien laimentaminen olisi suositeltavaa, mutta tällä hetkellä tähän ei ole käytettävissä keinoja. Vesiensuojellisuudesta syistä kuivatussyvyyttä ei tulisi lisätä pumppaamoiden avulla. Tulevaisuudessa peltojen kulumisen ja painuminen kuitenkin aiheuttaa kasvavaa painetta kuivatussyvyyden lisäämiseksi.

### **Kyrkösjärven ja Pitkämön lyhytaikaisäännöstelyn vaikutusten vähentäminen**

Nykytilassaan lyhytaikaisäännöstely vaikuttaa voimakkaasti Kyrönjoen tilaan ja eliöstöön. Lyhytaikaisäännöstelyn vuoksi keski- ja alivirtaama-aikaan vuorokauden suurin virtaama voi olla kaksinkertainen pienimpään virtaamaan nähden ja arkipäivien ja viikonlopun väliset virtaamavaihtelut voivat olla vielä paljon suurempia. Virtaaman suuret ja nopeat vaihtelut vaikuttavat suoraan vesieliöstön elinmahdollisuuksiin ja lisäksi välillisesti vaikuttamalla pumpattujen kuivatusvesien osuuteen. Voimakkaan lyhytaikaisäännöstelyn seurauksena pumpattujen kuivatusvesien osuus muodostuu pääuomassa hetkellisesti ongelmallisen suureksi ja veden laatu

heikkenee. Olemassa olevien selvitysten perusteella olisi syytä aloittaa selvitykset lyhytaikaisäännöstelyn lieventämiseksi. Myös Kyrönjoen vesistöalueen alustavassa hoito-ohjelmassa todetaan, että Kyrönjoen hyvän ekologisen tilan saavuttaminen edellyttää muun muassa säännöstelykäytäntöjen tarkistamista ja että neuvottelut säännöstelykäytäntöjen lieventämisvaihtoehtoista pitäisi aloittaa pikaisesti. Lyhytaikaisäännöstelyn kehittämisessä tulisi ottaa huomioon, että säännöstely on sovitettava yhteen pengerrysalueen pumppaamojen käytön kanssa. Lyhytaikaisäännöstelyn lieventäminen on merkittävä yksittäinen toimenpide, jolla voidaan vähentää Kyrönjoen vesistöistä aiheutuvia haittoja.



Pertti Sevola



# Kirjallisuus

- Alaja, H. 2005: Kalojen kasvuseuranta vuosina 2002 ja 2003 Kyrönjoen yläosan vesistöiden velvoite-tarkkailussa. Julk.: Keskinen, T. & Alaja, H. Kyrönjoen kalastustiedustelut 2003 ja kalojen kasvuseu-ranta 2002-2003. Länsi-Suomen ympäristökeskus, moniste 126/2005, 87 s.
- Alasaarela, E. 1980: Kyrönjoen rakennetuilta ja suunnitelluilta pengerrysalueilta pumpattavien vesien vaikutus Kyrönjoen veden happamuusasteeseen. – Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto, moniste, 22 s.
- Alasaarela, E. 1983: Ennakkoselvitys Kyrönjoen yläosan vesistöiden työnaikaisista vaikutuksista ja valmistumisen jälkeisen käytön vaikutuksista Kyrönjoen laatuun. Vesihallituksen monistesarja 1983: 202.
- Allan, J. D. 1997. Stream ecology. Chapman & Hall, London. 388 s.
- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C., Hörnström, E. & Miller, U. 1974: Effects of acidification on swedish lakes. *Ambio* 3: 30-36.
- Bilaletdin, Ä. 1983: Maankuivatuksen vaikutus Kyrönjoen hydrologiaan. Diplomityö. Vesirakennustek-niikan osasto. Tampereen teknillinen korkeakoulu.
- Calow, P. & Petts G.E. 1994: The rivers handbook vol 2. Blackwell Scientific Publications.
- Chapman, D.G. 1952. Inverse multiple and sequential sample censuses. – *Biometrics* 8: 286-306.
- Cowx, I.G. & Welcomme, R.L. 1998: Rehabilitation of rivers for fish. Fishing News Books.
- Ekholm, M. 1993. Suomen vesistöalueet. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A126, Helsinki. 166 s.
- Ekholm, P., Kronvang, B., Posch, M. & Rekolainen, S. 1995: Accuracy and precision of annual nutrient load estimates in nordic rivers. – Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A.
- Erviö, R. 1975: Kyrönjoen vesistön rikkipitoiset viljelymaat. – *Maatal.tiet. aikakirja* 47.
- Hudd, R. 2000: Springtime Episodic Acidification as a Regulatory Factor of Estuary Spawning Fish Recruitment. - Department of Limnology and Environmental Protection, University of Helsinki and Finnish Game and Fisheries Research Institute, Academic disertation. [Väitöskirja.]
- Hudd, R., Hildén, M. & Urho, L., Axell, M-B. ja Jäfs, L. 1984: Kyrönjoen suisto- ja vaikutusalueen kalata-lousselvitys 1980-1982. Vesihallituksen tiedotus 242b. Helsinki 1984. 249 s.
- Hudd, R., Kjellman, J. & Leskelä, A. 1997: Kyrönjoen suiston poikastuotanto ja kalakannat. – Suomen ympäristö, no. 83. s. 65.
- Hudd, R. & Kälax, P. 1997: 0+ kalanpoikasten esiintyminen ja 0+ kalanpoikasten esiintymisbiotoopit Kyrönjoen alaosalla. Suomen ympäristö 144. s. 88.
- Huovinen, T. 2000: Kyrönjoen yläosan vesistöiden veden laatu ja kalataloudellinen tarkkailu vuonna 1999. - Länsi-Suomen ympäristökeskus, moniste, 18 s.
- Huttu, U. ja Koskenniemi, E. 1998: Rintalan pengerruksen valumavesien happamuuden vähentäminen Kyrönjoella. – Länsi-Suomen ympäristökeskus, alueelliset ympäristöjulkaisut no. 69.
- Hyvärinen, V. ja Korhonen, J. 2003: Hydrologinen vuosikirja 1996-2000 - Suomen ympäristö, Luonto ja luonnonvarat. 599. 216 s.
- Kallioliina, M. 2002: Kyrönjoen vesistö-tarkkailu 2001. Loppuyhteenvedo vuosien 1998-2001 vesistö-tarkkailutuloksista. – Pohjanmaan vesiensuojeluyhdistys ry. 29 s. + liitteet.
- Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (eds.) 1990: Acidification in Finland. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Kauppi, P. & Koskiahio, J. 2003: Evaluation of annual loads of nutrients and suspended solids in Baltic rivers. – *Nordic Hydrology*, 34 (3), 203-220.
- Keskinen, T., Aho, M. ja Koivurinta, M. 2003: Ammatti- ja vapaa-ajankalastus Kyrönjoella vuonna 2000. - Länsi-Suomen ympäristökeskuksen moniste 90/2003. 34 s. + liitteet.
- Keskinen, T., Latvala, J. ja Saari, K. 2000: Ammatti- ja vapaa-ajankalastus Kyrönjoella vuosina 1993-1996. - Länsi-Suomen ympäristökeskuksen moniste 59/2000. 50 s.
- Keskinen, T., Latvala, J., Tuhkanen, J. ja Vuorinen, J. 2002: Kyrönjoen vaellussiikakannan tila. - Länsi-Suomen ympäristökeskus, alueelliset ympäristöjulkaisut no. 278.
- Keskinen, T. 2005: Ammatti- ja vapaa-ajankalastus Kyrönjoella vuonna 2003. Julk.: Keskinen, T. & Alaja, H. Kyrönjoen kalastustiedustelut 2003 ja kalojen kasvuseuranta 2002-2003. Länsi-Suomen ympäristö-keskus, moniste 126/2005, 87 s.
- Kilpinen, K. 2002: Kalaveden hoito. Opastusta osakaskunnille ja kalastusalueille. – Kalatalouden keskusliitto No 146.
- Kjellman, J. 2003: Growth and Recruitment of Burbot (*Lota lota*). - Department of Limnology and Envi-ronmental Protection, University of Helsinki. [Väitöskirja.]
- Koivisto, A.-M. 2002: Kyrönjoen kasvillisuus- ja habitaattikartoitus. – Länsi-Suomen ympäristökeskus, alueelliset ympäristöjulkaisut 282.
- Koivisto, A.-M. 2004: Kyrönjoen kasvillisuus- ja habitaattikartoitus vuonna 2003. - Länsi-Suomen ympä-ristökeskus, moniste 112/2004.
- Koivisto, A.-M., Bonde, A. ja Aroviita, J. 2005: Kyrönjoen tekojärvien tila ja kehitys. Länsi-Suomen ym-päristökeskus. Alueelliset ympäristöjulkaisut no. 406.
- Koli, L. 1998: Suomen kalat. WSOY. 357 s.
- Koskenniemi, E., Latvala, J. ja Rautio, L. M. 2000: Kyrönjoen vesistöiden velvoitetarkkailuohjelma vuosina 2000-2007. – Länsi-Suomen ympäristökeskus, moniste. 28 s.

- Kyröläinen, H. 2002: Malkakosken pohjapadon rakennustyö, vesistöseurantaohjelma. – Länsi-Suomen ympäristökeskus, moniste.
- Lax, H-G., Julkunen, M., Koivusaari, J., Koskenniemi, E., Latvala, J., Rautio, L.M. ja Teppo, A. 1998: Kyrönjoen tila ja vesistötöiden tarkkailu vuosina 1986-1995. - Suomen ympäristö, no. 252. s. 141.
- Lax, H-G., Axell, M.-B. ja Tuhkanen, J. 2004: Vattendragsarbetena i Kyrö älvs nedre lopp. Slutrapport för de fysikalisk-kemiska och biologiska utredningarna. – Västra Finlands miljöcentral, regionala miljöpublikationer 352.
- Lempinen, P 2005. Taasianjoen järjestelytöiden kalataloudellinen tarkkailu 1990-1997. Uudenmaan ympäristökeskus. Moniste 82 s.
- Leppäjärvi, R. 1993: Hydrologinen vuosikirja 1990. Vesi- ja ympäristöhallitus. Helsinki. 197 s.
- Lundsten, S., Sevola, P. & Rekolainen, S. 1991: Tulvan vaikutus ravinnehuuhtoutumiin pelloilta Kyrönjoella. – Vesitalous 1/1991, 24-27.
- Lähetkangas, S. 1994: Kyrönjoen happamoituminen ja happamuuden vähentäminen. Diplomityö. Oulun yliopisto. Rakennustekniikan osasto. 68 s.
- Mansikkaniemi, H. 1985: Sedimentation and water quality in the flood basin of the river Kyrönjoki in Finland. – Fennia 161(1), 155-194.
- Mansikkaniemi, H. ja Kotilainen, R. 1986: Ovatko Pohjanmaan jokien tulvat kasvaneet? Terra 98: 4. s. 287-298.
- Mason, C. 1991: Biology of Freshwater Pollution. Longman Sci. Techn.
- Matthews, W.J. 1998: Patterns in freshwater fish ecology. Chapman & Hall.
- Myllynen, K., Ojutkangas, E. & Nikinmaa, M. 1997. River water with high iron concentration and low pH causes mortality of lamprey roe and newly hatched larvae. Ecotox. and Env. safety 36: 43-48.
- Mäenpää, E. 2002. Nahkiaisen toukkien elinalueiden kartoitukset ja tiheydet eräissä Länsi-Suomen joissa. - Länsi-Suomen ympäristökeskus, alueelliset ympäristöjulkaisut 265: 48 s.
- Mäenpää, E. 2004: Kyrönjoen vesisammalten metallipitoisuustarkkailu vuosina 1996, 1998 ja 2000 sekä vesisammalten tarkkailun kehittäminen. Teoksessa: Mäenpää, E., Teppo, A. ja Paavola, R. 2004: Kyrönjoen pohjaeläimistö ja vesisammalten metallipitoisuudet – vesistöarakentamisen vaikutusten arviointi. - Alueelliset ympäristöjulkaisut 345. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
- Mäenpää, E., Teppo, A. & Paavola, R. 2004: Kyrönjoen pohjaeläimistö ja vesisammalten metallipitoisuudet – vesistöarakentamisen vaikutusten arviointi. – Länsi-Suomen ympäristökeskus, alueelliset ympäristöjulkaisut 345
- Naturvårdsverket 1999: Bedömningsgrunder för miljökalitet - sjöar och vattendrag. – Rapport 4913.
- Niemi, J.S. 1998: The quality of river waters in Finland. – European Water Management Vol. 1 No 3, 36-40.
- Nissén, P., Huovinen, T., Keskinen, T., Latvala, J. ja Storm, A. 2001: Kyrönjoen yläosan vesistötyöt, velvoitetarkkailu vuonna 1998. - Länsi-Suomen ympäristökeskus, moniste 63/2001. 62 s.
- Ojutkangas, E., Aronen, K. & Laukkanen, E. 1985. Distribution and abundance of river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) ammocoetes in the regulated River Perhonjoki. Regulated Rivers: Research and Management 10: 239-245.
- Orrenmaa, A. 2004: Kyrönjoen tulvasota. Länsi-Suomen ympäristökeskus. 108 s. + liitteet.
- Persson, L. 1986: Effects of reduced interspecific competition on resource utilization in perch (*Perca fluviatilis*). Ecology 67: 335-364.
- Pietiläinen, O.-P. & Räike, A. 1999: Typpi ja fosfori Suomen sisävesien minimiravinteina. – Suomen ympäristö 313, 64 s.
- Rautio, L. M. ja Ilvessalo, H. (toim.) 1998: Ympäristön tila Länsi-Suomessa. Länsi-Suomen ympäristökeskus. Vaasa.
- Rinta-Paavola, J. 1994: Kyrönjoen tulvariski ja sen mieltäminen. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 584. Helsinki. 94 s.
- Räike, A., Pietiläinen, O.-P., Rekolainen, S., Kauppila, P., Pitkänen, H., Niemi, J., Raateland, A. & Vuorenmaa, J. 2003: Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975-2000. – The science of the total environment 310 (1-3), 47-59.
- Saari, K. 2000. Kala- ja raputaloudellinen tutkimus ja koetointi Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella vuonna 1998. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen moniste 52/2000: 69 s.
- Savea-Nukala, T., Rautio, L. & Seppälä, M. 1997: Kyrönjoen tila ja vesiensuojelun taso. – Länsi-Suomen ympäristökeskus, alueelliset ympäristöjulkaisut 16, 167 s.
- Savea-Nukala, T., Koskenniemi, E., Laitinen, J. & Marttunen, M. (toim.) 1999: Vesistöhankeiden velvoitetarkkailun kehittäminen Kyrönjoella – oikeudellis-hallinnollisen, habitaatti- ja malliryhmän yhteenvedot. – Länsi-Suomen ympäristökeskuksen moniste 47.
- Schlosser, I.J. 1982: Tropic structure, reproductive success, and growth rate of fishes in a natural and modified headwater stream. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 39: 968-978.
- Schlosser, I.J. 1991: Stream fish ecology: a landscape perspective. BioScience 10: 704-712.
- Schmitt, R.J. & Osenberg, C.W. (eds.) 1996: Detecting ecological impacts. Academic Press, inc.
- Sivil, M. 2005: Orismalanjoen perkausten vaikutus veden laatuun ja kaloihin vuosina 2000-2004. - Länsi-Suomen ympäristökeskus, moniste 27 s.
- Sivil, M. ja Tolonen, M. 2002: Kyrönjoen yläosan vesistötyöt, velvoitetarkkailu vuonna 2000. - Länsi-Suomen ympäristökeskus, moniste 74/2002. 52 s.



- Stolberg, F. V. & Oksiuk, O. P. 1990: Information on the project in international scientific and technical co-operation between Finland and USSR: Evaluation of the hydro-engineering construction impact on water bodies, as exemplified by the Kyrönjoki river hydroelectric power station scheme. –Duplicate. Available at the West Finland Reg. Env. Centre, Vaasa. 42 p.
- Sundström, R., Åström, M. & Österholm, P. 2002: Comparison of the metal content in acid sulfate soil runoff and industrial effluents in Finland. – Environ. Sci. Technol. 36, 4269-4272.
- Särkkä, J. 1996: Järvet ja ympäristö. Limnologian perusteet. 157 s.
- Teppo, A., Latvala, J. ja Sivil, M. 1999: Kyrönjoen yläosan vesistöiden vaikutukset veden laatuun sekä kala-, rapu- ja nahkiaiskantoihin vuosina 1996-1997. - Länsi-Suomen ympäristökeskus, alueelliset ympäristöjulkaisut no. 108. 80 s.
- Teppo, A. ja Paavola, R. 2004: Kyrönjoen pohjaeläimistö – vesistö rakentamisen vaikutukset vuosina 1981-2002. Teoksessa: Mäenpää, E., Teppo, A. ja Paavola, R. 2004: Kyrönjoen pohjaeläimistö ja vesiammalten metallipitoisuudet – vesistö rakentamisen vaikutusten arviointi. - Alueelliset ympäristöjulkaisut 345. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
- Teppo, A., Sivil, M. & Latvala, J. 2002: Kalajärven altaan säännöstelyn ja Seinäjoen keskiosan pengerrysten vaikutukset Seinäjoessa vuosina 1986-1997. - Alueelliset ympäristöjulkaisut 279. Länsi-Suomen ympäristökeskus.
- Tolonen, M. 2002. Kala- ja raputaloudellinen tutkimus- ja koetoiminta Etelä-Pohjanmaalla ja Pohjanmaan rannikolla vuonna 2000. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen moniste 76/2002: 28 s. + liitteet.
- Tolonen, M. 2002: kalojen kasvuseuranta vuosina 1999-2001 Kyrönjoen yläosan vesistöiden velvoitetarkkailussa. - Länsi-Suomen ympäristökeskuksen moniste 77/2002.
- Tolonen, M. 2002. Kala- ja raputaloudellinen tutkimus- ja koetoiminta Etelä-Pohjanmaalla ja Pohjanmaan rannikolla vuonna 2001. - Länsi-Suomen ympäristökeskuksen moniste 80/2002. 23 s. + liitteet.
- Tolonen, M. 2003. Kala- ja raputaloudellinen tutkimus- ja koetoiminta Etelä-Pohjanmaalla ja Pohjanmaan rannikolla vuonna 2002. - Länsi-Suomen ympäristökeskuksen moniste 88/2003: 35 s.
- Tolonen, M. 2003: Kyrönjoen vesistötyöt. Velvoitetarkkailu vuonna 2002. – Länsi-Suomen ympäristökeskus, moniste 94/2003. 35 s. + liitteet
- Tolonen, M. ja Sivil, M. 2003: Kyrönjoen vesistötyöt, velvoitetarkkailu vuonna 2001. - Länsi-Suomen ympäristökeskus, moniste 92/2003. 82 s.
- Tuhkanen, J. 2004: Kyrönjoen vaellussiikakannan vahvistaminen. Projektin väliraportti vuoden 2003 tuloksista. - Länsi-Suomen ympäristökeskus, julkaisematon.
- Tulonen, J., Järvenpää, T. & Westman, K. 1999. Rapututkimukset. Teoksessa: Kalataloustarkkailu- periaatteet ja menetelmät. Riistan- ja kalantutkimus. (Böhling, P. & Rahikainen, M. toim). 303 s.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P.J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M. & Niemelä, E. 1990: Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Raportti vuodelta 1989. - Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Kalatutkimuksia – fiskundersökningar no 8.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P.J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peuranen, S. & Raitaniemi, J. 1991: Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. – Suomen Kalatalous 57, 1-44.
- Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri 1986: Kyrönjoen vesistöiden tarkkailuohjelma. Moniste. Vaasan vesi- ja ympäristöpiiri. 16 s. + liitteet.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980: The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquatic. Sci. 37:1301-37.
- Vesi-Hydro Oy Ab 1992: Rintalan pengerrysalueen kuivatusvesien pumppaamisen vaikutus Kyrönjoen veden laatuun, veden hankintaan ja kalatalouteen. – Moniste, 52 s.
- Vuori, K.- M. 2004 (päivitetty 16.12.2004): Alumiini jokivesistöissä. – www.ymparisto.fi > RiverLife-jokitietopaketti > Ihmisen vaikutus jokeen > Jokivesistöjen haitalliset aineet ja ainekset > Haitalliset aineet > Alumiini jokivesistöissä. [Viitattu 1.2.2005.]
- Vuorinen, P.J., Vuorinen, M. ja Peuranen, S. 1990: Happamuuden ja alumiinin vaikutukset kaloihin. Vesitalous 5/1990, s. 14-20.
- Wootton, R.J. 1990: Ecology of Teleost Fishes. Chapman & Hall, London.
- Zalewski, M., Schiemer, F. & Thorpe, J. 2001: fish and land-inland water ecotones – overview and synthesis. Ecohydrology and Hydrobiology 1-2: 261-266.
- Österholm, P. 2001: Geokemialliset tutkimukset Rintalan pengerrysalueella. – Moniste, 8 s.
- Österholm, P. 2002: Rintalan pengerrysalueen happamien sulfaattimaiden nykyinen sekä tulevaisuuden rikki- ja metallihuuhtoutuma. – Moniste, 2 s.
- Österholm, P. & Åström, M. 2002: Spatial trends and losses of major and trace elements in agricultural acid sulphate soils distributed in the artificially drained Rintala area, W. Finland. – Applied Geochemistry 17, 1209-1218.
- Österholm, P., Sundström, R. ja Åström, M. 2003: Sulfaattimaiden rikki- ja metallihuuhtoutumien määrittäminen sekä vesiputedirektiivin asettamat rajat. – Happamat sulfaattimaat –seminaari Ilmajoella 8.12.2003.
- Österholm, P., Åström, M. ja Sundström, R. 2005: Assessment of aquatic pollution, remedial measures and juridical obligations of an acid sulphate soil area in western Finland. – Agricultural and food science, vol 14:44-56.

Liite I. Länsi-Suomen ympäristökeskuksen  
ympäristölaboratorion käyttämät menetelmät 2003

Vesistövesi					
Määrittäminen	Yksikkö	Lab. men. nro	Menetelmän periaate; viite	Mittaus-epäv. % (***)	Määrittämisraja
*Alkaliniteetti, Gran-menetelmä	mmol/l	V40	SFS-EN ISO 9963-1, 1996: kansallinen liite; VYH 1987	7	-0,15
Alumiini, kokonais-	µg/l	175	SFS 5736, 1982; spektrofotometrinen	10-20	10
*Asiditeetti	mmol/l	50	SFS 3005, 1981	7	0,02
*COD-Mn	mg/l	220	SFS 3036, 1981	9-20	0,5
*Fosfori, fosfaatti-	µg/l	150	SFS 3025, 1986 (kumottu standardi)	5-16	2
*Fosfori, kokonais-	µg/l	160	SFS 3026, 1986 (kumottu standardi)	5-11	2
Haihdutusjäännös	mg/l	100	SFS 3008, 1990		
*Happipitoisuus ja kyllästys%	mg/l, %	210	SFS-EN 25813, 1993	10	0,3 ja 3
Hiilidioksidi	mg/l	60	Standards Methods, 18th Ed. 1992; Vesianalyysitoimikunnan mietintö 1968		
*Kiintoaine, GF/C-suodatin	mg/l	90	SFS-EN 872, 1996	15-20	2
*Kiintoaine, polykarb.suodatin	mg/l	90	SFS-EN 872, 1996	15-20	2
*Kloridi / vesi	mg/l	200	SFS-EN ISO 10304-1, 1995	7	0,5
*Klorofylli-a	µg/l	280	SFS 5772, 1993	20	1
*Kokonaiskovuus	mmol/l	190	SFS 3003, 1987	8	0,05
*Mangaani	µg/l	180	SFS 3033, 1976; spektrofotometrinen	5-20	10
*pH		20	SFS 3021, 1979	(+ 0,15-yks.)	
*Rauta	µg/l	170	SFS 3028, spektrofotometrinen, 1976	6-10	5
*Saliniteetti	%	185	Mohrin menetelmä	4	0,5
*Sameus	FNU	80	SFS-EN ISO 7027, 1994	10	0,3
*Sulfaatti	mg/l	200	SFS-EN ISO 10304-1, 1995	7	0,5
*Sähkönjohtavuus	mS/m	10	SFS-EN 27888, 1994	5	0,5
*Typpi, kokonais-	µg/l	140	QCM 31-107-04-1-B, 1993	10	50
*Typpi, ammonium-	µg/l	110	SFS 3032, 1976	8-20	5
*Typpi, nitraatti+nitriitti-	µg/l	130	QCM 31-107-04-1-A, 1993	6	5
*Typpi, nitraatti-	µg/l	115	QCM 31-107-04-1-A, 1993	6	5
Typpi, nitriitti-	µg/l	120	SFS 3029, 1976	8-20	2
*Väri	mg Pt/l	70	SFS-EN ISO 7887, osa 4; 1995	20	5
*Väri, suodatettu	mg Pt/l	70	SFS-EN ISO 7887, osa 4; 1995	20	5
Metallimääritykset AAS-tekniikalla:					
*Alumiini	µg/l	410/400	GFAAS, SFS 5502/5074/5075/5503	25-30	9
*Arseeni	µg/l	405/400	GFAAS, SFS 5502/5074/5075/5503	25-40	1
*Elohopea	µg/l	490	AMA 254-analysaattori	25-40	1
*Kadmium	µg/l	415/400	GFAAS, SFS 5502/5074/5075/5503	15-30	0,05-0,15
Kalium	mg/l	305	liekki SFS 3017	12	0,05
Kalsium	mg/l	310	liekki SFS 3018	10	0,05

Liite I jatkuu					
*Kromi	µg/l	425/400	GFAAS, SFS 5502/5074/5075/5503	10-45	I
*Kupari	µg/l	420/400	GFAAS, SFS 5502/5074/5075/5503	15-40	I-2
*Lyijy	µg/l	430/400	GFAAS, SFS 5502/5074/5075/5503	10-30	I
Magnesium	mg/l	315	liekki SFS 3018	12	0,05
Natrium	mg/l	300	liekki SFS 3017	10	0,05
*Nikkeli	µg/l	435/400	GFAAS, SFS 5502/5074/5075/5503	16-50	I
Rauta	mg/l	330	liekki SFS 3047	12-15	0,05
Sinkki	mg/l	320	liekki SFS 3047	12-16	0,02
*) Menetelmä on akkreditoitu (taulukossa on vuoden lopun akkreditointitilanne)					
**) Mittausepävarmuus koskee tavanomaista vesistöväettä. Lähellä määrittärajaa					
mittausepävarmuudeksi on esitetty suurempi luku ja suurissa pitoisuuksissa pienempi luku.					

# Inverkan av vattendrags-arbetena i Kyro älvs övre del och tillståndet i Kyro älv åren 1975 - 2003

**Anssi Teppo, Mika Tolonen, Kai Korsu, Mika Sivil, Mikko Koivurinta,  
Timo Marjomäki, Anna-Maria Koivisto, Jyrki Latvala, Liisa Maria Rautio**

Västra Finlands miljöcentral

Avdelningen för naturskydd och forskning

2006

## 9. Sammandrag

### Vattendragsarbeten i övre delen av Kyro älv

Kyro älv – den största älven i södra Österbotten – har ett avrinningsområde på 4920 km<sup>2</sup> och längden på huvudfåran är 127 km. Älven är omgiven av stora odlingslätter, som till stor del är täckdikade medan avrinningsområdet åter består av skog och myrmarker. Det finns få sjöar. Där källgrenarna har förenats med Kyro älvs huvudfåra flyter Kyro älv vid sin övre del genom det största översvämningssområdet i Finland, för vilket översvämningsskydd uppgjordes åren 1980-2003 med hjälp av invallningar i Rintala och vattendragsarbeten i övre delen av Kyro älv. Projekten omfattade till sitt nyttoområde en yta på sammanlagt 6309 ha och till projekten hörde invallning av älven genom att rensa slänter på en sträcka om sammanlagt ca 24 km, byggande av 22 översvämningsspumpstationer, grävning av fåror och isoleringsdiken i anslutning till pumpstationerna samt det senaste genomförda projektet, byggandet av dammen i Malkakoski. Under den tid som arbetena pågick har man grävt massor på totalt ca 1,7 miljoner m<sup>3</sup>. Även i andra delar av vattendragsområdet har översvämningsskydd byggts. De mest omfattande arbetena påbörjades efter att vattenhushållningsplanen för Kyro älv blev klar år 1965. De här arbetena omfattande bl.a. rensningar i nedre delen av älven och i dennas biflöden samt invallningar, pumpstationer, isoleringsdiken, utträtningsfåran i ån Seinäjoki, fyra konstgjorda bassänger samt påfyllnings- och tömningsfåror till bassängerna, regleringsdammar och kraftverk med korttidsreglering. Kyro älv är ett av de mest utbyggda vattendragen i Finland.

Förändringar och de faktorer som inverkat på dessa kontrollerades i Kyro älvs flöden, i vattenkvaliteten och i älvens ekologiska tillstånd på basis av material åren 1975 – 2003. Avsikten var att göra en utvärdering speciellt över hur invallningarna i Rintala och vattendragsarbetena i Kyro älvs övre del inverkat på Kyro älvs huvudfåra. Läget efter att dammen i Malkakoski blev klar (2003) observerades endast i liten utsträckning, eftersom uppgifter finns bara från en kort tid. Rapporten hör till ansökan om justering av tillståndsvillkoren för vattendragsarbetena i Kyro älvs övre del och i rapporten utnyttjas även resultaten från skilda rapporter. Det har skilt rapporterats om fiskeför - frågor (Keskinen m.fl. 2000 och 2003 samt Keskinen 2005), resultat från observation av fisktillväxten (Tolonen 2002, Alaja 2005), kontroll av bottendjur (Teppo och Paaavola 2004), växtlighets- och habitatutredningar (Koivisto 2002 och 2004), tillståndet i och utvecklingen av de konstgjorda bassängerna (Koivisto m.fl. 2005) samt om uppföljningen av tungmetallhalter i vattenmossor (Mäenpää 2004). I rapporten utnyttjades även resultat från tidigare rapporter och då främst Lax m.fl. (1998).

### Flöden

Medelflödet i Kyro älvs nedre lopp åren 1975–2003 var 42 m<sup>3</sup>/s, medelmaximiflödet 292 m<sup>3</sup>/s och medelminimiflödet 3,3 m<sup>3</sup>/s. Det största flödet som observerades under perioden var 493 m<sup>3</sup>/s och lägsta 0,4 m<sup>3</sup>/s. Flödena varierade kraftigt mellan regniga och torra år utan någon egentlig utvecklingsriktning. Som störst var flödet på våren i april-maj. En annan, i allmänhet lägre översvämningssperiod inträffade på hösten i oktober-november, men översvämningar inträffade även andra årstider. Som lägst var flödena i allmänhet på midvintern och på högsommaren. Under undersökningsperioden har översvämningarna på våren i någon mån börjat inträffa tidigare, översvämningarna på hösten inträffar senare och översvämningarna vintertid har ökat. Förändringarna beror huvudsakligen på klimatförändringar, men även på den balanserande användningen av flöden från de konstgjorda bassängerna. Fyllningen och tömningen av de konstgjorda bassängerna har ökat vinterflödet och i någon mån också lågvattenföringen sommartid.

Korttidsregleringen av de konstgjorda bassängerna i Kyro älv orsakade huvudsakligen stora och snabba förändringar i flödena, speciellt i övre delen av huvudfåran. I Hanhikoski orsakade dygnsregleringen 1,5 – 2-faldiga och veckoregleringen 2–4-faldiga skillnader mellan de största och lägsta flödena. Den flödesskillnad som orsakades av avtappningar märktes längs nedre loppet. Effekten var tydligast på vintern men märktes också sommartid, om flödet var tillräckligt. Med hjälp av dammen i Malkakoski strävade man efter att lindra effekterna av korttidsregleringen, men det är ännu för tidigt att uppskatta, i vilken grad dammen har inverkat på flödena.

Med hjälp av det material som fanns att tillgå kunde man inte klarlägga vilka effekter invallningen i Rintala och vattendragsarbetena i övre loppet av Kyro älv hade på flödena. Att rensningen av slänter orsakade att vattenledningsförmågan ökade och att översvämningssområden försvann har sannolikt i någon mån ökat flödena i nedre loppet vid den tidpunkt då flödena är som störst. Helhetsmässigt är effekten sannolikt ändå mindre än de konstgjorda bassängernas inverkan på att minska översvämningssområdena.

### **Utvecklingen av vattenkvaliteten och det ekologiska tillståndet och de faktorer, som påverkar Kyro älvs huvudfåra**

Vattenkvaliteten och det ekologiska tillståndet i Kyro älv har under decennier försämrats på grund av den starka diffus- och punktbelastningen, surheten från torrlagda alunjordar och toxiska metallföreningar, vattendragsarbeten samt korttidsregleringen av konstgjorda bassänger. Vattenkvaliteten karakteriseras av brun färg, grumlighet, höga närings- och sedimenthalter samt tidvis av förekommande surhetsproblem som förvärras mot nedre loppet. Kyro älvs tillstånd var som sämst på 1970-talet, då det försämrades av omfattande basdräneringar på alunjordar, en kraftig punktbelastning och av vattendragsarbeten. Nu håller tillståndet på att sakta återhämta sig från de tiderna. En stark fortsatt punktbelastning och urlakning av surheten samt till intensiteten mindre (nya- och kompletterings-)dräneringar och vattendragsarbeten har fördröjt återhämtningen. Avloppsvattenbelastningen från tätbebyggelse har minskat de senaste decennierna, men det – liksom även den inverkan belastningen från glesbebyggelsen har – är fortfarande stor under minimiflödesperioderna. De kraftiga och snabba variationerna i flödet i Kyro älv tillspetsar vattenkvalitetsproblemen: grumligheten och surheten är värst under översvämningstider, medan åter eutrofieringen och hygienproblemen framhävs under minimiflödesperioderna. Kvaliteten på vattnet i Kyro älvs huvudfåra klassificerades som försvarlig åren 2002–2003.

Torrläggningen av alunjordar från litorinahavstiden orsakar en kraftig försurning av vattendragen. På Kyro älvs avrinningsområde började man torrlägga alunjordar i odlingsyfte redan för hundratals år sedan, men den största delen av urlakningen av surheten har skett under de senaste decennierna. Surhetstillståndet förvärras gradvis från övre loppet till nedre loppet, där verkningarna av surhetsbelastningen kumulerar. Älvsvattnets pH sjunker tvärt när flödena ökar. Läget är i allmänhet som värst i slutet av översvämningstiderna på våren eller i slutskedet av en lång regnperiod, då den största delen av älvsvattnets buffertkapacitet har använts, samtidigt som mängden sura dräneringsvatten i flödet ökar. Under sura perioder stiger även många metallhalter, såsom aluminiumhalten, anmärkningsvärt högt. De höga halterna är toxiska för vattenorganismer, vilket tidvis har märkts som t.ex. fiskdöd i nedre loppet.

Åren 1975–2003 observerades en delvis svag positiv utveckling i vattenkvaliteten i Kyro älv. Fosforhalterna sjönk långsamt men visade likväl fortfarande på en kraftig eutrofiering. Även sedimenthalterna sjönk, däremot ökade kvävehalterna tydligt. Mängderna partiklar, näring och sulfat som transporterades i Kyro älv var stora och i mängderna förekom stora variationer från år till år. Den största delen av ämnesflödet under ett helt år kunde transporteras några veckor i översvämningstid. Fosfor- och partikelflödena verkade avta en aning under undersökningsperioden, däremot ökade



kvävetransporten tydligt. I surheten observerades en liten minskning i huvudfårans övre lopp och även lite i mellersta loppet, däremot förblev tillståndet i nedre loppet ungefär likadant som tidigare. Surheten och höga metallhalter under sura perioder har trots bättre perioder förblivit det största problemet i Kyro älv. Vädrets inverkan är stor: översvämningarna om våren blev som exempel mindre än normalt under de milda vintrarna på 1990-talet, vilket lindrade surheten vartid. Likväl medförde år 2004 åter svåra surhetsproblem. Det finns ännu stora mängder sura föreningar kvar i de dränerade alunmarkernas jordmån och därför kommer surheten att fortfarande utgöra det största problemet i Kyro älv under långa tider.

Vattnet i lugnvattendelen i övre loppet av Malkakoski skiktades inte förrän dammen blev klar, men i det låga flödet sedimenterades fast ämne i någon mån. När flödet stiger ökar partikelhalterna mest och detta berodde huvudsakligen på belastningen, som kommer från översvämningssområdet i övre loppet. Syrehalterna var låga för älvvatten.

Trots problem vid inkörningen av ny teknik och program fick man genom den automatiska uppföljningen av vattenkvaliteten rikligt med ny information speciellt om korttidsvariationerna på vattenkvaliteten i Kyro älv och om de faktorer som inverkar på variationerna. Variationen i vattenkvaliteten under en kort tid är ekologiskt av stor betydelse, och en sådan här variation observeras inte vid en normal provtagning. Korttidsregleringen av konstgjorda bassänger orsakade stora variationer på kort tid vad gäller partikelhalten, grumligheten och emellanåt pH. Avtappningen lösgör fasta partiklar, vilket orsakar att grumligheten stiger i älven i takt med avtappningspulsen. Den snabba och kraftiga variationen på surheten, t.o.m. över 0,5 pH-enheter under ett dygn, beror på ändringar för det första i utspädningsförhållandena i dräneringsvatten som skall avtappas och för det andra på dräneringsvatten från alunjordar. Andelen surt dräneringsvatten i älvens flöden ökar, när avtappningarna minskas och tvärtom. Variationerna i pH-värdet, som beror på flödesrytmen, syns försvagad ända till nedre loppet. Flödets och pH:s beroende av hur korttidsregleringen inverkar var vintertid annorlunda än i Kyro älv i allmänhet, dvs. när flödet steg, steg också pH-värdet.

Kyro älvs ekologiska tillstånd har försvagats i och med den långvariga belastningen och miljöförändringar. Många mera krävande arter har gått tillbaka eller försvunnit, samtidigt som habitatens mångformighet har minskat. Det finns endast lite kvar av älven med strandzoner i naturtillstånd: en annorlunda markanvändning och översvämningsskydds konstruktioner har minskat mångformigheten i en stor del av huvudfåran mellan Ilmola (Ilmajoki) och älvmyningen. Cirka en tredjedel av denna del, som är ca 100 km lång, har invallats och i allmänhet finns det också på orensade älvbrinkar väg, bosättning eller odlingar. Trädbeståndet är ganska litet, och det förekommer oftast vid forsplatser. Minst träd finns det i mellersta loppet av älven. Vattenväxtligheten är typisk för eutrofa, mörka och långsamt rinnande älvar i lågländ. På långsamt rinnande delar förekommer mest sjöfräken, gul näckros och gäddnate. Forshabitaten är mångformigare och bland dem förekommer rikligt med t.ex. näckmossa. I Kyro älvs organismsamhälle sker snabba och stora förändringar, vilket är typiskt utbyggda för och belastade vattendrag. Organismerna kan även återhämta sig snabbt när förhållandena blir bättre: t.ex. var kolonisationen bland bottendjur snabb, eftersom mera krävande arter hade bevarats i övre loppet. Bland långlivade fiskar är förändringarna långsammare: problemen utgörs av vandringshinder, en arts försvinnande samt svag vattenkvalitet. Vattendragsbyggandet i hela Kyro älv är till sin natur fortgående verksamhet under flera decennier. Den fortsatta stressen är ett problem för ekosystemet, för den upprätthåller älvens svaga ekologiska tillstånd och hindrar att tillståndet blir bättre, eftersom arterna inte får tid att återhämta sig mellan olika störningar. Vattenbyggandet gör vattendraget permanent enformigt även strukturellt. EU:s vattenramdirektiv förutsätter att ett gott ekologiskt tillstånd nås i vattendragen.

I det preliminära skötselprogrammet för Kyro älvs vattendragsområde har man också koncentrerat sig på surheten, eutrofieringen och strukturella problem.

Aluminium-, järn-, koppar- och nickelhalterna i toppskotten på näckmossa ökade gradvis från Harjankoski i Kauhajoki mot nedre loppet av Kyro älv, vilket tyder på en belastning som har sköljts från alunjordarna. Däremot ökade inte halterna kadmium och zink i skotten, vilket möjligen beror på att metallerna i fråga koncentreras i liten utsträckning i mossor under sura förhållandena. Det förekom även skillnader mellan åren: speciellt åren 1998 och 2000 observerades höga nickel- och järnhalter i skotten och år 1998 även höga halter aluminium.

Mängden olika arter av bottendjur i Kyro älvs forsar minskar tydligt från övre loppet i Harjankoski i Kauhajoki mot nedre loppet av huvudfåran. Arter, som är känsliga för surhet, såsom många arter av blötdjur, bäcksländor, dagsländor och nattsländor, försvinner gradvis nedåt älven. Bottendjuren hämtade sig ändå åren 1981-2002 från det extremt dåliga läget i början av perioden och återhämtningen berodde på att surhetsproblemen lindrades (åtminstone tillfälligt). Då lyckades många arter som är känsliga för surhet att sprida sig mot nedre loppet. Den viktigaste faktorn som inverkar på artsamhällen är ju också surheten, men även ökningen av partikelbelastning, grumlighet och kvävehalterna hade en skadlig inverkan. I bottendjurssamhällen förekommer stora variationer år från år i artsammansättningen, vilket är typiskt för belastade och utbyggda vattendrag. Det svagaste läget rådde i Hiirikoski, där ledandet av vatten till kraftverksfåran orsakar att botten i forsens fryser till vintertid och torkar ut sommartid.

Bestånden av kräftor och nejonögon var svaga i Kyro älv. Sedimentbelastningen och framför allt surheten har i praktiken hindrat kräftorna från att lyckas nedanför Storkyro, även om habitatet i sig är lämpliga för kräftan. Ovanför Storkyro har beståndet varit svagt med några starka årsklasser. Kräftpesten år 1999 utplånade nästan helt och hållet kräftbeståndet på undersökningsområdet. Om nejonögonen steg i Kyro älv berodde på flödet: om flödet var högt, steg mängden av nejonögon i älven, men när flödet var lågt var mängden nejonögon som steg i älven liten. Nejonögonen i Kyro älv kommer huvudsakligen från andra älvar, för man observerade att mängden larver som fötts i Kyro älv var liten. Nejonögonens utveckling skadas av surheten, korttidsregleringen och de många hindren att stiga uppåt i älven.

I mellersta loppet och i lugnvattendelarna i Kyro älv förekom det rikligt med mörtfiskar som drar nytta av eutrofin, medan åter mängden abborrar, som bättre tål surhet, ökade i nedre loppet. Den allmänaste fiskarten i älven var grönling, som det fanns mycket av i forsarna i mellersta och övre loppet. Stensimpan förekom i klart mindre grad. I forsarna i nedre loppet samt i jämnt strömmande forsar förekom det även rikligt med fisk typiska för stillastående vatten. I de nedre forsarna inverkade också havsfiskarnas vandring på artsammansättningen. Mellersta delen av huvudfåran samt övre delen av lungvattendelen är det fiskrikaste området i älvens huvudfåra främst med fisk, som trivs i forsar. Man observerade att översvämningar och ett litoralområde i naturtillstånd ökade yngelproduktionen. Det verkar som om några förändringar inte skulle ha skett i fiskbeståndet i Kyro älv under undersökningsperioden, även om bestånden på abborre, löja och braxen ser ut att ha förstärkts en aning i nedre loppet. Det nuvarande fiskbeståndet i älven klarar rådande förhållanden, även om de årliga variationerna är stora i fisksamhällenas struktur, storleken på årsklasser och främst yngelproduktionen. De faktorer som inverkar mest är vattnets surhet, flödena, temperaturen och partikelbelastningen. Surheten tillsammans med andra faktorer orsakade variationer i fiskbeståndet, vilka var starkare på områden, som är känsliga för belastning/surhet. Ökningen av surheten minskade speciellt på mörtfiskarnas yngelproduktion: utan surhetsproblem skulle fiskbeståndet i Kyro älv antagligen vara ännu mera mörtfiskdominerat än vad det nu är.

Av det vattenområde, som ligger inom Kyro älvs influensområde, är det viktigaste fiskeriekonomiska området älvmyningen och havsområdet utanför denna. De viktigaste fångstarterna i området är för yrkesfiskarna nors och strömming samt för fritidsfiskarna abborre. Mängden yrkesfiske och antalet yrkesfiskare samt fångsmängden i området har ändå minskat i jämn takt. Fisket i älvområdet är rekreativfiske, som ändå är rätt livligt. Olika arter i fångsten varierade år från år men utan några tydliga trender. De största förändringarna i fiskbeståndet i Kyro älv och utanför älven har ju också skett tidigare, då t.ex. lakbestånden i älvmyningen gått tillbaka. Man har varit tvungen att anpassa fisket till de här förändringarna.

### **Inverkan på vattenkvaliteten med anledning av invallningarna i Rintala och vattendragsarbetena i Kyro älvs övre lopp**

En förbättring av vattenkvaliteten i Kyro älv fördröjs av vattendragsarbetena i Kyro älvs övre lopp. Inverkningarna åren 1998–2003 märktes av att speciellt partikelhalternas toppar blev starkare och förekom oftare än tidigare. Vattendragsarbetena ökade halterna kraftigt speciellt vinter och vår. Under tider mellan topparna utvecklades vattenkvaliteten ändå i samma riktning mellan det övre och nedre området, dvs. någon utjämningsändring skedde inte. Regniga år, då omfattande grävarbeten gjordes på älvslänterna, var belastningen som arbetet orsakade tidvis mycket riklig. De mest problematiska situationerna var då just grävda slänter översvämmades första gången. Å andra sidan blev erosionen klart mindre under torra år, då arbetena utfördes i mindre utsträckning. Urlakningen av partiklar och fosfor från de grävda slänterna har för sin del orsakat grumlighet, igenslamning och eutrofi. Även om belastningstopparna till sin natur var kortvariga, ökade deras styrka och förekomstfrekvens jämfört med tiden före byggarbetena. När störningar återkommer under årtal – även för förhållandevis korta tider – innebär det en fortsatt stress för ekosystemet. I det här avseendet kan man anse att arbetenas verkningar är långvariga, inte enbart kortvariga och övergående. Även byggandet av dammen i Malkakoski, vilket till arbetsmängden var mindre, försvagade tidvis vattenkvaliteten i Kyro älv betydligt: t.ex. var partikelbelastningen år 2002 ännu flera kilometer nedan om arbetsområdet 1,5-faldiga jämfört med belastningen i övre delen av arbetsområdet. Halten ökade mest före översvämningen under en tid då flödet var ganska lågt och då överskreds även tillståndsvillkoren. Betydelsen av ett översvämningsskyddat område som sedimentationsområde försvann till följd av invallningarna, men å andra sidan minskade samtidigt den urlakning från området, som sker vid översvämning. Skillnaderna i vattenkvaliteten mellan övre delen av arbetsområdet och influensområdet verkade återgå till det normala efter att vattendragsarbetena avslutats, men det finns tillsvidare alltför lite kunskap om översvämningsskyddets långtidsinverkan på vattenkvaliteten.

Surhetssituationen utvecklades en aning gynnsammare i övre delen av arbetsområdet än i nedre delen. Dräneringsvatten från Rintalaområdet och övre delen av Kyro älv försurade Kyro älv: pH i huvudfåran började sjunka, när andelen dräneringsvatten nådde ca 10 % av flödet i Hanhikoski. De värsta situationerna uppstod i allmänhet under slutet av våren och på försommaren, då andelen dräneringsvatten av Hanhikoski flödet närmade sig 20 %. Surhetspulsen kunde observeras längs nedre loppet. Det är svårt att jämföra situationen med läget som rådde före pumpstationerna, eftersom automatstationer som möjliggör en exakt uppföljning inte fanns då. Vattnet från så gott som alla invallningsområden var mycket surt och halterna av många metaller starkt toxiska, vilket försvagade vattenkvaliteten i huvudfåran samt det ekologiska tillståndet. Surheten på det översvämningsskyddade området i övre delen av Kyro älv har sakta sjunkit allteftersom sulfaterna sköljs bort. Då åkerfälten sjunker i området ökar detta likväl behovet av dränering, vilket upprätthåller en surhetsurlakning. Kvaliteten på dräneringsvattnen förblev också svag under hela undersökningstiden. Dräneringsvattnets pH sjönk snabbt t.ex. efter hållregn, vilket snabbt märktes också

i huvudfåran. Grundorsaken till surhet är en effektiv dränering av alunjordar – man kan inte anse att pumpstationerna i sig ökar surheten, men å andra sidan minskar de heller inte surheten. Det vatten som skall pumpas ut i älven är likväl lokalt surare nu än tidigare, eftersom mindre sura vatten från övre delen av avrinningsområdet via isoleringsdiken rinner ut i älven på andra ställen än tidigare. På så vis kan de pulser av sura vatten som uppstår i älven vara skadliga lokalt. Pumpstationernas viktigaste roll är likväl indirekt: de möjliggör att invallningsområdena torkar upp snabbare på våren och efter regnperioder. Den ökade säkerheten att odla möjliggör en effektivare odling och vid behov ett djupare dräneringsdjup. På så vis gynnas uppkomsten av surhet, vilket ökar risken att vattendraget försuras. De värsta risksituationerna uppstår i slutet på våren - på försommaren, när mängden sura dräneringsvatten i flödena stiger mycket, samtidigt som vattnets buffertförmåga i huvudfåran sjunker. Det här ökar kraftigt försurningen och risken för fiskdöd, då tidpunkten är kritisk för yngelproduktionen hos vårlekande fiskar. Det är tillsvidare likväl oklart, om översvämningsskydd inverkar på surhetsurlakningen eller på hur denna infaller under en längre tid. Effekten av olika metoder att minska surheten har tillsvidare varit begränsad.

Höjningen av vattenytan vid övre delen av Malkakoski ändrade sommartid vattenkvaliteten i lugnvattenområdet i riktning mot en kraftigt eutrofierad sjö. Vattnet i bassängen skiktades visserligen inte, men eutrofieringsnivån steg tydligt, samtidigt som syrehalterna sjönk. Nedbrytningen av organiskt material och oxidationen av ammoniumkväve effektiviserades på grund av den förlängda uppehållstiden, vilket har försvagat syresituationen. Förändringarna märktes åtminstone ända till Hanhikoski. Avloppsvattenbelastningens roll i eutrofieringsnivån verkar ha blivit starkare. Vintertid observerades inga förändringar, utan vattenkvaliteten i älven följde helt kvaliteten på det vatten som avtappades från de konstgjorda bassängerna i övre loppet. De förändringar som observerades sommartid gagnar arter som föredrar eutrofi och sjölika förhållanden på bekostnad av arter som föredrar strömmande vatten. Hos fiskbeståndet gynnas framförallt mörtfiskar men däremot stör de låga syrehalterna trivseln för mera krävande fiskarter och kräfta.

Rytmiken vid användningen av korttidsreglering och pumpstationer orsakar en snabb och skadlig variation i pH-värdet i huvudfåran. Variationen är störst när korttidsregleringen är som kraftigast. Hur ibruktagningen av pumpstationer inverkar på fenomenet kunde man undersöka endast tiden efter att automatisk uppföljning tagits i bruk. Således kan man inte veta, om översvämningsskyddet har ändrat situationen. Det är sannolikt att situationen har varit likadan även under den tid, då vattnet har strömmat fritt från dräneringsområdena. Det är emellertid möjligt att pumpstationerna orsakar pulser med surt vatten i älven i sådana situationer, då flödet på grund av korttidsregleringen är som minst samtidigt som pumpstationerna går på maximieffekt. Det här kunde man på basis av det bristfälliga flödesmaterialet inte utreda.

### **Inverkan på den ekologiska situationen från invallningarna i Rintala och vattendragsarbetena i Kyrö älvs övre lopp**

Vattendragsarbetena och korttidsregleringen av konstgjorda bassänger orsakade tillsammans erosion av strandzonen. Erosionen var som värst på de brantaste delarna i övre delen i Ylistaro. Beroende på plats och år observerade man på de grävda slänterna på samma platser både erosion och sedimentation. Återkommande belastningstoppar och å andra sidan det att habitaterna blev enformigare och/eller att deras kvalitet försämrades är problematiskt för ekosystemet, eftersom det hindrar förekomsten eller spridningen av mera krävande arter, om förhållandena mellan störningarna tillåter detta i övrigt. Å andra sidan kan arter som tål störningarna öka. De till stor del permanenta förändringar i älvsälternas morfologi, som orsakats av invallningen av älvdelen på en sträcka av 24 km, minskade mångformigheten hos

habitatet och den ekologiska betydelsen. Det är ännu oklart i vilken mån Malkakoski och å andra sidan strandterrasserna, som byggts i nedre delen av de rensade slänterna, kompenserar den här förändringen.

Tuvor med växtlighet planterades på de grävda slänterna och tillväxten och spridningen lyckades rätt väl. Växtligheten minskade erosionen och höll i någon mån tillbaka material som drivits med älven. Å andra sidan var erosionen kraftig mellan tuvorna och på områden, där tuvornas tillväxt var svagare. Höjningen av vattennivån i Malkakoski har förändrat växtligheten i övre delen av området: gamla växtlighetszoner har lämnat under vatten och nya håller först på att uppstå. Vattenväxtligheten är tillsvidare knapp och enformig och består nästan enbart av vattenpilört.

De förhöjda metallhalterna i skotten på mossor förekom under samma år som vattendragsarbetena i övre loppet orsakade en kraftig belastning av suspenderade ämnen. Metallerna har eventuellt samlats på ytan av skotten med sedimenten. Det bör ändå observeras att metallhalterna i skotten speglar belastningen, som kommer från alunjordar på hela övre delen av avrinningsområdet. Storleken på belastningen åter är väsentligt beroende av hur stor den urlakning är, som regnen orsakar. Det är också svårt att precisera hur stor andel de egentliga grävningsarbetena har på de förhöjda halterna.

Att belastningen av suspenderade ämnen och grumligheten ökade hade en skadlig inverkan på bottendjurssamhällena, vilket berättar om vattendragsarbetenas inverkan. I samhällena skedde även förändringar, som bl.a. tydde på ökad organisk belastning på arbetenas influensområde, men å andra sidan kan förändringarna även delvis vara en följd av artförändringarna som föranletts av att pH-värdena blivit en aning bättre. Stora svängningar i bottendjurssamhällena är typiska för utbyggda och belastade älvar.

Vattendragsarbetena i Kyro älvs övre lopp påverkar förutsättningarna för kräfta och nejonögon i älven men också den dåliga vattenkvaliteten, korttidsregleringen och för nejonögonen även hindren att stiga i älven har en negativ inverkan. Det fina sediment, som lösgörs i samband med vattendragsarbetena, är skadligt för kräftor. Mängden habitat, som är lämpliga för kräftor, har på den utbyggda delen minskat till följd av t.ex. höjningen av vattennivån vid Sitkoskoski, vilket Malkakoski visserligen kompenserar till vissa delar. Den snabba förändringen på pH-värdet, som orsakas av rytmiken vid pumpningen av vatten från regleringsområden och av korttidsregleringen, är även skadlig för båda arterna, eftersom det leder till ökad energiförbrukning och stress. Fortsatt stress som orsakas av många faktorer hindrar utvecklingen av både fisk- och nejonögonsbeståndet i Kyro älv.

Belastningen av suspenderade ämnen, som orsakas av arbetena i övre loppet av Kyro älv, och habitatförändringarna med korttidsregleringen och diffusbelastningen upprätthåller ett svagt tillstånd i fiskbeståndet i Kyro älv och orsakar kraftiga svängningar i t.ex. yngelproduktionen. Den naturliga gradienten i fisksamhällena i riktningen övre – nedre loppet rubbades så att svängningarna i fisksamhällena var större (utöver att nedre loppet led av surhet) på arbetenas influensområde. Utöver surheten observerade man speciellt att den ökade belastningen av suspenderade ämnen inverkade skadligt på fisksamhällena i älvarna. Enhetsfångsterna av nästan alla fiskarter i lugnvattendelarna, i älvarna och i yngelproduktionen minskade på vattendragsarbetenas influensområden under tiden för arbetena jämfört med området i övre loppet. Även om förändringarna delvis var små eller osäkra, var de i samma riktning och visade på att fiskbeståndet höll på att gå tillbaka på influensområdet. Man observerade även att tillväxten på och konditionen hos de allmännaste fiskarna i älven, abborre och mört, hade försvagats på influensområdet jämfört med området i övre loppet. Vidare verkade det som om skillnaden höll på att bli större. Förändringen kan t.ex. förklaras med att näringstillgången försvårats på arbetenas influensområde. Den återstående litorala zonen observerades vara viktig för yngelproduktionen



– dvs. yngelproduktionen minskar om de här områdena försvinner. Fiskfångsterna i älvmrådet och i älvmyrningen varierade i hög grad, men regelbundna förändringar kunde inte observeras. Fiskbeståndet i Kyro älv och dess influensområde har på grund av miljöförändringar förändrats redan tidigare och fiskare har varit tvungna att anpassa sig till detta. Enligt fiskeförfrågningar anser fiskarna emellertid att vattendragsbyggandet och korttidsregleringen ännu är de faktorer som inverkat mest på fisket.





## 10. Allmänna synpunkter på en förbättring av Kyro älvs tillstånd

### **Minskande av erosionen vid älvslänter och översvänningsinvallningar**

Vid vattendragsarbetet i övre loppet av Kyro älv har man fäst uppmärksamhet vid erosionsskyddet på röjningsslänterna. Åren 1997 – 2001 har man lyckats minska erosionen vid älvslänterna genom att plantera tuvor från den gamla älvslänten på den nya. De obehagliga mellanrummen mellan tuvorna har däremot nöts och på många ställen är en del av älvslänten fortfarande utan växtlighet. Erosionen på älvslänterna är för närvarande störst på delen mellan järnvägsbron i Munakka och Malkakoski. Som iståndsättningsåtgärd kunde man överväga att öka busk- och trädbeståndet på älvslänterna och på översvänningsinvallningarna på lämpliga områden, likväl utan att riskera översvämningsskyddet. Växtarter med trästam kunde hålla sedimentet på plats och binda marken med sina rötter utan att rötterna utgjorde någon fara för invallningarna. En minskning av erosionen genom att öka växtlighetstäckningen och naturstenar kunde beaktas vid underhållet av fårorna.

### **Uppbyggnad av livsmiljön och arternas mångformighet samt behov av restaurering**

Vattendragsarbetet i övre loppet av Kyro älv har gjort slänterna och fåran på den röjda och invallade älvdelen enformigare som livsmiljö. Älvslänterna är utan träd mycket gassande, oskyddade livsmiljöer för växter och djur. Vattenväxtligheten i fåran har klart minskat och artbeståndet är ringa.

Vattendragsarbetet i övre loppet av Kyro älv har även inverkat på forsarnas tillstånd ovanför Malkakoski i Sitkoskoski, där vattenytan enligt planerna stigit med cirka två meter. Före kräftpesten fick man i Sitkoskoski förhållandevis mycket kräftor i jämförelse med övriga observationsplatser i Kyro älv. Malkakoski och området i forsens nedre del kunde användas som en ersättande livsmiljö för kräftan, som minskat drastiskt till antalet, troligtvis i och med att den vid översvänningsarbetet miste sitt potentiala livsområde. Kräftans dåliga framgång i lugnvattendelen i övre delen av Malkakoski kan bero på den låga syrehalten. Möjligheterna att göra livsmiljön mångsidigare för växter och djur och att göra artbeståndet mångformigare kunde utredas på älvdelen mellan Koskenkorva och Hanhikoski. På basis av utredningen är det sen möjligt att uppgöra utvecklings- och underhållsplaner och att genomföra dessa i den omfattning som finansieringen möjliggör.

### **Kontroll av Malkakoski och lugnvattendelen ovanför**

Efter att Malkakoski togs i bruk år 2003 har syrehalten i lugnvattendelen ovanför forsens varit låg sommartid. Eftersom lugnvattendelen har kunnat observeras under en mycket kort tid och eftersom utvecklingen av områdets tillstånd inte ännu avstannat, fortsätter observationen av Malkakoski. Strukturen i lugnvattendelens fiskbestånd, hur förökningen lyckas och förändringar i dessa kontrolleras fortfarande. Vid kontrollen bör man utreda, om lugnvattenområdet är lämpligt som vistelse-, föröknings- och yngelområden för olika fiskarter och om det sker några förändringar i fiskbeståndet jämfört med nuvarande. Eftersom mycket sura och metallhaltiga dräneringsvatten pumpas ut i Kyro älv från invallningsområdena, kunde man som engångsprojekt utreda dräneringsvattnets inverkan på vattenorganismerna. För att utreda inverkningarna av vattendragsarbetet i övre loppet av Kyro älv fortsätter man enligt programmen att kontrollera vattnets tillstånd, fiskerinäringen samt kräft- och nejönögonsbestånden.

Vid byggandet av Malkakoski har man strävat efter att strömningsförhållandena i forsåran inte begränsar fiskens vandring anmärkningsvärt. Man har med telemet-

riuppföljningar utrett hur lämplig Malkakoski är för olika fiskarters möjlighet att röra sig och det vore bra att fortsätta utredningarna. När eventuella problem för stigandet har utretts, kunde man i form av ett skilt utvecklingsprojekt förbättra situationen.

### **Surhetsbekämpning och utveckling av pumpstationernas användning**

Surheten utgör ett av de största problemen vid förbättringen av Kyro älvs tillstånd. Huvudorsaken till surheten ligger i dräneringen av försurade sulfatjordar. Omfattande utredningar har gjorts om minskandet av surheten i dräneringsvattnen från invallningsområdet i Rintala och även nya metoder har prövats. Metodernas effekt att minska surheten har kontrollerats och metodernas kostnader har uppskattats. På basis av dagens uppgifter kunde den främsta åtgärden att bekämpa surheten vara att jordbrukarna genomför ett kombinerat dränerings- och bevattningssystem (regleringstäckdikning) samt kalkfilterdikning, men tillståndsinnehavarens möjligheter att befrämja de här åtgärderna är små. Eftersom surhetsproblemet är ett av de mest framträdande miljöproblemen i Kyro älv, behöver man fortfarande vidta åtgärder både på avrinningsområdet och i vattendraget för att minska problemet. Man måste få alla verksamma i området att delta i minskningen av surheten och man måste fortfarande utveckla nya metoder via undersökning- och utvecklingsverksamhet för att kunna komma till rätta med surhetsproblemet.

Även användningen av de pumpstationer och invallningsområden, som omfattas av vattendragsarbetet i övre loppet av Kyro älv, inverkar på uppkomsten och spridningen av surhet. Då vatten från invallningsområdena pumpas ut i Kyro älv när flödet är litet, ökar surheten i Kyro älv. Därför förvärras surhetssituationen när pumpstationerna används samtidigt. Enligt kontrollresultaten börjar pH-värdet i huvudfåran i Kyro älv minska oroväckande, när mängden dräneringsvatten överskrider 10 % av flödet i Hanhikoski. Andelen invallningsområden av Kyro älvs avrinningsområde är 5 %. Man bör följa upp surhetsbelastningen i den pumpade vattenmängden och dess andel av Kyro älvs flöde och sträva efter att minimera mängden pumpat vatten. I teorin kan man ingripa i det här problemet antingen genom tidsbestämning av användningen av pumparna eller genom att lätta dygnsregleringen. Genom att reglera pumparnas funktion kan man lagra dräneringsvattnen i dikessystemen endast några timmar, utan att vattnet stiger och förorsakar skador på åkrarna. På så vis torde det effektivaste sättet att minska problemet i nuläget vara att mildra dygnsregleringen. Mängden dräneringsvatten har varit stor speciellt under tider med surhetsproblem på våren och försommaren, dvs. den känsligaste tiden för att vårlekande fisk skall lyckas föröka sig. Värdet 5,5 på pH är kritiskt för fiskerinäringen och om pH i Hanhikoski sjunker till under 5,5, sjunker surheten i älvmynningen då i allmänhet till under 5,0. Således borde man för Kyro älvs tillstånd allmänt eftersträva att pH-värdet inte sjunker under 5,5. För Kyro älvs tillstånd borde man sträva efter att andelen dräneringsvatten inte överskrider 10 % i det flöde som då råder.

Man har fått goda erfarenheter om utspädning av pumpat dräneringsvatten från Seinänsuu, dit ca 250 l/s utspädningsvatten letts. Det är skäl att fortsätta avtappningen av det här utspädningsvattnet till fåran som leder till pumpstationen i Seinänsuu. Utspädning av dräneringsvatten som leds via övriga pumpstationer till huvudfåran är också att rekommendera men i dag finns det inga sätt att göra detta på. Av vattenskyddsmässiga orsaker bör torrlägningsdjupet inte ökas med hjälp av pumpstationerna. Att åkrarna slits ner och pressas ihop kommer emellertid att i framtiden orsaka ett tryck på att öka torrlägningsdjupet.

### **Minskning av verkningarna från korttidsregleringen av Kyrkösjärvi och Pitkämö**

I sitt nuvarande tillstånd påverkar korttidsregleringen starkt tillståndet och organismerna i Kyro älv. På grund av korttidsregleringen kan det största flödet under ett dygn vid medel- och låg-flödestid vara dubbelt jämfört med det minsta flödet och

flödesvariationen mellan vardagar och veckoslut kan vara ännu större. De stora och snabba variationerna på flödet inverkar direkt på vattenorganismernas levnadsmöjligheter och vidare indirekt genom att påverka andelen pumpat dräneringsvatten. Till följd av en kraftig korttidsreglering blir mängden pumpat dräneringsvatten i huvudfåran tillfälligt problematiskt stor och vattenkvaliteten försvagas. På grund av gjorda utredningar är det skäl att inleda arbetena att mildra korttidsregleringen. Även i det preliminära skötselprogrammet för Kyro älvs vattendragsområde konstateras att man för att nå ett gott ekologiskt tillstånd i Kyro älv bl.a. måste justera regleringen och att förhandlingar om alternativ att mildra regleringen snabbt måste inledas. När man utvecklar korttidsregleringen skall man beakta att regleringen skall samordnas med användningen av pumpstationer på invallningsområdet. Mildrande av korttidsregleringen är en viktig enskild åtgärd, med vilken man kan minska skadorna som orsakas av vattendragsarbetena i Kyro älv.



Pekka Peura

# KUVAILEHTI

Julkaisija	Länsi-Suomen ympäristökeskus			Julkaisu-aika Heinäkuu 2006
Tekijä(t)	Anssi Teppo, Mika Tolonen, Kai Korsu, Mika Sivil, Mikko Koivurinta, Timo Marjomäki, Anna-Maria Koivisto, Jyrki Latvala, Liisa Maria Rautio			
Julkaisun nimi	<b>Kyrönjoen yläosan vesistötoiden vaikutus ja Kyrönjoen tila vuosina 1975-2003</b> (Inverkan av vattendrags-arbetena i Kyro älvs övre del och tillståndet i Kyro älv åren 1975 - 2003)			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 18/2006			
Julkaisun teema	Luonnonvarat			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut				
Tiivistelmä	<p>Kyrönjoki (F = 4920 km<sup>2</sup>, MQ = 43 m<sup>3</sup>/s) virtaa laajojen tasaisten peltolakeuksien läpi. Joki tulvii herkästi, minkä vuoksi vesistöalueen tulvasuojelu on ollut laajamittaista: vuonna 2003 valmistui Kyrönjoen yläosan tulvasuojelu, johon kuului jokivarren pengerrys noin 24 km matkalla, 22 tulvapumppaamon rakentaminen sekä aliveden aikaisista vedenpintaa nostavan Malkakosken padon rakentaminen.</p> <p>Kyrönjoen pääuoman virtaamia, veden laatua sekä kala-, rapu- ja nahkiaskantoja sekä vesistötoiden vaikutuksia näihin on tarkkailtu vuosina 1975-2003. Kyrönjoen tilaan vaikuttavat vesistö rakentamisen lisäksi lyhytaikaisäänöstely, virtaamien voimakas ja nopea vaihtelu, voimakas haja- ja pistekuormitus sekä varsinkin alueen happamien alunamaiden kuivatuksen aiheuttamat happamuusongelmat.</p> <p>Kyrönjoki on tummavetinen ja rehevöitynyt joki, jota luonnehtivat suuret virtaaman vaihtelut ja alajuoksua kohti pahenevat happamuusongelmat. Happamuus ja sameus ovat voimakkaimmillaan tulva-aikoina, kun taas rehevöitymisongelmat korostuvat kesän alivirtaamakausina. Kasvillisuudessa, pohjaeläimistössä, kalastossa sekä rapu- ja nahkiaskannoissa näkyvät rehevöitymisen, happamuuden sekä rakenteellisten muutosten vaikutukset.</p> <p>Heikoimmillaan veden laatu ja ekologinen tila oli 1970-luvulla, jolloin pistekuormitus oli voimakasta ja happamien maiden kuivatus laajimmillaan. Näistä ajoista joen ekologinen tilanne on hiljalleen parantunut, mikä näkyy esimerkiksi pohjaeläinlajiston runsautumisena. Vuosittaiset vaihtelut ovat kuitenkin suuria ja joen ekologista tilaa voidaan edelleenkin pitää melko heikkona.</p> <p>Vesistö rakentaminen on aiheuttanut joen rakenteellisia muutoksia ja toisaalta voimakkuudeltaan vaihtelevaa, vuosikautia jatkunutta eroosiota. Pitkään jatkunut rakentaminen on pitänyt yllä jokiekosysteemin jatkuvaa stressiä, joka on hidastanut Kyrönjoen tilassa muuten tapahtunutta myönteistä kehitystä. Malkakosken yläpuolelle muodostunut allas näyttää odotetusti rehevöityneen. Vesistö rakentamisen suurimmat vaikutukset ovat kuitenkin välillisiä: tulvasuojelu mahdollistaa happamien alunamaiden tehokkaan kuivatuksen ja viljelyn, mistä puolestaan seuraa vesistön happamoitumista. Kuivatusalueilta tuleva happamuus yhdessä lyhytaikaisäänöstelyn muuttaman virtaamarytmin kanssa aiheuttaa nopeaa ja vesieliöstölle haitallista happamuuden vaihtelua.</p>			
Asiasanat	Automaattinen veden laadun seuranta, kala, rapu, nahkianen, Kyrönjoki, vesistö rakentaminen, virtaama, veden laatu			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Länsi-Suomen ympäristökeskus ja Maa- ja metsätalousministeriö			
	ISBN 952-11-2282-X (nid.)	ISBN 952-11-2283-8 (PDF)	ISSN 1238-7312 (pain.)	ISSN 1796-1637 (verkkokoj.)
	Sivuja 174	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta (sis.alv 8 %) 31 €
Julkaisun myynti/ jakaja	Länsi-Suomen ympäristökeskus, PL 262, 65101 Vaasa. Puh. 020 490 109, sähköposti: neuvonta.lsu@ymparisto.fi			
Julkaisun kustantaja	Länsi-Suomen ympäristökeskus			
Painopaikka ja -aika	Fram Oy, Vaasa 2006			

## PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Västra Finlands miljöcentral			Datum Juli 2006
Författare	Anssi Teppo, Mika Tolonen, Kai Korsu, Mika Sivil, Mikko Koivurinta, Timo Marjomäki, Anna-Maria Koivisto, Jyrki Latvala, Liisa Maria Rautio			
Publikationens titel	<b>Inverkan av vattendrags-arbetena i Kyro älvs övre del och tillståndet i Kyro älv åren 1975 - 2003</b>			
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 18/2006			
Publikationens tema	Naturtillgångar			
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt				
Sammandrag	<p>Kyro älv (F = 4920 km<sup>2</sup>, MQ = 43 m<sup>3</sup>/s) rinner genom vidsträckta och plana odlade slätter. Älven är känslig för översvämningar och därför har översvämningsskyddet på vattenområdet varit omfattande: år 2003 blev översvämningsskyddet vid Kyro älvs övre del klart. I skyddet ingick att valla in en ca 24 km lång sträcka av älven, att bygga 22 pumpverk samt att bygga dammen i Malkakoski som höjer vattennivån vid lågvatten.</p> <p>Vattenföringen i Kyro älvs huvudfåra, vattenkvaliteten och bestånden av fisk, kräftor och nejonögon samt vattendragsarbetenas inverkan på dessa har kontrollerats under åren 1975–2003. Förutom av vattenbyggnaden påverkas Kyro älvs tillstånd även av korttidsregleringen, de kraftiga och snabba variationerna i vattenföringen, den kraftiga diffusa belastningen och punktbelastningen, samt i synnerhet försurningsproblemen som orsakas av torrläggningen av de sura alunjordarna i området.</p> <p>Kyro älv är en övergödd älv med mörkt vatten och karakteriseras av de stora variationerna i vattenföringen och av försurningsproblemen som tilltar mot älvens nedre lopp. Försurningen och grumligheten är som kraftigast under översvämningarna, medan övergödningssproblemen är som störst på sommaren under minimivattenföringen. Verkningsarna av övergödningen, försurningen och de strukturella förändringarna märks i växtligheten, bottenorganismerna samt i bestånden av fisk, kräftor och nejonögon.</p> <p>Vattenkvaliteten och den ekologiska statusen var som svagast på 1970-talet när punktbelastningen var kraftig och torrläggningen av de sura jordarna som mest utbredd. Sedan dess har älvens ekologiska status långsamt förbättrats, vilket märks bl.a. på att artbeståndet av bottenjur har blivit rikligare. De årliga variationerna är dock stora och älvens ekologiska status kan fortfarande anses vara ganska svag.</p> <p>Vattenbyggandet har orsakat strukturella förändringar i älven och å andra sidan också erosionen som pågått under många års tid och som varierar i styrka. Det långvariga byggandet har upprätthållit en ständig belastning av älvens ekosystem och detta har fördröjt den i övrigt positiva utvecklingen av Kyro älvs status. Som väntat verkar bassängen som bildats ovanför Malkakoski ha blivit övergödd. Vattenbyggandets största verkningar är ändå indirekta: översvämningsskyddet gör det möjligt att effektivt torrlägga och odla upp de sura alunjordarna, vilket i sin tur leder till att vatten-draget försuras. I kombination med att korttidsregleringen förändrat rytmen i vattenföringen orsakar försurningen från de torrlagda områdena snabba variationer i surheten som är skadliga för vattenorganismerna.</p>			
Nyckelord	automatisk monitoring av vattenkvalitet, fisk, kräftor, nejonögon, Kyro älv, vattendragsarbeten, vattenflöde, vattenkvalitet			
Finansiär/ uppdragsgivare	Västra Finlands miljöcentral och Jord- och skogsbruksministeriet			
	ISBN 952-11-2282-X (hft.)	ISBN 952-11-2283-8 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	Sidantal 174	Språk Finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %) 31 €
Beställningar/ distribution	Västra Finlands miljöcentral, PB 262, 65101 Vasa. Tel 020 490 109, e-post: neuvonta.lsu@ymparisto.fi			
Förläggare	Västra Finlands miljöcentral			
Tryckeri/tryckningsort och -år	Fram Ab, Vasa 2006			



## DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	West Finland Regional Environment Centre			<i>Date</i> June 2006
<i>Author(s)</i>	Anssi Teppo, Mika Tolonen, Kai Korsu, Mika Sivil, Mikko Koivurinta, Timo Marjomäki, Anna-Maria Koivisto, Jyrki Latvala, Liisa Maria Rautio			
<i>Title of publication</i>	<b>Kyrönjoen yläosan vesistötöiden vaikutus ja Kyrönjoen tila vuosina 1975-2003</b> (The effects of the water construction work in the upper part of the river Kyrönjoki and the status of the river in 1975-2003)			
<i>Publication series and number</i>	The Finnish Environment			
<i>Theme of publication</i>	Natural resources			
<i>Parts of publication/ other project publications</i>				
<i>Abstract</i>	<p>The river Kyrönjoki (F = 4920 km<sup>2</sup>, MQ = 43 m<sup>3</sup>/s) flows through wide and flat cultivation plains. The river is prone to flooding and for this reason the flood protection within the area has been extensive. In 2003 the flood protection work in the upper part of Kyrönjoki river was completed. The protection included the embankment of about 24 km long river stretch, building 22 pumping stations and the impounding dam at Malkakoski which raises the water surface during low flow.</p> <p>The discharge, the water quality, and the stocks of fish, crayfish and lamprey, as well as the effects of the work performed in the river system on all of the above, was monitored in the main channel of Kyrönjoki during 1975–2003. Besides the water construction the status of Kyrönjoki is affected by the short-time regulation, the strong and rapid variations in the discharge, the heavy diffuse and point source load, and in particular the acidity caused by draining the sulphate soils in the area.</p> <p>Kyrönjoki is an eutrophicated river, characterized by brown water, large variations in the discharge and problems with acidity, which increase towards the lower reach of the river. The acidity and the turbidity are most prominent during the floods, while the eutrophication problems peak during the low-water period in the summer. The effects of the eutrophication, the acidity and the morphological changes reflect to the vegetation, the zoobenthos and the stocks of fish, crayfish and lamprey.</p> <p>The water quality and the ecological status was at its weakest in the 1970s when the point source load was at its heaviest and the drainage of the sulphate soils most widely spread. Since then the ecological status of the river has slowly improved, which can be seen in the increased amount of species in the zoobenthos. However, the yearly variations are large and the ecological status of the river can still be considered to be rather weak.</p> <p>The water construction has on one hand caused morphological changes in the river channel and on the other erosion, which has prevailed over several years with variable intensity. The protracted construction work has maintained a continuous stress in the river's ecosystem, which has slowed down the otherwise positive development in the status of River Kyrönjoki. As could be expected, the reservoir that has formed above Malkakoski has become eutrophicated. The most extensive effects of the water construction still remain indirect; the flood protection makes it possible to effectively drain and cultivate the acid sulphate soils in the area, which in turn leads to acidity in the river system. A combination of the short-time regulation, having changed the rhythm of the discharge, and the acidity from the drained areas causes rapid variations in the acidity, which is harmful to the aquatic organisms.</p>			
<i>Keywords</i>	automatic monitoring of water quality, fish, crayfish, lamprey, Kyrönjoki river, water construction works, discharge, water quality			
<i>Financier/ commissioner</i>	West Finland Regional Environment Centre and Ministry of Agriculture and Forestry			
	ISBN 952-11-2282-X (pbk.)	ISBN 952-11-2283-8 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	<i>No. of pages</i> 174	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> Public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i> 31 €
<i>For sale at/ distributor</i>	West Finland Regional Environment Centre, Box 262, 65101 Vaasa. Tel. 020 490 109, e-mail: neuvonta.lsu@ymparisto.fi			
<i>Financier of publication</i>	West Finland Regional Environment Centre			
<i>Printing place and year</i>	Fram Oy, Vaasa 2006			



Kyrönjoki, Etelä-Pohjanmaan suurin joki, on tunnettu laajoista pelto-  
lakeuksistaan ja tulvistaan. Kyrönjokea on rakennettu voimakkaasti  
tulvien torjumiseksi ja vuonna 2003 päättyneillä Kyrönjoen yläosan  
vesistötöillä saatettiin loppuun Ilmajoen ja Ylistaron välisen noin 30  
km pitkän jokiosuuden tulvasuojelu.

Kyrönjoen veden laatuun ja ekologiseen tilaan vaikuttavat virtaami-  
en nopea vaihtelu, vesistö rakentamisen aiheuttamat rakenteelliset  
muutokset, lyhytaikaisäännöstely, voimakas maa- ja metsätalouden  
kuormitus sekä etenkin valuma-alueen happamien alunamaiden  
kuivatuksesta aiheutuvat vakavat happamuusongelmat. Veden laadun  
vuosittaiset vaihtelut ovat suuria ja joen ekologinen tila on melko  
heikko. Kyrönjoki on kuitenkin monessa suhteessa rikas ja moni-  
puolinen joki.

Loppuraportissa tarkastellaan vesistötöiden vaikutuksia Kyrönjoen  
pääuoman virtaamien, veden laadun sekä kala-, rapu- ja nahkiais-  
kantojen tilaan ja kehitykseen vuosina 1975-2003. Raportti liittyy  
Kyrönjoen yläosan vesistötöiden lupaehtojen tarkistamista koskeviin  
lupahakemuksiin.



Länsi-Suomen ympäristökeskus,  
PL 262, 65101 Vaasa.  
Puh. 020 490 109,  
sähköposti [neuvonta.lsu@ymparisto.fi](mailto:neuvonta.lsu@ymparisto.fi)

**ISBN 952-11-2282-X (nid.)**

**ISBN 952-11-2283-8 (PDF)**

**ISSN 1238-7312 (pain.)**

**ISSN 1796-1637 (verkkoj.)**